

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS MATEMÁTICAS E DA TERRA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

LETÍCIA BOLSAS MENDONÇA

**EFEITOS DO FOGO NA RELAÇÃO CHUVA-SUCÇÃO DO SOLO EM FLORESTA
DEGRADADA E GRAMÍNEAS: subsídios ao estudo de movimentos de massa, Nova
Friburgo (RJ)**

Rio de Janeiro

2023



LETÍCIA BOLSAS MENDONÇA

**EFEITOS DO FOGO NA RELAÇÃO CHUVA-SUCÇÃO DO SOLO EM FLORESTA
DEGRADADA E GRAMÍNEAS: subsídios ao estudo de movimentos de massa, Nova
Friburgo (RJ)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Departamento de Geografia do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito para a obtenção do título de mestre em Geografia

Orientadora: Profa. Dra. Ana Luiza Coelho Netto

Rio de Janeiro

2023

FICHA CATALOGRÁFICA

CIP - Catalogação na Publicação

M539e Mendonça, Leticia Bolsas
Efeitos do fogo na relação chuva-sucção do solo em floresta degradada e gramíneas: subsídios ao estudo de movimentos de massa, Nova Friburgo (RJ) / Leticia Bolsas Mendonça. -- Rio de Janeiro, 2023. 134 f.

Orientadora: Ana Luiza Coelho Netto.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2023.

1. hidrologia. 2. incêndio. 3. deslizamento. 4. monitoramento. 5. mata atlântica. I. Coelho Netto, Ana Luiza, orient. II. Título.

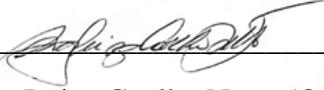
LETÍCIA BOLSAS MENDONÇA

**EFEITOS DO FOGO NA RELAÇÃO CHUVA-SUCÇÃO DO SOLO EM FLORESTA
DEGRADADA E GRAMÍNEAS: subsídios ao estudo de movimentos de massa, Nova
Friburgo (RJ)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Departamento de Geografia do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito para a obtenção do título de mestre em Geografia

Aprovada em 07/02/2023.

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Ana Luiza Coelho Netto (Orientadora)
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)



Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)



Profa. Dra. Ana Valéria Freire Allemão Bertolino
Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)



Prof. Dr. Edivaldo Lopes Thomaz
Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO)

AGRADECIMENTOS

Essa dissertação não é fruto de um trabalho individual, longe disso, não teria sido concebida sem a ampla colaboração, assistência e incentivo de muitas pessoas. Nesse sentido, eu gostaria de agradecer imensamente:

À minha mãe, Miriam, por todo o amor, valores, ensinamentos e pelo lar que me criou junto aos meus irmãos. Por ser o melhor exemplo de mulher que eu poderia seguir. Não tenho palavras para agradecer seu apoio incondicional, fornecendo sempre todas as condições possíveis para alcançar minhas conquistas.

À minha orientadora de ideias, Ana Luiza Coelho Netto, por todo o ensinamento repassado, muito além do acadêmico, por me estimular a pensar cientificamente, de forma não linear, mas sistêmica! Por todo o apoio durante essa pesquisa, principalmente nos primeiros trabalhos de campo, pela confiança depositada em mim e nessa dissertação e, por fim, pela loucura de colocar fogo no quintal de casa (tudo pela ciência!).

Ao Allan por todo o amor e companheirismo, seja nas diversas idas à campo comigo para instalar instrumentos e baixar os dados, mas como em todos os momentos que compartilhamos juntos.

À Janete, Delair e Lieber por permitir que realizássemos essa pesquisa em sua propriedade, pelo apoio na instrumentação de campo, pelo carinho nos momentos de angústia e, sobretudo, por todo o ensinamento passado do conhecimento adquirido pela vivência. Vocês são muito especiais.

À todos os membros do GEOHECO, em especial à Ana Carolina Facadio pela parceria imensurável em toda minha trajetória acadêmica, pelas nossas trocas e conversas, *brainstorms* e por ser inspiração; à Karoline Mayume pela apoio fundamental nos muitos trabalhos de campo dessa dissertação, pelas conversas e incentivos; à Luana pela ajuda em todos os ensaios de laboratório, principalmente nos momentos em que eu estava exausta mentalmente; ao Tomás pela parceria e ajuda braçal com os trabalhos de campo; ao Igor pelas verdadeiras aulas de estatística; à Joana e Roberta pelas trocas, ensinamentos e acolhimento nos momentos de desespero; também ao Max pelo apoio nos trabalhos de campo e aos demais membros, Isadora, Flávio, Marcelo, Leticia, Luna, Aydam e Guilherme, pela a ajuda sempre solícita, por compartilhar ensinamentos, pelas conservas e pela união.

À toda minha família, especialmente ao João Paulo por todo amor, incentivo e apoio, mesmo que silencioso às vezes, nessa jornada. Aos meus irmãos João Pedro e Miguel pelos momentos em família, pelas risadas, brigas e implicâncias. Aos meus avós, presentes nesse plano mundano ou não, por toda inspiração e ensinamentos de vida que vocês me proporcionaram, e por todo carinho e amor. Às minhas tias Mirna e Mônica, meu primo Pedro e tio Saulo por proporcionarem momentos de fuga das preocupações da vida cotidiana sempre quando estão presentes. Amo muito todos vocês.

À todos os meus amigos que de alguma maneira contribuíram para esse dissertação, seja elaborando desenhos esquemáticos para um artigo, tirando dúvidas sobre matemática ou me ensinando sobre a estrutura da legislação, mas, sobretudo, se interessando, incentivando e escutando minhas angústias nessa trajetória. Em especial àqueles que permanecerem próximos mesmo nos momentos de reclusão que a vida acadêmica impõe às vezes, Dhébora, Tainá, Thayane, Nathalia e Danilo.

Ao Luizão pelas instruções nos ensaios de laboratório, pela ajuda sempre solícita nos momentos mais críticos, pelo carinho e incentivo na trajetória final dessa dissertação.

Também faço um agradecimento especial a todos aqueles que compartilharam o Laboratório de Geomorfologia nessa fase final de ensaios, por tornar esse caminho menos solitário com nossas conversas e desabafos, em especial ao Yuri e ao Gustavo, por serem tão prestativos e me ajudarem sempre que precisei.

À todos os professores e funcionários da UFRJ que contribuíram para minha formação acadêmica.

Aos membros da banca que fizeram contribuições valiosas para essa dissertação e desenvolvimento da pesquisa.

Por fim, agradeço ao CNPq, ao INCT-Reageo e FAPERJ pelo financiamento aos projetos, essenciais para o desenvolvimento dessa pesquisa, à CAPES pela bolsa de mestrado, e novamente à FAPERJ pela bolsa nota 10. Por último, agradeço ao INEA pela Autorização de Pesquisa Científica em Unidade de Conservação (Nº 035/2022).

RESUMO

O fogo é um vetor transformador da cobertura vegetal, sendo capaz de modificar sua estrutura e composição. Na Mata Atlântica, desde o século XVI, práticas de degradação intensivas associadas ao uso do fogo, reduziram o domínio da Floresta Atlântica à 13% da sua área original, onde 80% desses remanescentes encontram-se altamente fragmentados. Além das mudanças provocadas na vegetação, o fogo também pode causar diversas alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, bem como mudanças na dinâmica hidrológica dos solos e na estabilidade das encostas. Nesse sentido, essa dissertação teve como objetivo investigar o efeito do fogo na dinâmica hidrológica dos solos em encostas íngremes cobertas por floresta degradada e gramíneas, como subsídio para o avanço na compreensão de parâmetros relevantes à estabilidade de encostas. Para isso, uma queimada controlada foi realizada em ambas as coberturas vegetais em parcelas de aproximadamente 12 m², onde foram monitorados a temperatura das chamas e do solo nas profundidades de 0, 5, 10 e 15 cm. A sucção do solo foi monitorada nas profundidades de 0 – 10, 10 – 20, 20 – 30, 30 – 40, 40 – 50, 90 – 100 e 140 – 150 cm nas parcelas queimadas e em áreas controles (não queimadas) em ambas as coberturas. Esses dados foram relacionados com dados de chuva, temperatura e umidade do ar de uma estação meteorológica próxima à área de estudo. Além disso, ensaios de hidrofobia e coletas de solo deformado e indeformado foram realizados 1 dia antes da queimada e em 2, 15 e 30 dias após o fogo para análise de algumas propriedades do solo. Os resultados apontam que ambas as coberturas queimadas apresentam uma resistência à entrada de água da chuva em até 20 cm de profundidade do solo, onde os sensores de sucção só respondem a partir de um acumulado cerca de 4x maior em relação às coberturas não queimadas nas mesmas profundidades. Por outro lado, em relação à perda de água, a floresta degradada queimada apresentou condições mais secas no solo em relação à floresta degradada controle, principalmente até os 50 cm de profundidade, e uma taxa de aumento de sucção na profundidade de 10 – 20 cm cerca de 5x maior que a floresta degradada controle a partir de 3 meses após o fogo. A partir desses resultados, essa dissertação demonstrou alterações na sucção do solo após o fogo e indica direções futuras no avanço para a compreensão do efeito do fogo na detonação de movimentos gravitacionais de massa.

Palavras-chave: hidrologia; incêndio; deslizamento; monitoramento; mata atlântica.

ABSTRACT

Fire is a transforming vector of vegetation cover, being capable of modifying its structure and composition. In the Atlantic Forest, since the 16th century, intensive degradation practices associated with the use of fire, reduced the domain of the Atlantic Forest to 13% of its original area, where 80% of these remnants are highly fragmented. Besides the changes caused in vegetation, fire can also cause several changes in the physical, chemical and biological properties of the soil, as well as changes in the hydrological dynamics of the soils and in the stability of the slopes. In this sense, this dissertation aimed to investigate the effect of fire on the hydrological dynamics of soils on steep slopes covered by degraded forest and grasses, as a subsidy for advancing the understanding of parameters relevant to slope stability. For this, a controlled burning was carried out on both vegetation covers in plots of approximately 12 m², where the temperature of the flames and the soil were monitored at depths of 0, 5, 10 and 15 cm. Soil suction was monitored at depths of 0 – 10, 10 – 20, 20 – 30, 30 – 40, 40 – 50, 90 – 100 and 140 – 150 cm in the burned plots and in control areas (not burned) in both covers. These data were related to rainfall, temperature and humidity data from a meteorological station close to the study area. In addition, water repellency tests and collections of deformed and undisturbed soil were carried out 1 day before the fire and 2, 15 and 30 days after the fire to analyze some soil properties. The results indicate that both burned vegetation covers have a resistance to the entry of rainwater in up to 20 cm of soil depth, where the suction sensors only respond from an accumulation about 4x greater in relation to the unburned vegetation covers in the same depths. On the other hand, in relation to water loss, the burned degraded forest presented drier soil conditions in relation to the control degraded forest, mainly up to 50 cm in depth, and a suction increase rate in the depth of 10 – 20 cm about 5x greater than the control degraded forest from 3 months after the fire. Based on these results, this dissertation demonstrates changes in soil suction after fire and indicates future directions in advancing the understanding of the effect of fire on the detonation of gravitational mass motions.

Keywords: hydrology; fire; landslide; monitoring; tropical rainforest.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Componentes da interceptação, onde P é a precipitação, C é a interceptação pelo dossel, L é a interceptação pela serrapilheira, T é o atravessamento, S é o fluxo de troncos e R é precipitação terminal que atinge o solo. Fonte: adaptado de Dunne e Leopold (1978). 24
- Figura 2. Mecanismos dos fluxos de água da serrapilheira que acontecem sobre a camada O₁, através da camada O₁ e na intramalha de raízes da camada O₂. Fonte: adaptado de Coelho Netto (1987)..... 25
- Figura 3. Representação esquemática de a) uma molécula anfifílica e a-c) mudanças na orientação desse tipo de molécula na superfície mineral do solo enquanto em contato com a água. Fonte: adaptado de Doerr (2000). 27
- Figura 4. O processo de formação da camada hidrofóbica em subsuperfície; a) em condições normais, repelência à água do solo está situada nas camadas de serrapilheira e no solo mineral imediatamente abaixo das plantas; b) durante o incêndio, as substâncias hidrofóbicas são volatizadas, movendo-se para baixo ao longo dos gradientes de temperatura; c) por fim, após o fogo ter passado, uma camada repelente de água está presente abaixo e paralela à superfície do solo na área queimada. Fonte: adaptado de Deban (2000). 29
- Figura 5. Respostas hidrológicas do solo em camadas hidrofóbicas localizada a) na superfície, provocando uma baixa infiltração e, conseqüentemente um maior escoamento superficial hortoniano e b) em subsuperfície, onde o fluxo superficial se dá pela saturação do solo. Fonte: adaptado de Doerr (2000). 31
- Figura 6. Representação bidimensional de uma molécula de água, demonstrando sua polaridade. Fonte: adaptado de Well e Brady (2017). 33
- Figura 7. Energias potenciais atuantes no solo em condições não saturadas e saturadas. Fonte: adaptado de Well e Brady (2016). 35
- Figura 8. Relação entre o potencial matricial e o tamanho dos poros vazios. Fonte: adaptado de Well e Brady (2017). 36
- Figura 9. Conteúdo de água no solo (θ) conforme a sucção (kPa) para solos com diferentes texturas. Apesar de apresentarem os mesmos de sucção (kPa), o conteúdo de água no solo difere devido à força capilar. Fonte: adaptado de Selby (1993). 37

Figura 10. Diagrama esquemático representando o comportamento de infiltração e diferentes mecanismos de escoamento a partir de alterações na superfície das cinzas no a) primeiro evento de chuva após o fogo e b) depois da primeira chuva, onde FSSat = fluxo superficial por saturação, FSSch = fluxo subsuperficial de chuva e FSH = fluxo superficial hortoniano. Fonte: adaptado de Onda et al. (2008).....	41
Figura 11. Localização da área de estudo demonstrando sua posição na Serra do Mar do Estado do Rio de Janeiro e suas características topográficas.	48
Figura 12. Delimitação da estação experimental na floresta degradada, em a): visão superior e em b): visão lateral evidenciando a localização perto da borda do fragmento. O polígono em vermelho serve para auxiliar a visão da fita zebreada.	49
Figura 13. Delimitação da parcela experimental na gramínea; a) visão lateral evidenciando o declive; e b) visão superior demonstrando o domínio montanhoso.	49
Figura 14. Proximidade entre as parcelas delimitadas para a aplicação do fogo, situadas na mesma orientação, declive e topografia da encosta. Em vermelho a localização da parcela constituída por vegetação de gramíneas.	50
Figura 15. Levantamento Fitosociológico da parcela florestal degradada. a) mensuração do perímetro à altura do peito utilizando uma fita métrica; b) mapeamento da localização dos indivíduos com auxílio de um barbante e fita métrica; c) exemplo de um indivíduo com troncos múltiplos; d) desenho da localização dos indivíduos em papel milimetrado.	51
Figura 16. Mapa-diagrama dos indivíduos arbóreos e arbustivos > 2 cm de PAP. Em marrom = indivíduos vivos; em vermelho: indivíduos mortos (troncos mortos); em laranja: troncos caídos mortos. Os pontos não apresentam proporcionalidade com o PAP dos troncos. A linha tracejada em laranja indica o posicionamento e extensão dos troncos caídos.	52
Figura 17. Preparação do terreno antes da queima controlada; a) corte dos indivíduos arbóreos e b) detalhe do facho dentro da parcela.	53
Figura 18. Aplicação do fogo controlado na floresta degradada: a) início do experimento, visão diagonal da parcela experimental e aceiro; b) facho; c) acompanhamento da queimada; d) sensores para medição da temperatura do solo em vermelho.....	54
Figura 19. Aplicação do fogo controlado na gramínea: a) visão lateral inferior da parcela; b) visão frontal; c) propagação das chamas; d) sensores para medição da temperatura do solo em vermelho.	54

Figura 20. Dia seguinte à queima controlada na floresta degradada: a) visão frontal da parcela e b) visão lateral; c) detalhe da trincheira na parte superior da parcela; d) detalhe dos troncos queimados.....	55
Figura 21. Dia seguinte à queima controlada na gramínea: a) visão frontal da parcela e b) visão lateral; c) detalhe da trincheira na parte superior da parcela; d) detalhe dos troncos queimados.	55
Figura 22. Coleta das amostras indeformadas em campo na encosta coberta por floresta degradada, utilizando a) anel de kopeck para análise da densidade do solo e b) espátulas e tesoura para c) desbaste das amostras.....	56
Figura 23. Pré-tratamento das amostras para análise granulométrica a) com Peróxido de Hidrogênio, com uma espessa camada de espuma e matéria orgânica reagindo à solução; b) mesma amostra após o fim da reação, apresentando alteração na cor; c) filtragem da amostra no papel filtro, água translúcida amarelada indicando a limpeza do H ₂ O ₂ , mas retenção do silte e argila no filtro; e d) coleta do solo retido no papel filtro com um pincel.	57
Figura 24. a) desenho esquemático da graticula e b) instrumento construído para o teste do tempo de penetração das gotas.	59
Figura 25. Método do tempo de penetração das gotas de água: a) realização do ensaio em campo e b) detalhe do ensaio realizado à 10 cm na floresta degradada.....	59
Figura 26. Termômetro infravermelho realizando leitura da temperatura das chamas na gramínea.	60
Figura 27. Datalogger e sensores termopar tipo K nas profundidades de 0, 5, 10 e 15 cm.	61
Figura 28. Proximidade das áreas controles (em vermelho) a) na floresta degradada e b) na gramínea com as parcelas queimadas das respectivas coberturas.	62
Figura 29. Desenho esquemático da disposição dos sensores no perfil do solo.....	64
Figura 30. Instalação do monitoramento do potencial matricial: a) <i>datalogger</i> instalado na floresta degradada; b e c) sensores de matriz granular sendo submetidos a saturação para calibração; d) inserção dos sensores no solo através de tubos de pvc; e) distância entre os sensores.....	64

Figura 31. Instalação da estação meteorológica: a) nivelamento do mastro de ferro; b) orientação do sensor de direção do vento para norte; c) instalação do fio-terra (para-raios); d) conexão dos sensores; e) visão geral da estação meteorológica.....	65
Figura 32. Solo avermelhado coberto por cinza preta e branca na floresta degradada após o fogo.....	67
Figura 33. Temperatura do solo durante o experimento na floresta degradada e na gramínea.	69
Figura 34. a) Presença de brasas na manhã seguinte ao experimento na floresta degradada. b) raízes em decomposição na floresta degradada.	69
Figura 35. Composição granulométrica (%) das partículas minerais do solo na floresta degradada e na gramínea antes e após o fogo.....	72
Figura 36. Densidade média do solo antes e após o fogo em ambas as coberturas vegetais....	74
Figura 37. Presença de macrofauna de solo encontrada até aproximadamente 20 cm de profundidade na gramínea: a) larva de coleópteros, b) ovo de minhoca e c) espécie não identificada em vermelho.	75
Figura 38. Média da densidade de partículas antes e após o fogo em ambas as coberturas vegetais.	77
Figura 39. Porosidade total do solo antes e após o fogo em ambas as coberturas vegetais.	78
Figura 40. Concentração de matéria orgânica (g kg^{-1}) por profundidade na floresta degradada e gramínea.	80
Figura 41. Distribuição da chuva e da temperatura do ar entre junho e dezembro de 2022. ...	82
Figura 42. Frequência das classes de chuva e de dias secos por mês.....	83
Figura 43. Acumulado total e chuva diária no período de 10 de outubro a 10 de novembro de 2022.	84
Figura 44. Intensidade da chuva (mm/15min) e distribuição da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) durante o evento 1.....	85
Figura 45. Umidade relativa do ar (%) durante o evento 1.	85
Figura 46. Acumulado total e chuva diária no período de 15 a 30 de novembro de 2022.	86
Figura 47. Intensidade da chuva (mm/15min) e distribuição da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) durante o evento 2.....	87

Figura 48. Umidade relativa do ar (%) durante o evento 2.	87
Figura 49. Média total do potencial matricial em todas as profundidades para a floresta controle, floresta queimada, gramínea controle e gramínea queimada a) entre julho a dezembro de 2022 e b) a partir de setembro.	89
Figura 50. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários na floresta degradada controle e queimada. A linha tracejada indica a aplicação do fogo.	90
Figura 51. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários na gramínea controle e queimada. A linha tracejada indica a aplicação do fogo	91
Figura 52. Tendência linear dos valores médios sucção do solo ao longo do monitoramento na profundidade de 0 – 10 cm para a floresta controle e queimada.	93
Figura 53. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na floresta controle e queimada nas profundidade de 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm.	94
Figura 54. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na floresta controle e queimada nas profundidade de 30 – 40 e 40 – 50 cm.	95
Figura 55. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na floresta controle e queimada nas profundidade de 30 – 40 e 40 – 50 cm.	96
Figura 56. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na gramínea controle e queimada nas profundidade de 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm.	99
Figura 57. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na gramínea controle e queimada nas profundidade de 30 – 40 e 40 – 50 cm.	100
Figura 58. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na gramínea controle e queimada nas profundidade de 90 – 100 e 140 – 150 cm.	101
Figura 59. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na floresta degradada controle e queimada para o evento 1.	105
Figura 60. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na gramínea controle e queimada para o evento 1.	107
Figura 61. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na floresta degradada controle e queimada para o evento 2.	110
Figura 62. Comportamento da sucção do solo na profundidade de 10 – 20 na floresta degradada (queimada) a partir de uma escala horária.	111

Figura 63. Variação da temperatura do solo à 10 – 20 cm na floresta degradada (controle e queimada).	111
Figura 64. Blocos de solo endurecidos encontrados na floresta degradada (queimada) nos dias seguintes ao fogo.	112
Figura 65. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na gramínea controle e queimada para o evento 2	114

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Diferenças de aplicação do método WDPT na literatura. s = segundos; h = horas. Fonte: elaboração própria.	32
Tabela 2. Classificação do grau de hidrofobia em virtude do tempo de penetração da gota de água.....	60
Tabela 3. Temperatura das chamas (°C) alcançadas na floresta degradada e na gramínea. f > 600°C é a frequência em que houve leituras acima do limite do termômetro.....	66
Tabela 4. Temperatura máxima (°C) alcançada no solo durante a queimada em ambas as coberturas vegetais.	67
Tabela 5. Classificação dos solos por profundidade e intervalo de coleta antes e após o fogo para as duas coberturas vegetais. * indicam alterações na classificação.....	70
Tabela 6. Concentrações das classes de textura do solo (kg kg^{-1}) na floresta degradada e na gramínea antes e após o fogo.....	73
Tabela 7. Densidade média do solo \pm desvio padrão na encosta coberta por floresta degradada antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.	74
Tabela 8. Densidade média do solo \pm desvio padrão na encosta coberta por gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.	75
Tabela 9. Média da densidade de partículas (g cm^{-3}) \pm desvio padrão (g cm^{-3}) na encosta coberta por floresta degradada antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.	77
Tabela 10. Média da densidade de partículas \pm desvio padrão na encosta coberta por Gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.	77
Tabela 11. Porosidade total (%) do solo florestal antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias para todas as profundidades.	78
Tabela 12. Porosidade total do solo (%) do solo da gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias para todas as profundidades.	79
Tabela 13. Média da matéria orgânica (g kg^{-1}) \pm desvio padrão no solo florestal antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.	80
Tabela 14. Média da matéria orgânica (g kg^{-1}) \pm desvio padrão no solo da gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.	80

Tabela 15. Acumulado e máxima diária de chuva (mm), temperatura média e desvio padrão (°C) e umidade relativa média e desvio padrão (%) para todo o período monitorado.	82
Tabela 16. Sucção média do solo (kPa) por profundidade \pm desvio padrão (kPa) na floresta controle, floresta queimada, gramínea controle e gramínea queimada para todo o período amostral.	88
Tabela 17. Média mensal do potencial matricial do solo (kPa) por profundidade \pm desvio padrão (kPa) para o mês de dezembro e diferença mensal (Δ) entre floresta queimada e controle (kPa).	97
Tabela 18. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na floresta degradada responda à entrada de chuva do dia 22/10/2022.	103
Tabela 19. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na floresta degradada responda à entrada de chuva do dia 22/10/2022.	104
Tabela 20. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na gramínea responda à entrada de chuva do dia 22/10/2022.	106
Tabela 21. Horários da temperatura máxima do ar nos dias de estiagem do evento 2.	109
Tabela 22. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na gramínea responda à entrada de chuva do dia 24/11/2022.	113

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	22
3 EFEITOS DO FOGO NA HIDROLOGIA E ESTABILIDADE DAS ENCOSTAS	23
3.1 DINÂMICA DE ENTRADA DA ÁGUA NO SOLO.....	23
3.2 HIDROFOBIA	27
3.3 ÁGUA NO SOLO	32
3.4 EFEITOS DO FOGO NO SOLO E NA DINÂMICA HIDROEROSIVA.....	38
3.5 PAPEL DA VEGETAÇÃO E DO FOGO NA ESTABILIDADE DE ENCOSTAS	42
4 MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1 ÁREA DE ESTUDO	47
4.1.1 Contexto regional.....	47
4.1.2 Parcelas experimentais	47
4.2 PLANO DE QUEIMA	53
4.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO.....	55
4.3.1 Propriedades físicas do solo	55
4.3.2 Matéria orgânica do Solo	58
4.4 ENSAIOS DE CAMPO.....	58
4.4.1 Hidrofobia	58
4.5 MONITORAMENTO	60
4.5.1 Temperatura das chamas	60
4.5.2 Temperatura do solo durante a queima	61
4.5.3 Sucção do solo.....	61
4.5.4 Análise meteorológica.....	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1 TEMPERATURA DAS CHAMAS	66
5.2 TEMPERATURA DO SOLO	66
5.3 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA	70
5.4 DENSIDADE DO SOLO	73
5.5 DENSIDADE DE PARTÍCULAS	76
5.6 POROSIDADE TOTAL.....	78
5.7 MATÉRIA ORGÂNICA.....	79
5.8 HIDROFOBIA	81
5.9 ANÁLISE METEOROLÓGICA.....	81
5.9.1 Análise de eventos de chuva	83

5.10 SUCÇÃO DO SOLO.....	87
5.10.1 Período total monitorado.....	87
5.10.2 Análise por profundidade.....	92
5.10.3 Análise de eventos de chuva.....	102
6 CONCLUSÕES	115
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	117
REFERÊNCIAS	118
APÊNDICE A – Resultados dos Ensaios de Hidrofobia na Floresta Degradada.....	130
APÊNDICE B – Resultados dos Ensaios de Hidrofobia na Gramínea.	132

1 INTRODUÇÃO

O fogo é um vetor transformador da cobertura vegetal que esteve presente no domínio da Mata Atlântica há pelo menos 12 mil anos A.P. (JESKE-PIERUSCHKA e LEDRU, 2016; COELHO NETTO et al., 2016). Além da ocorrência de incêndios por fontes naturais de ignições, a reconstituição histórica do uso do fogo nesse bioma, realizada através de interpretações de carvão vegetal, indica a presença de fogo antrópico desde o final do Pleistoceno e durante o Holoceno médio (JESKE-PIERUSCHKA e LEDRU, 2016). Conforme Dean (1996), essas alterações nos diferentes ecossistemas da Mata Atlântica tiveram início com os caçadores-coletores e, em seguida, com os diferentes povos indígenas, que realizavam queimadas controladas em pequenas áreas da floresta, distantes entre si, e pousio, permitindo a regeneração da vegetação (LEONEL, 2000). Entretanto, após o século XVI, a Mata Atlântica presenciou ciclos de degradação intensivos associados à sucessivas práticas extrativistas e agrícolas, como a extração do Pau-Brasil, a produção de cana-de-açúcar, o ciclo cafeeiro; e a partir do século XX, a explosão demográfica, que alterou expressivamente a cobertura vegetal (DEAN, 1996).

Essas práticas reduziram a Mata Atlântica a pequenos fragmentos florestais, que atualmente representam apenas 13% da área originalmente coberta pelas diversas formações vegetais que compõem o domínio da Floresta Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2021), sendo que 80% desses fragmentos florestais menores são do que 0,5 km² (RIBEIRO et al., 2009). Essas alterações provocadas pelo fogo recorrente podem induzir a um processo denominado de savanização do bioma da Mata Atlântica, no qual as comunidades vegetais tendem a exibir alterações estruturais e funcionais mais compatíveis com o Cerrado brasileiro e adaptações à um ambiente suscetível ao fogo (SANSEVERO et al., 2020). Dessa forma, a degradação florestal não está associada apenas com a introdução do fogo nesse bioma, mas, sobretudo, com a frequência em que a vegetação é submetida aos incêndios (COCHRANE, 2003).

No município de Nova Friburgo, na Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro, a intensa remoção da cobertura florestal teve início no século XIX, com os imigrantes europeus utilizando o fogo como técnica agrícola e instrumento de manejo das matas (ARAÚJO e MAYER, 2003). Estudos mais recentes revelam que os incêndios ainda são fenômenos recorrentes nesse município, chegando a ultrapassar 400 ocorrências por ano (BOLSAS et al. 2019). Esses autores propõem que a origem dessas ignições é em grande parte induzida pelo

homem, uma vez que a maioria dos focos registrados nesse período ocorreram nas encostas próximas aos núcleos urbanos. Tendo em vista o uso histórico e recorrente no município, o fogo atua como o principal agente de degradação da vegetação e retardamento da sucessão ecológica dessas coberturas (FRAGA et al., 2015). Em um primeiro momento, os incêndios transformam a floresta original em fragmentos florestais degradados, e em último estágio de degradação, em gramíneas, se esses eventos se tornarem mais recorrentes.

Além das mudanças provocadas na vegetação, o fogo pode causar alterações em diversas propriedades físico-químicas dos solos, incluindo o teor de matéria orgânica (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004), textura (ULERY e GRAHAM, 1993; BADÍA e MARTÍ, 2003), densidade aparente (ANDREU et al., 2001) e estabilidade dos agregados do solo (GIOVANNINI e LUCCHESI, 1983; THOMAZ, 2021). A partir de uma visão sistêmica BERTALANFFY (1977), essas alterações promovidas pelo fogo, sejam diretas ou indiretas, por sua vez, podem causar mudanças na dinâmica hidromecânica dos solos e estabilidade de encostas (ONDA et al., 2008). Alterações na condutividade hidráulica (FOX et al., 2007; FACHIN et al., 2016), infiltração, escoamento superficial, umidade do solo, perda de coesão do solo e repelência dos solos à água também podem ser provocados pelo fogo (SHAKESBY e DOERR, 2006). A deflagração de fluxos de detritos após incêndios devido ao aumento do escoamento superficial é bem conhecida na literatura (JOHNSON, 1984; WELLS, 1987; CANNON e DEGRAFF, 2009) e deslizamentos do tipo translacional raso também são documentados após incêndios florestais (MEYER et al., 2001; CANNON e GARTNER, 2005; RENGERS et al., 2020).

Deslizamentos de 1996 no Maciço da Tijuca e 2011 na Região Serrana mostraram uma predominância de cicatrizes de deslizamentos em coberturas florestais degradadas e gramíneas (OLIVEIRA et al., 1996; COELHO NETTO et al., 2013). O estudo de detalhe de Silva (2022) na bacia do Córrego d'Antas (53 km²) demonstraram que os deslizamentos de 2011 (n=382) ocorreram predominantemente em encostas cobertas por gramíneas (44,5%), seguido da vegetação herbácea-arbustiva (25%) e floresta degradada (27,7%). De maneira geral, os mecanismos hidrológicos de ruptura das encostas, em condições saturadas do solo, estão relacionadas à diminuição da resistência ao cisalhamento do solo promovido pelo aumento da poropressão positiva, podendo ser causada tanto por uma variação cíclica de zonas saturadas (LACERDA, 2007) como por descontinuidades hidráulicas (VIEIRA e FERNANDES, 2004). No entanto, para além dessas, em condições não saturadas, o avanço da frente de umidade pode provocar a perda da sucção e, conseqüentemente coesão do solo (FREDLUND, 1987). Nesse

último, Lacerda (2007) ressalta que a importância das raízes na estabilidade da encosta, onde o autor discorre que se a frente de saturação atingir uma profundidade situada abaixo da zona de raiz, a perda de coesão aparente pode causar a ruptura. Nesse sentido, a vegetação desempenha um papel fundamental na estabilidade das encostas.

Em Nova Friburgo, em um fragmento florestal de 50 anos com histórico de fogo intenso no passado, Fraga et al. (2015) encontrou alta porcentagem de indivíduos mortos (8,3%, n=132) e predomínio de espécies pioneiras e secundárias (25% e 45%, respectivamente), indicando uma dificuldade de regeneração e processo sucessional mais lento. Em um fragmento florestal de 20 anos, esses mesmos autores observaram que o sistema radicular é predominantemente composto de raízes finas concentradas na parte superior dos solos (aproximadamente 30 cm de profundidade), e poucas raízes arbóreas (diâmetros < 50 mm) que alcançam profundidades de até 100 cm. Nesse mesmo município, em cobertura de gramíneas, resultante do fogo recorrente nas encostas, Marques et al. (2018) apontam que a umidade se mantém próxima a saturação a partir de 100 cm de profundidade (limite das raízes) mesmo após longos períodos de estiagem, promovendo a formação de zonas saturadas, o que tenderia a reduzir a resistência dos solos, afetando a estabilidade das encostas. Por outro lado, Marques et al. (2018) apontam que as florestas degradadas sustentam rápidas respostas de entrada e saída da chuva, mas promove um rápido movimento da água por meio de caminhos preferenciais das raízes grossas e dutos formados após sua decomposição. Nesse contexto, tais características nas coberturas florestais degradadas e gramíneas resultantes de fogo, indicam um baixo reforço do solo na rizosfera, o que pode influenciar no comportamento hidrológico e na estabilidade das encostas.

Estudos paleoambientais no município de Nova Friburgo, fundamentados em análise geocronológica de paleossolos orgânicos intercalados em sequências colúvias, evidenciam uma recorrência de deslizamentos com intervalos variando entre 300 e 600 anos durante o Holoceno (COELHO NETTO et al., 2016; FACADIO et al., 2022). Análises palinológicas nessas mesmas camadas demonstram a existência de uma matriz carbonizada, revelando a ocorrência de paleoincêndios, e a presença de rarefeitos grãos de pólenes amassados de *Poaceae*, *Asteraceae* e samambaias, indicando um transporte de alta capacidade de deformação, como nos movimentos de massa (FACADIO et al., 2019). Nesse sentido, esses dados apontam que o solo foi transportado logo após a ocorrência do fogo e rebrota inicial da vegetação.

No contexto atual das mudanças climáticas, o último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2021) ressalta que a ocorrência de

eventos extremos de calor que antes possuíam um intervalo de 10 anos entre 1850 e 1900, passam a apresentar uma maior frequência (2,8 vezes em 10 anos) e intensidade (1,2°C mais quente). Por outro lado, estudos sobre alteração no regime de chuvas apontam para um aumento progressivo do índice de concentração das chuvas, um aumento na frequência de dias secos, associado com um aumento na frequência de chuvas de maior magnitude (FIGUEIRÓ e COELHO NETTO, 2011; ALVES et al., 2021). Nesse sentido, o aumento na frequência de chuvas intensas e de estiagens prolongadas revelam um cenário de intensificação de deslizamentos e de incêndios.

Frente ao exposto acima, estudar a dinâmica dos processos hidrológicos em encostas com cobertura florestal degradada e gramíneas resultantes da ação de fogo recorrente é fundamental para melhor compreender os efeitos do fogo na interface água-solo-vegetação e suas implicações na estabilidade de encostas. Levanta-se como hipótese do presente estudo que a ação do fogo recorrente, alterando a cobertura vegetal e as propriedades do solo, pode afetar o comportamento hidrológico das encostas, favorecendo a instabilidade dos materiais do solo em profundidades rasas. Assim, trata-se de uma etapa exploratória da pesquisa básica que busca contribuir no entendimento do papel do fogo como parâmetro relevante ao controle da estabilidade de encostas, afim de subsidiar a modelagem física de suscetibilidade de terreno frente aos deslizamentos translacionais rasos em encostas íngremes.

2 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo geral investigar o efeito do fogo no comportamento da sucção em perfis de solos cobertos por floresta degradada e por gramíneas em resposta ao regime de chuvas, como subsídio à compreensão de parâmetros relevantes à estabilidade de encostas.

Para alcançar o objetivo central dessa pesquisa, pretende-se desenvolver os seguintes objetivos específicos:

- a) Analisar o comportamento da temperatura das chamas e do solo durante a queimada;
- b) Identificar se houve efeitos de curto prazo do fogo nas propriedades físico-químicas do solo;
- c) Analisar se o fogo foi capaz de causar hidrofobia nos solos;
- d) Investigar a relação entre variáveis meteorológicas e sucção do solo em diferentes escalas de tempo.

3 EFEITOS DO FOGO NA HIDROLOGIA E ESTABILIDADE DAS ENCOSTAS

Esse capítulo procura realizar uma revisão conceitual dos efeitos do fogo na interface vegetação-solo-água, partindo de uma lógica que acompanha o comportamento da água no ciclo hidrológico.

3.1 DINÂMICA DE ENTRADA DA ÁGUA NO SOLO

Não é toda a água da chuva que alcança o solo. Uma parte é retida pela vegetação e evapora de volta para a atmosfera durante e após um evento de chuva (Figura 1). Em floresta secundária tardia no Maciço da Tijuca (RJ), Coelho Netto (1985) encontram 17%, enquanto Miranda (1992) encontra valores de 24,5% na mesma formação florestal. Em floresta conservada na Ilha Grande (RJ), Oliveira (1999) encontrou 58,6% de interceptação. Por outro lado, em gramíneas, para precipitações acima de 80 mm, Ataroff e Naranjo (2009) encontram valores de interceptação de 1,7% e 1,4% pelo capim quicúio (*Pennisetum clandestinum*) e capim gordura (*Melinis minutiflora*), respectivamente. No entanto, para precipitações de 2,5 mm em condições secas, a interceptação alcança 70% e 61,8%, respectivamente. Nesse sentido, a quantidade de chuva interceptada pela vegetação depende de uma complexidade de fatores que envolvem as características do evento de chuva – intensidade, duração, frequência, velocidade e direção do vento – e da cobertura vegetal em si – tipo, densidade, forma e idade (DUNNE e LEOPOLD, 1978; LEVIA e FROST, 2006).

Além disso, a variabilidade temporal e espacial da interceptação também pode ser afetada por outro tipo de fatores. O fogo, ao atuar como um vetor transformador da cobertura vegetal, modificando sua estrutura através de mudanças na estrutura do dossel, no volume da folhagem, na casca dos troncos, pode promover alterações na interceptação, armazenamento e atravessamento da água da chuva. Em floresta mista de clima subtropical de monção, Su et al. (2022) encontram um aumento nas taxas de atravessamento de 71,1% nas áreas não queimadas para 77,9% nas áreas queimadas e diminuição na taxa de fluxo de troncos de 6,6% para 2,3%, respectivamente. No Maciço da Tijuca, em um fragmento florestal degradado resultante de dois incêndios florestais em um intervalo de 3 anos, Zaú (1994) registrou uma interceptação de 7,6%, porém, na mesma área e após mais um evento de incêndio, Freitas e Coelho Netto, 2022 encontram valores de 27,0% de interceptação.

Parte da chuva que não é retida pela cobertura vegetal alcança o solo através 1) do fluxo de atravessamento – chuva que penetra o dossel diretamente pelo espaços entre as folhas ou pelo respingar das folhas – e 2) do fluxo de troncos – chuva que corre pelos galhos e troncos

(DUNNE e LEOPOLD, 1978) (Figura 1). No entanto, antes de atingir o solo, em coberturas florestais, a água é interceptada e armazenada pela serrapilheira – camada de resíduos materiais orgânicos, que pode ser dividida em horizonte O_1 (superior), composta por detritos íntegros sem sinais de decomposição, e em horizonte O_2 (inferior) composta por detritos parcialmente ou totalmente decompostos e por raízes finas.

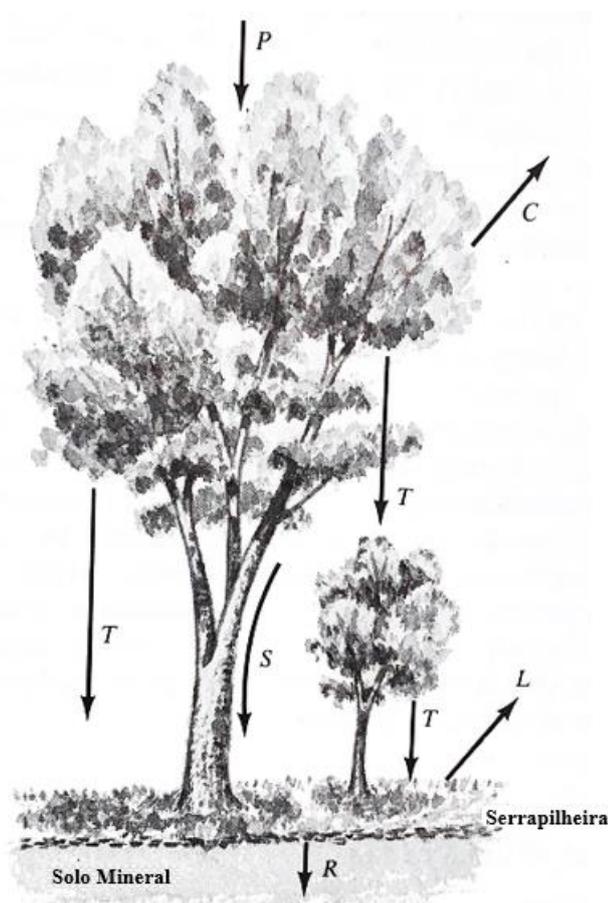


Figura 1. Componentes da interceptação, onde P é a precipitação, C é a interceptação pelo dossel, L é a interceptação pela serrapilheira, T é o atravessamento, S é o fluxo de troncos e R é precipitação terminal que atinge o solo. Fonte: adaptado de Dunne e Leopold (1978).

Coelho Netto (1987) investiga o papel desempenhado pela cobertura de serrapilheira como um fator regulador na entrada de chuva no solo e na produção de escoamento superficial. A autora destaca três rotas principais de fluxos comandados pela serrapilheira: 1) sobre a camada O_1 , 2) através da camada O_1 e 3) dentro do tapete de raízes (Figura 2), não sendo observados fluxos entre a camada O_1 e O_2 . Coelho Netto (1987) encontrou uma capacidade de retenção média de 162% na camada O_1 e 201% na camada O_2 após experimentos com simulador de chuva. Além disso, a autora observou pouca alteração na umidade da parte superior do solo (1 a 5 cm) e baixos percentuais de produção de escoamento superficial (0,3 a 4,4%) após as

simulações, indicando que os fluxos na camada da serrapilheira são capazes de distribuir a água no piso florestal, retardando sua entrada no topo do solo.

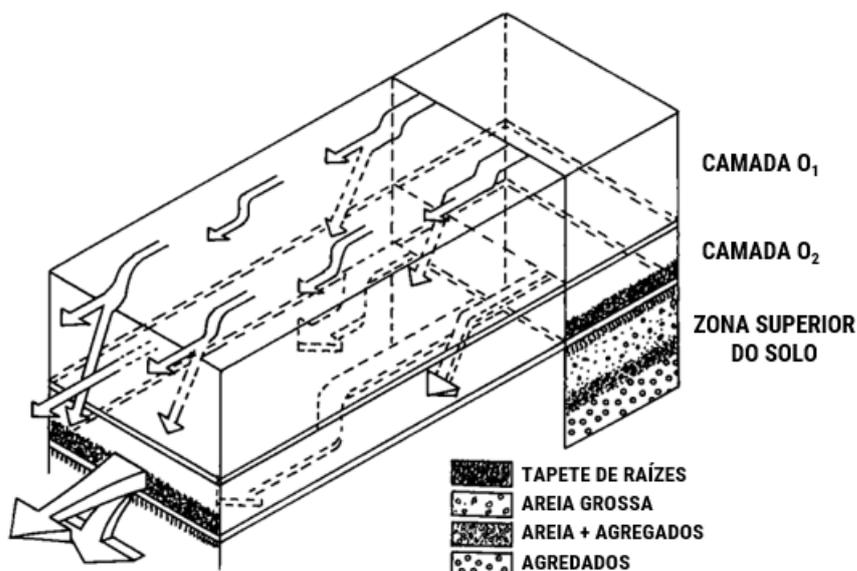


Figura 2. Mecanismos dos fluxos de água da serrapilheira que acontecem sobre a camada O₁, através da camada O₁ e na intramalha de raízes da camada O₂. Fonte: adaptado de Coelho Netto (1987)

A infiltração é o processo de entrada da água para dentro do solo (HORTON, 1933). Esse processo envolve três mecanismos interdependentes: a entrada na superfície do solo, o armazenamento dentro do solo e a transmissão pelo perfil do solo. Para cada solo existe uma taxa máxima¹ no qual o mesmo é capaz de absorver a água, denominado por Horton (1933) como capacidade de infiltração. Esse limite é determinado por diversos fatores, sendo os mais importantes a intensidade da chuva, as características do solo – textura, densidade, estrutura, porosidade – e cobertura vegetal (DUNNE e LEOPOLD, 1978). Se a intensidade de chuva for menor que a capacidade de infiltração do solo, a taxa de infiltração será igual à taxa de precipitação, isto é, toda a chuva que alcançou a superfície irá infiltrar no solo. Por outro lado, se a intensidade de chuva for maior que a capacidade de infiltração, a água tenderá a escoar pela superfície, no fluxo denominado escoamento superficial.

Após a ocorrência de incêndios, a camada de cinzas – resíduo particulado composto de materiais minerais e componentes orgânicos carbonizados – depositada na superfície do solo também desempenha um papel importante na dinâmica hidroerosiva dos solos (BODÍ et al., 2014). A formação de um sistema de duas camadas (*two-layer system*): o solo mineral e a camada de cinzas, promove efeitos ambivalentes nas respostas hidrológicas do solo Thomaz

¹ dada em unidade de profundidade por unidade de tempo, por exemplo, cm/s ou cm/h.

(2018). Estudos observam tanto uma redução do escoamento superficial e aumento da retenção de água do solo (WOODS e BALFOUR, 2008; BODÍ et al., 2012), atribuídos à natureza de expansão das cinzas e à proteção contra os impactos das gotas de chuva, quanto um aumento no escoamento superficial, atribuídos à obstrução dos poros e formação de uma crosta com baixa condutividade hidráulica, que diminuem a infiltração (ONDA et al., 2008).

A variabilidade dos efeitos das cinzas no comportamento hidroerosivos dos solos depende de uma complexidade de fatores, como 1) as características das chuvas, 2) tipo do solo e 3) profundidade e tipo das cinzas. Em um sistema agrícola de corte e queima no Sul do Brasil, Thomaz (2018) investigou os efeitos das cinzas de cor preta², de cor cinza³ e solo exposto (controle) nos processos hidroerosivos dos solos através de dois eventos de simulação de chuva com intensidade de 58 mm/h por 30 min. Na primeira chuva, apesar da infiltração não apresentar diferença significativa entre os tratamentos, somente $\sim 20 \pm 8\%$ da cobertura das cinzas preta foi removida da superfície do solo, enquanto $\sim 86 \pm 5\%$ das cinzas acinzentada foi removida. O escoamento superficial no solo para as cinzas cinza teve início em 10 min de experimento com 9,6 mm de acumulado de chuva, produzindo $67,6 \pm 32,24 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de sedimentos, enquanto que para as cinzas preta e o solo exposto teve início com 28 min e 25 min de experimento, com 27 mm e 24 mm de chuva, produzindo $0,5 \pm 0,0$ e $4,8 \pm 1,1 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de sedimentos, respectivamente.

Na segunda chuva, Thomaz (2018) encontra valores de infiltração 5 vezes maiores nas cinzas pretas e 4 vezes maiores no solo exposto, quando comparados às cinzas cinza. O escoamento superficial teve início em 3 min com 2,8 mm de chuva acumulada para as cinzas cinza e solo exposto, produzindo $187,1 \pm 22,0$ e $54,0 \pm 11,7 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de sedimentos, respectivamente, e em 6 min com 5,8 mm para as cinzas pretas, produzindo $30,5 \pm 24,8 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de sedimentos. Nesse contexto, as cinzas preta apresentaram uma maior capacidade de infiltração de água no solo, enquanto que as cinzas cinza promoveram um maior escoamento superficial. Dessa forma, cinzas com diferentes características fomentam diferentes efeitos no comportamento hidromecânico dos solos (THOMAZ, 2018).

² Cinzas de cor preta, geralmente, são resultantes de uma combustão incompleta ($< 450^\circ\text{C}$), produzidas em incêndios de baixa intensidade, ricas em material orgânico e apresentam partículas mais grosseiras e menos densas.

³ Cinzas de cor cinza ou brancas são resultantes de uma combustão quase completa, onde a maior parte do carbono orgânico é volatilizado e resta apenas a parte mineral.

3.2 HIDROFOBIA

A hidrofobia consiste na falta de afinidade das partículas minerais do solo pela água. Esse fenômeno natural pode ser explicado como um resultado das interações entre as moléculas de água (polares) e compostos orgânicos hidrofóbicos que revestem as partículas do solo (MAO et al., 2019), oriundos da decomposição de determinadas espécies de plantas e subprodutos de microrganismos. De acordo com Doerr et al. (2000) esses compostos podem ser classificados em dois grupos principais: hidrocarbonetos alifáticos e moléculas anfifílicas.

Os hidrocarbonetos, compostos orgânicos constituídos somente por átomos de hidrogênio e carbono, são classificados como alifáticos quando os átomos de carbono estão arranjados em uma cadeia alongada. Os compostos alifáticos são, portanto, apolares, não possuem cargas positivas ou negativas em nenhuma das extremidades da cadeia e, conseqüentemente, são quase insolúveis em água. As moléculas anfifílicas ou anfipáticas são moléculas que possuem uma região hidrofílica (polar) e uma região hidrofóbica (apolar). Apesar de possuírem uma região polar, solúvel em água, as moléculas anfipáticas podem causar um comportamento hidrofóbico se as suas extremidades polares estiverem ligadas à superfície do solo (Figura 3).

a) Molécula anfifílica

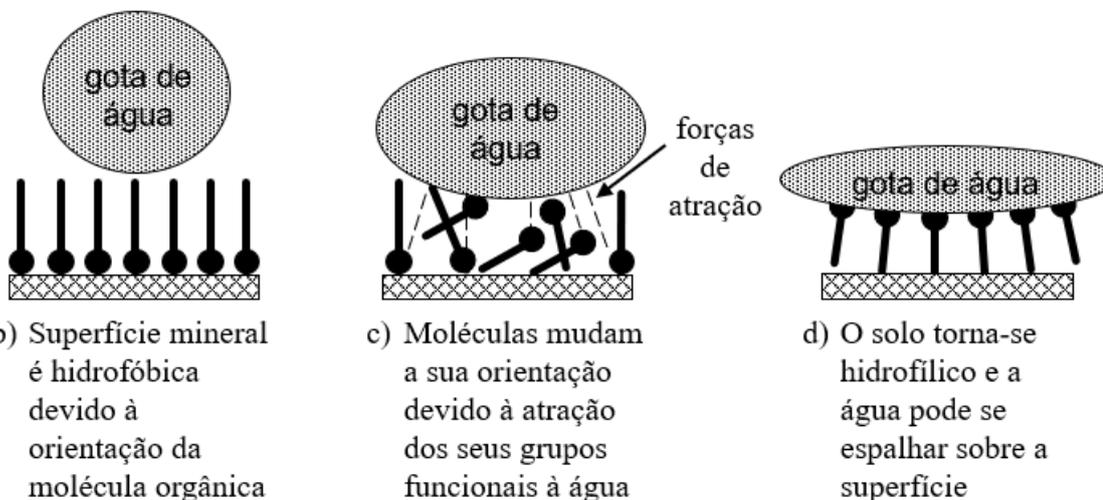
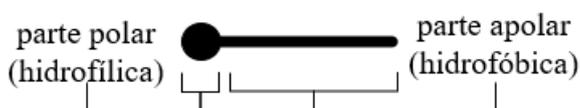


Figura 3. Representação esquemática de a) uma molécula anfifílica e a-c) mudanças na orientação desse tipo de molécula na superfície mineral do solo enquanto em contato com a água. Fonte: adaptado de Doerr (2000).

É importante ressaltar que a hidrofobia não se manifesta de maneira permanente, apresentando alta variabilidade espacial e temporal (RODRÍGUEZ-ALLERES, et al., 2007;

KEIZER et al., 2007). Esse fenômeno está associado a múltiplos fatores, como: 1) a umidade do solo, 2) granulometria do solo, 3) a vegetação existente, 4) a quantidade e qualidade da matéria orgânica, 5) a fauna do solo e 6) a ocorrência de incêndios (DEBANO, 1981; DOERR; et al., 2000).

A umidade do solo possui uma correlação negativa com o nível de hidrofobia, sendo geralmente considerada mais severa em solos secos e diminuindo à medida que o solo ganha umidade (DOERR et al., 2000). Dessa forma, Dekker e Ritsema (1994) consideraram importante distinguir a “repelência real” de um solo úmido em condições *in situ* de sua “repelência potencial”, medida quando os solos estão secos (DOERR et al., 2000). Em solos úmidos, DEKKER et al. (1998) afirmam que os compostos são fortemente hidrofílicos, mas abaixo de um limite crítico de umidade, esses compostos se tornam hidrofóbicos devido a alteração do arranjo das moléculas (Figura 3d). Para os limites inferior – quando ocorre repelência – e superior – quando não ocorre – da zona de repelência, Doerr e Thomas (2003) estabelecem valores de umidade do solo entre 0,14 e 0,22 g.g⁻¹, enquanto Täumer et al. (2005) definem valores entre 0,03 e 0,18 g.g⁻¹.

A textura do solo possui uma relação ambivalente com o nível de hidrofobia dos solos, a depender do tamanho e disponibilidade da substância hidrofóbica. Solos mais arenosos tendem a apresentar uma hidrofobia mais elevada pois as partículas mais grosseiras facilitam o revestimento dos componentes hidrofóbicos devido a sua menor superfície de contato (DOERR et al., 2000). Nesse sentido, Deban (1991) afirma que a hidrofobia é mais provável de acontecer em solos com menos de 10% de argila. No entanto, apesar da ocorrência da hidrofobia ser facilitada em solos arenosos, há evidências de hidrofobicidade severa em solos com teores de argila entre 25 e 40% (CHAN, 1992; DEKKER e RITSEMA, 1996). De acordo com Bisdom et al. (1993), a hidrofobia em solos argilosos pode ser explicada pela capacidade das partículas de argila formarem agregados, que por sua vez, reduzem a superfície de contato do solo. Por outro lado, a substância hidrofóbica em si pode ser relativamente fina ou ser tão abundante que além de cobrir as partículas de areia, também é capaz de revestir as partículas de argila (DOERR et al., 2000).

Em relação à vegetação, Mao et al. (2019) ressalta que ecossistemas que possuem temperatura e umidades diferentes vão produzir componentes orgânicos distintos, em diversas composições e distribuições. Estudos sobre hidrofobia causada pelo fogo em regiões tropicais são raras e limitadas às áreas de plantio florestais, como *Pinus* e *Eucalyptus*, e gramíneas no Rio Grande do Sul (VOGELMANN et al., 2012; VOGELMANN, et al. 2015). Nesse último

estudo, os autores demonstraram que os valores mais elevados de hidrofobia nas gramíneas ocorreram em 2 meses após o fogo e nos primeiros 5 cm do solo.

Por último, o fogo também apresenta um papel importante na hidrofobia dos solos. A ação das chamas pode tanto induzir a hidrofobia em solos anteriormente não-hidrofóbicos, bem como fortalecer a repelência em solos hidrofóbicos e até mesmo eliminar a repelência de solos hidrofóbicos. A temperatura possui papel fundamental nos efeitos que o fogo pode causar na repelência dos solos à água. Até 175°C, não são observadas alterações na hidrofobia dos solos (DEBANO, 1981); entre 175°C e 200°C a hidrofobia é intensificada (DOERR et al., 2000); e entre 270 e 400°C a hidrofobia é destruída, independentemente do tipo de solo, mas a depender da duração do fogo (GIOVANNINI e LUCCHESI, 1997; DOERR et al., 2000).

Debano (2000) propõe o mecanismo para explicar os efeitos do fogo na hidrofobia. De acordo com o autor, os compostos orgânicos hidrofóbicos presentes no solo são volatilizados durante a queima e condensados nas partículas minerais do solo, e por ser um bom isolante térmico, os componentes hidrofóbicos são condensados em profundidade, em um movimento descendente no solo, devido ao gradiente de temperatura (Figura 4).

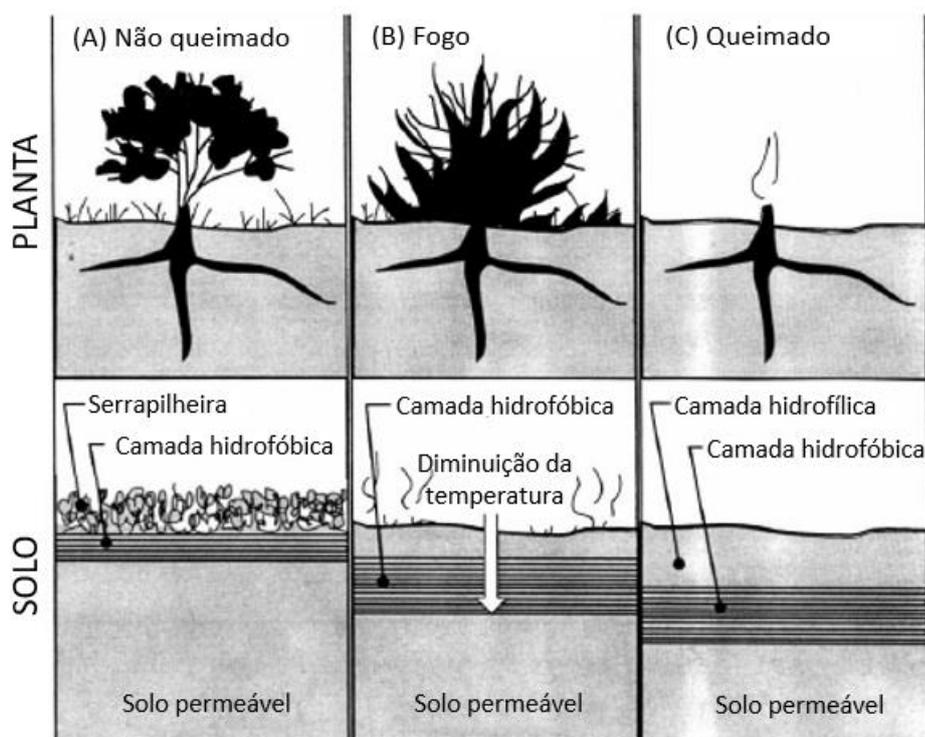


Figura 4. O processo de formação da camada hidrofóbica em subsuperfície; a) em condições normais, repelência à água do solo está situada nas camadas de serrapilheira e no solo mineral imediatamente abaixo das plantas; b) durante o incêndio, as substâncias hidrofóbicas são volatilizadas, movendo-se para baixo ao longo dos gradientes de temperatura; c) por fim, após o fogo ter passado, uma camada repelente de água está presente abaixo e paralela à superfície do solo na área queimada. Fonte: adaptado de Debano (2000).

Na hidrologia das encostas, a hidrofobia tem papel importante na dinâmica hidroerosiva dos solos. De acordo com Debanó et al. (2000) e Doerr et al. (2000), as principais respostas reportadas na literatura são: 1) diminuição da capacidade de infiltração, 2) aumento do escoamento superficial, 3) aumento da compactação do solo, 4) aumento da erosão, 6) formação de ravinas e 7) aumento do volume de água nos canais.

Em solos deformados de área coberta por vegetação herbácea-arbustiva, submetida à incêndio 10 anos antes, no sul da Califórnia (Estados Unidos - EUA), Debanó (1971) demonstrou que a capacidade de infiltração do solo hidrofóbico foi 25 vezes menor do que o mesmo solo em condições hidrofílicas⁴. Martin e Moody (2001) encontraram valores da taxa de infiltração de 26 mm/h em solos vulcânicos queimados em vegetação de pinheiros no Estado do Novo México (EUA).

Se a chuva for superior a capacidade de infiltração do solo, escoamento superficial hortoniano é iniciado. No entanto, devido ao padrão irregular da severidade do fogo e lacunas de camadas hidrofóbicas – causadas tanto por rachaduras estruturais ou de secagem do solo, como por dutos de raízes e bioturbação – o solo não apresenta uma uniformidade espacial da hidrofobia, alternando entre manchas hidrofóbicas e hidrofílicas (DOERR et al., 2000; MARTIN e MOODY, 2001).

Nesse sentido, a distribuição irregular dos componentes hidrofóbicos tanto na superfície do solo quanto em subsuperfície favorece a formação de fluxos preferenciais de água e rápida infiltração nas camadas mais profundas do solo (Figura 5). Em floresta secundária tardia no Maciço da Tijuca (RJ), Coelho Netto (1987) observou a presença de manchas descontínuas de micro-organismos (fungos) hidrofóbicos entre as camadas O₁ e O₂ da serrapilheira. A autora levanta a hipótese de que essas substâncias podem provocar um umedecimento descontínuo no tapete de raízes no fim da camada O₂ devido a desvios de água afluyente da camada O₁.

⁴ Nesse estudo, o autor submeteu os solos originalmente hidrofóbicos à temperaturas de 300°C por 20 minutos na mufla para destruir os compostos orgânicos hidrofóbicos, tornando o solo hidrofílico.

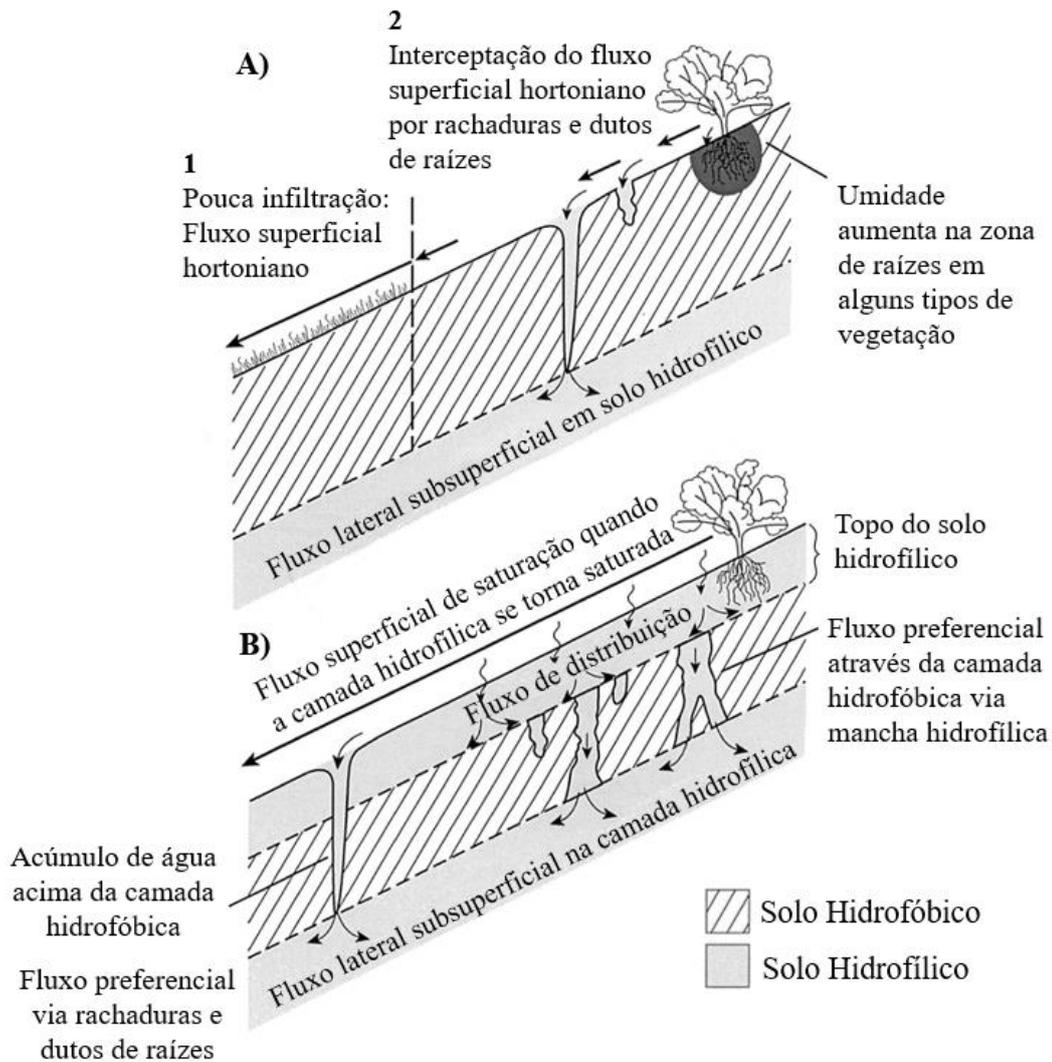


Figura 5. Respostas hidrológicas do solo em camadas hidrofóbicas localizada a) na superfície, provocando uma baixa infiltração e, conseqüentemente um maior escoamento superficial hortoniano e b) em subsuperfície, onde o fluxo superficial se dá pela saturação do solo. Fonte: adaptado de Doerr (2000).

Dois métodos vêm sendo amplamente utilizados para avaliar o nível de hidrofobia dos solos: *water drop penetration time* (WDPT) e *molarity of na ethanol droplets* (MED). O primeiro método (WDPT) mede a persistência da hidrofobicidade do solo (DOERR, 1998), calculado a partir do tempo que uma gota de água aplicada na superfície do solo leva para infiltrar completamente. O segundo método (MED) consiste em uma medida indireta da tensão superficial da superfície do solo, indicando a força com que uma gota de água é repelida por um solo no momento da aplicação (DOERR, 1998). Esse teste consiste em aplicar gotas de soluções conhecidas de etanol em água e medir o tempo até a infiltração total – uma gota com tensão superficial maior do que a da superfície do solo vai demorar à infiltrar, enquanto que uma gota com tensão superficial menor irá se infiltrar instantaneamente (DOERR, 1998). Wallis et al. (1991) ressalta que a vantagem do método MED é a sua rapidez, sendo adequada para a

realização no campo, visto que a depender do nível de hidrofobia do solo, o método WDPT se torna muito demorada.

No entanto, ambos métodos têm sido utilizados de diferentes maneiras e classificações, o que acaba dificultando a comparação de resultados da literatura (Tabela 1). Tinebra et al. (2019) discute os possíveis efeitos que o número de gotas aplicadas no método WDPT podem ter na classificação da hidrofobia. Esses autores ressaltam que um número muito pequeno pode afetar a confiabilidade do teste, especialmente para condições intermediárias de repelência à água, ou seja, entre leve a forte.

Tabela 1. Diferenças de aplicação do método WDPT na literatura. s = segundos; h = horas. Fonte: elaboração própria.

Classificação	King (1981)	Bisdom <i>et al.</i> (1993)	Doerr (1998)
Muito Hidrofílico	-	-	< 5 s
Hidrofílico	< 1 s	< 5 s	5 – 60 s
Levemente Hidrofóbico	1 – 7 s	5 – 60 s	60 – 180 s
Moderadamente –	8 – 53 s	60 – 600 s	180 – 600 s
Fortemente –	85 – 260 s	600 – 3600 s	600 – 3600 s
Severamente –	> 260 s	> 3600 s	1 – 5 h
Extremamente –	-	-	> 5 h
Textura	arenosa	arenosa	franco-arenosa
Nº de gotas	-	3	5 ou 15
Volume da gota	40 µL	-	50 µL
Altura da gota	-	-	< 5 mm

3.3 ÁGUA NO SOLO

Uma vez dentro do sistema solo, a água possui a capacidade de influenciar diversos processos devido ao arranjo da sua estrutura molecular, na qual os átomos de hidrogênio estão ligados ao oxigênio em um arranjo assimétrico em forma de V – formando um ângulo de 105° (Figura 6). Essa assimetria é a razão pela qual as moléculas de água apresentam uma propriedade denominada *polaridade*, quando as moléculas possuem a capacidade de atrair cargas elétricas. Na molécula de água, o lado em que os átomos de hidrogênio estão tende a ser eletropositivo e o lado em que o átomo de oxigênio está tende a ser eletronegativo.

A polaridade é responsável pela atração das moléculas de água por íons eletrostaticamente carregados – cátions como H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e superfícies de argilas carregadas negativamente – e superfícies coloidais. Além disso, a polaridade também é responsável pela interação intermolecular denominada ligações de hidrogênio, que consiste na atração de um átomo de hidrogênio, de uma molécula de água, a um átomo de oxigênio, de outra molécula de água, formando macromoléculas de água.

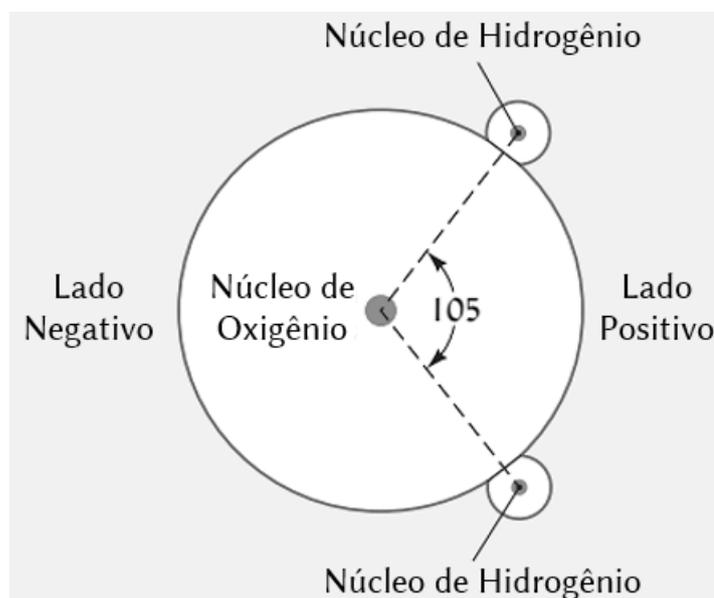


Figura 6. Representação bidimensional de uma molécula de água, demonstrando sua polaridade. Fonte: adaptado de Well e Brady (2017).

Essas interações intermoleculares são responsáveis por duas forças básicas que possuem papel fundamental no controle e movimento da água no solo: a força de coesão – quando as moléculas de água são atraídas por outras moléculas de água – e a força de adesão – quando as moléculas de água são atraídas pela superfície das partículas do solo (SELBY, 1993). A força de coesão origina uma outra propriedade da água, denominada tensão superficial, que consiste na maior força de atração entre moléculas de água, do que pelo ar. Através da combinação das forças de adesão e coesão, a água consegue ser retida no solo, pelo fenômeno denominado capilaridade, que consiste no movimento da água em qualquer direção a partir da atração da água entre as partículas do solo e entre outras moléculas de água. Nesse sentido, a taxa de movimento e a altura de ascensão da água no perfil do solo vai ser determinada pelo tamanho dos poros devido à superfície de contato. O arranjo espacial das partículas minerais do solo (estrutura) vai influenciar, portanto, no comportamento da água no solo (COELHO NETTO, 1994).

De acordo com Selby (1993), a retenção e movimento da água no solo são governados pela energia disponível. No solo, o movimento da água é determinado principalmente pela energia potencial⁵. A energia potencial consiste em uma forma de energia que está “armazenada” em um corpo e que pode a qualquer momento se manifestar. A diferença de energia entre dois pontos é o que determina a direção da transição de energia, onde todas as substâncias tendem a se mover ou de um nível de energia mais alto para um mais baixo.

No solo, a energia potencial da água vai ser determinada pelo nível de liberdade da água em se movimentar, onde a ação da capilaridade atua limitando o movimento da água no solo devido as forças de adesão e coesão. Nesse sentido, o potencial de energia em um solo seco é mais baixo se comparado à um solo úmido, portanto, a água possui uma tendência de se deslocar de uma zona mais úmida (maior potencial) para uma zona mais seca (menor potencial). Conforme Selby (1993), o potencial total de água no solo (Ψ_t) é constituído por pelo menos quatro forças que atuam que atuam simultaneamente:

$$\Psi_t = \Psi_g + \Psi_o + \Psi_h + \Psi_m \quad (1)$$

Onde,

Ψ_g = potencial gravitacional

Ψ_o = potencial osmótico

Ψ_h = potencial hidrostático

Ψ_m = potencial matricial

O potencial gravitacional (Ψ_g) se refere a diferença de energia originada pela força da gravidade, onde o nível de energia da água do solo em uma elevação mais no perfil é maior do que o nível de energia da água em uma elevação mais baixa. Dessa forma, a água tenderá a se mover de uma zona de alto potencial gravitacional para uma zona de baixo potencial gravitacional. O potencial osmótico (Ψ_o) é atribuído à presença de *íons* eletrostaticamente carregados dissolvidos na água, onde a atração da água por esses solutos ou moléculas ionizados tende a diminuir a liberdade de movimento da água e, conseqüentemente, o potencial osmótico.

⁵ A energia cinética nesse caso é desprezada pois a velocidade é muito baixa, diferentemente do movimento turbulento da água em um rio (WEIL e BRADY, 2017).

No entanto, Weil e Brady (2017) ressaltam que para o movimento da água no solo, o potencial osmótico tem pouco efeito, sendo mais importante para a captação de nutrientes pelas plantas.

O potencial hidrostático (Ψ_h) e o potencial matricial (Ψ_m) são ambos potenciais de pressão. O potencial hidrostático consiste na pressão positiva exercida pela água sobrejacente em solos saturados, operante somente em zonas saturadas abaixo do lençol freático, enquanto que o potencial matricial consiste em uma pressão negativa que é exercida pela atração entre a água e as partículas do solo, ou seja, quando o solo não está saturado (Figura 7).

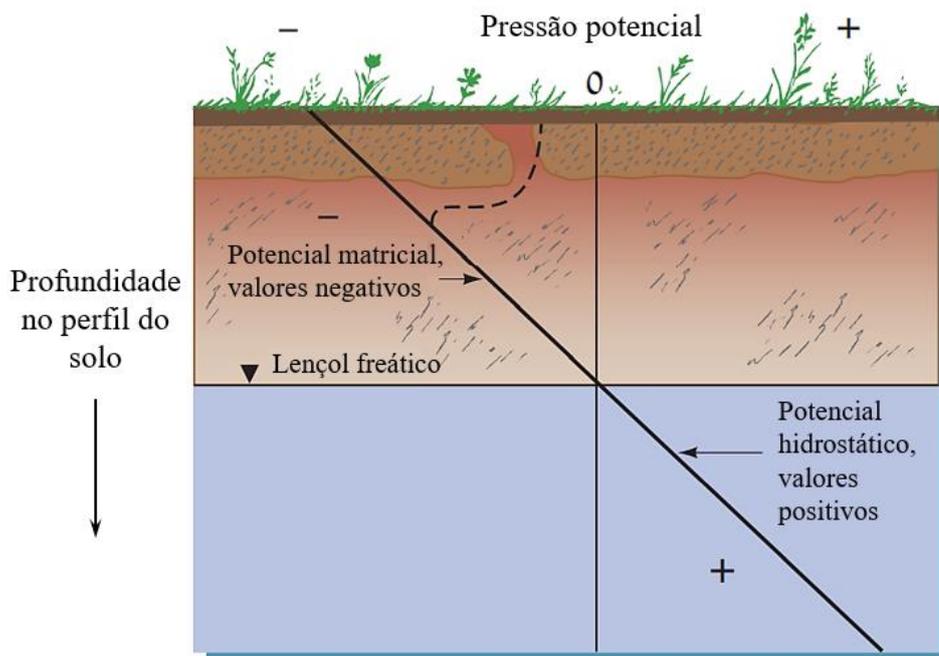


Figura 7. Energias potenciais atuantes no solo em condições não saturadas e saturadas. Fonte: adaptado de Weil e Brady (2016).

O potencial matricial é, portanto, resultado das forças de adesão e coesão, influenciando no movimento e status da água no solo. Nesse sentido, a diferença de energia matricial (Ψ_m) entre duas áreas adjacentes vai resultar em um movimento da água de áreas mais úmidas (alta energia) para áreas mais secas (baixa energia), ou de áreas com poros maiores para áreas com poros menores (WEIL e BRADY, 2017). O potencial matricial também pode ser denominado de sucção ou tensão e normalmente expressa em unidade de pressão atmosférica padrão ao nível do mar (kPa)⁶, com sinal negativo (poro-pressão negativa) como indicativo de que a pressão é menor do que a atmosférica. O potencial de água no solo também pode ser correlacionado com o menor poro que pode ser esvaziado por tensão equivalente (Figura 8). Se o conteúdo de água no solo aumentar até atingir o limite de saturação do solo, a força capilar é neutralizada ($\psi = 0$)

⁶ 1 Pa equivale à força de 1 Newton aplicada uniformemente sobre uma superfície de 1 m².

e a poro-pressão passa a ser positiva. Nesse instante, a força gravitacional passa a predominar e a água começa a percolar livremente no solo.

Potencial de água no solo (kPa)	Diâmetro equivalente de poros vazios (μm)
0	–
-1	300
-10	30
-30	10
-100	3
-1.500	0,2
-3.100	0,097

Figura 8. Relação entre o potencial matricial e o tamanho dos poros vazios. Fonte: adaptado de Well e Brady (2017).

Desse modo, o conteúdo de água (θ) e o potencial matricial (ψ_m) possuem uma relação direta, que pode ser determinada através de uma função denominada curva característica de água no solo (ou curva de retenção). Essa relação vai depender de algumas propriedades físicas do solo como a textura. Em solos argilosos, por haver uma maior quantidade de microporos, o conteúdo de água necessário para que a força capilar seja diminuída é muito maior do que em solos arenosos, que possuem uma quantidade maior de macroporos, portanto, menor superfície de contato e ação da força de adesão (água-partícula). A quantidade de água necessária para que o potencial matricial em um solo argiloso aumente, ou seja, para que a água corra mais livremente, é maior do que em um solo arenoso (Figura 9). Nesse sentido, o teor de umidade em um solo argiloso será maior do que em um solo arenoso, mesmo se ambos possuírem o mesmo potencial matricial, devido ao tamanho e quantidade dos microporos (WEIL e BRADY, 2017).

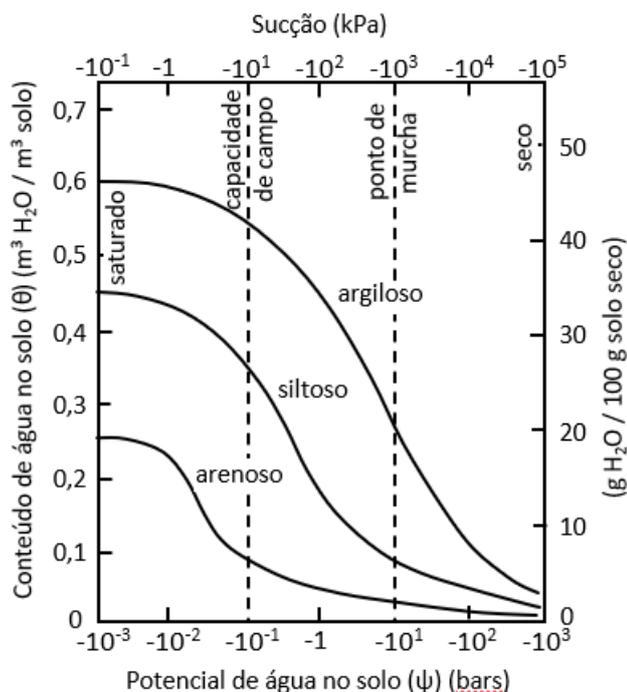


Figura 9. Conteúdo de água no solo (θ) conforme a sucção (kPa) para solos com diferentes texturas. Apesar de apresentarem os mesmos de sucção (kPa), o conteúdo de água no solo difere devido à força capilar. Fonte: adaptado de Selby (1993).

A vegetação também possui um papel de suma importância na dinâmica de água dentro do solo, como já demonstrado por diversos autores através de monitoramento do potencial matricial e conteúdo de água no solo (KRÄMER e HÖLSCHER, 2010; WANG et al., 2012; BERTOLINO et al., 2015; MARQUES et al., 2018; LAWALL, 2018). Nesse sentido, as raízes desempenham uma importante função tanto de entrada preferencial da água no solo como de retirada de água através da evapotranspiração. Em encostas cobertas por floresta degradada e gramíneas, resultante de fogo recorrente em Nova Friburgo, Marques et al. (2018) ressaltam que a sucção média em todo o período monitorado indicou uma condição mais seca no solo florestal em todas as profundidades analisadas (0 a 220 cm), o que foi atribuído pelos autores à constante retirada de umidade pelas raízes. Por outro lado, esses autores apontam que na gramínea a umidade se mantém próxima a saturação a partir de 100 cm de profundidade mesmo após longos períodos de estiagem, o que coincide com o término das raízes finas.

No distrito de São Pedro da Serra, em Nova Friburgo, Bertolino et al. (2015) encontrou em um sistema tradicional de agricultura de corte, condições mais secas na área de pousio (3 a 5 anos) em comparação com a área sem cobertura vegetal, principalmente durante o período chuvoso, em que a variação de sucção é muito maior no pousio, indicando uma drenagem mais eficiente. Nesse sentido, os autores ressaltam que as práticas de manejo da agricultura tradicional promovem drenagens mais eficientes se comparado à solos expostos. Também na

Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro, Lawall (2018) investigou o potencial matricial de áreas cobertas por vegetação florestal de diferentes idades (30 e 55 anos), uso agrícola e pastagem. A autora ressalta que mesmo em chuvas intensas (> 40 mm/dia), não foi verificada saturação no perfil das coberturas florestais, especialmente na de 55 anos. A influência das diferentes idades das coberturas foi observada pela diferença do tempo de percolação da água no solo, onde a água levou entre 2 a 3 horas e 4 a 5 horas para se movimentar de 10 a 80 cm na floresta de 55 e 30 anos, respectivamente. Em contrapartida, na pastagem, a saturação do solo chuvas fracas a moderadas entre 10 e 25 mm/dia são suficientes para promover a saturação no perfil do solo. A percolação da água na área agrícola levou entre 8 a 12 horas, enquanto que na pastagem demorou 48 horas.

O fogo pode provocar efeitos ambivalentes em relação ao conteúdo de água no solo. A eliminação ou redução da parte aérea da vegetação e da serrapilheira pode provocar uma diminuição da evapotranspiração das plantas, mesmo que temporalmente, levando à um aumento da água no solo, como observado por alguns autores (SOTO e DIAZ-FIERROS, 1997; SILVA et al., 2006). Por outro lado, a maior exposição à radiação solar, vento ou chuva, pode causar uma diminuição no conteúdo de água, principalmente nas camadas mais superficiais (SNYMAN, 2003; OBRIST et al., 2004).

3.4 EFEITOS DO FOGO NO SOLO E NA DINÂMICA HIDROEROSIVA

Os efeitos do fogo no solo são resultado de uma complexa interação entre diversas variáveis (NEARY et al., 1999). De maneira geral, os efeitos podem ser divididos em diretos, quando são essencialmente derivados da ação do calor e, indiretos, quando derivados daqueles. A extensão e duração desses efeitos dependem sobretudo do comportamento do fogo⁷ que, por sua vez, são condicionadas pelas propriedades do combustível, condições climáticas e características do relevo. No entanto, Certini (2005) chama atenção de que a duração do fogo talvez seja o componente mais importante nas alterações abaixo do solo, pois se a velocidade de propagação da chama for muito alta, a transferência de calor fica restrita a poucos centímetros abaixo da superfície, mesmo se o incêndio apresentar uma intensidade muito alta.

Em incêndios de baixa intensidade, a temperatura do solo não ultrapassa 100°C na superfície e 50°C a 5 cm de profundidade (NEARY et al., 1999). No entanto, em solos com uma grande quantidade de combustível inflamável, a superfície do solo pode chegar a 700°C

⁷ O termo comportamento do fogo foi descrito por Byram (1959) e exprime “o que o fogo faz”, ou seja, consiste nas características da frente de chamas como intensidade, velocidade e direção de propagação, dimensões da chama (altura, comprimento e largura) e duração.

(DEBANO et al., 1998), atingindo 250°C em 10 cm e ultrapassar 100°C até 22 cm abaixo da superfície (NEARY et al., 1999). Thomaz et al. (2014) em área agrícola de corte e queima no sul do Brasil encontram valores próximos a 600°C na superfície do solo, mas que não ultrapassam 75,5°C à 2,5 cm. Em relação ao tempo de residência do calor, as temperaturas podem permanecer elevadas por poucos minutos, à algumas horas ou até dias se o fogo for muito intenso (NEARY et al., 1999).

De forma natural, em florestas tropicais a intensidade de incêndios é muito menor do que em florestas temperadas devido a sua umidade elevada, impossibilitando a combustão. Uhl et al. (1988) demonstraram que em comunidades florestais com dossel fechado na Amazônia venezuelana, 41 dias de estiagem artificial não foram suficientes para secar o combustível a ponto de iniciar a combustão. No entanto, a degradação florestal das florestas tropicais, iniciada principalmente através das bordas da floresta, reduz a capacidade da mesma em conservar a umidade, tornando esse ecossistema mais suscetível ao fogo. Também na Amazônia venezuelana, mas em comunidades florestais com dossel aberto e de baixa estatura, Uhl et al. (1998) demonstraram que foi possível iniciar o fogo em apenas 4 a 6 dias de estiagem. Nesse contexto, Cochrane (2003) ressalta que apesar dos incêndios em florestas tropicais apresentam intensidade bem menor do que os de florestas temperadas em virtude da elevada umidade, os impactos na vegetação em florestas tropicais são bem maiores pois as espécies não possuem adaptações ao fogo.

A matéria orgânica é um dos principais componentes do solo afetado diretamente pelo fogo. Alterações na sua concentração dependem da temperatura alcançada, podendo resultar em uma leve destilação, carbonização ou completa oxidação (CERTINI, 2005). A destilação normalmente se inicia entre 200 e 315°C, podendo ocorrer perdas substanciais de matéria orgânica em temperaturas mais baixas (DEBANO et al., 1998). Perdas substanciais da matéria orgânica começam a ocorrer numa faixa de 200 a 250°C sendo totalmente consumida em temperaturas acima de 450°C (NEARY et al., 1999; CERTINI, 2005). A redução da matéria orgânica associada também pode alterar a cor dos solos, principalmente quando associados à transformações mineralógicas, como por exemplo, em solos ricos em ferro que se tornam mais avermelhados devido a transformação de goethita para hematita (TEREFE et al., 2008).

A partir da redução da matéria orgânica, diversas propriedades físicas do solo podem ser afetadas, contribuindo para uma alteração na estrutura dos solos (CERTINI, 2005). Em solos onde a matéria orgânica é responsável pela agregação das partículas minerais, a redução da matéria orgânica resultar em uma diminuição dos agregados. Nesse sentido, a densidade do solo

pode aumentar devido ao entupimento dos poros tanto pelo colapso dos agregados do solo como também pelo depósito das cinzas (GIOVANNINI et al., 1988). O estudo de Lei et al. (2022) em uma área florestal de coníferas na China, observou que a densidade do solo dois meses após o fogo foi ligeiramente maior na área queimada de alta severidade e sem alterações nas áreas de baixa e média severidade quando comparadas à área não queimada. Esses autores também observaram que esse aumento persistiu em 1 e 2 anos após o fogo para a área de alta intensidade.

No entanto, a estabilidade dos agregados (EA) pode variar conforme a temperatura do incêndio e as características organo-minerais dos solos (MATAIX-SOLERA e DOERR, 2004). Thomaz e Fachin (2014) a partir de simulações em forno mufla encontram que em temperaturas entre 450 e 550°C a estabilidade de agregados diminuiu, enquanto que para temperaturas acima de 650°C a estabilidade de agregados aumentou significativamente. Esses autores discutem a probabilidade de dois mecanismos atuantes nesses comportamentos ambivalentes na estabilidade de agregados, onde a diminuição da EA estaria associada com a redução da matéria orgânica e hidrofobia, enquanto que o aumento da EA à fusão termal de partículas e recristalização de argilas minerais.

A composição granulométrica do solo não é diretamente afetadas pelos incêndios, mas em encostas íngremes, a erosão pode levar a remoção seletiva da fração fina (CERTINI, 2005). Por outro lado, Ulery e Graham (1993) observaram o aumento da fração grossa após incêndios foi provocado pela agregação de grãos de mica, quartzo e feldspato, que representaram 25% da areia fina do estudo e permaneceram intactos mesmo após o tratamento com dispersão. Em floresta secundária na Indonésia, Ketterings et al. (2000) observaram um aumento acentuado no teor de areia (829 g kg^{-1}) em comparação com o solo não queimado (13 g kg^{-1}) apenas em temperaturas acima de 600°C. Da mesma forma, Lei et al. (2022) encontram alterações na granulometria apenas em áreas de alta severidade, onde a quantidade de areia no solo (0 – 5 cm) aumentou de $8,1\% \pm 4,1$ antes do incêndio para $62,3\% \pm 5,1$, $65,6\% \pm 3,5$ e $\% \pm 5,4$ dois meses, um ano e dois anos após o fogo, respectivamente. Esse aumento do teor de areia foi acompanhado por uma diminuição na quantidade de argila, passando de $19,3\% \pm 2,6\%$ antes do incêndio para $7,2\% \pm 1,2$, $6,1\% \pm 0,5$ e $5,3\% \pm 0,4$ após o fogo, nos mesmos intervalos.

Todas essas alterações podem provocar efeitos indiretos na dinâmica hidroerosiva dos solos, os quais tendem a ocorrer durante uma “janela de perturbação” que se inicia imediatamente após o fogo e pode perdurar por pouco mais de um mês a vários anos (SHAKESBY e DOERR, 2006). A capacidade de infiltração geralmente tende a diminuir em solos queimados devido à uma diminuição na porosidade e, principalmente, formação de

camadas hidrofóbicas na superfície do solo. No entanto, Robichaud et al. (2016) ressalta que a capacidade de infiltração pode mudar com o tempo, refletindo alguma recuperação da vegetação após o fogo. Nesse artigo, os autores encontraram que as taxas de infiltração permaneceram baixas até o primeiro ano após o fogo, aumentando somente a partir de 5 anos após a queimada.

Por outro lado, essa diminuição da infiltração pode provocar um aumento do escoamento e erosão superficial. No estudo de Onda et al. (2008) em floresta de pinheiros na Califórnia, os autores observaram uma relação do escoamento com as mudanças na superfície das cinzas após os eventos de chuva (Figura 10). No primeiro evento de chuva após o incêndio, as cinzas da superfície ainda apresentam condições permeáveis, permitindo a infiltração e acúmulo da água acima da camada hidrofóbica, provocando fluxos subsuperficiais de chuva (FSSch) e superficiais de saturação (FSSat). No entanto, depois da primeira chuva, a camada de cinzas se torna compactada, reduzindo a infiltração de água no solo e, portanto, favorecendo o fluxo superficial hortoniano (FSH).

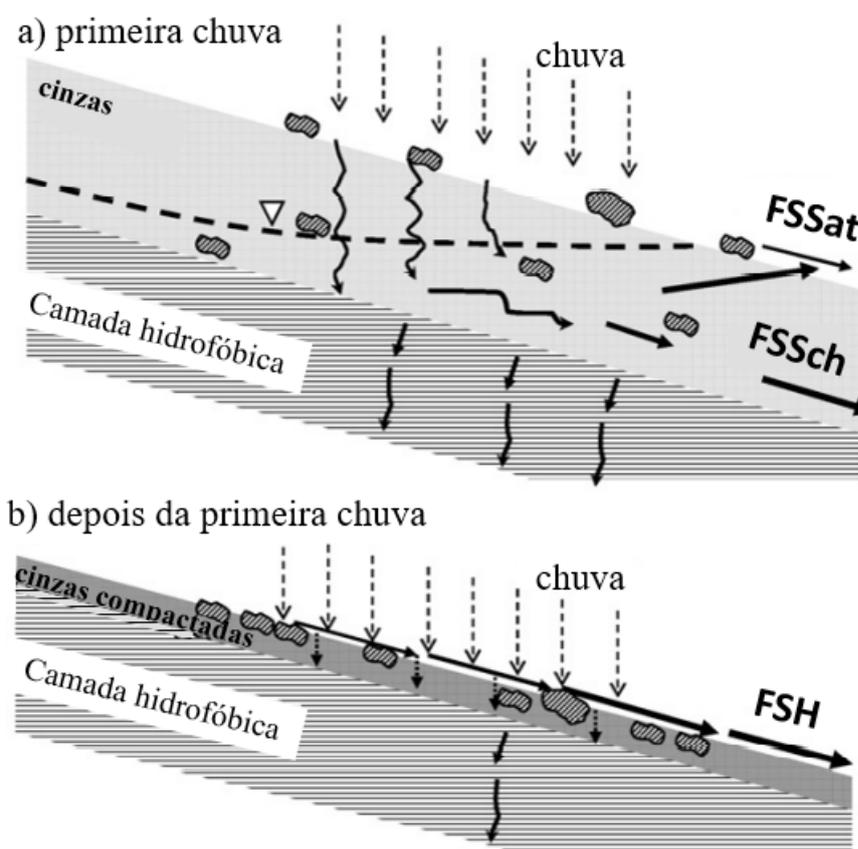


Figura 10. Diagrama esquemático representando o comportamento de infiltração e diferentes mecanismos de escoamento a partir de alterações na superfície das cinzas no a) primeiro evento de chuva após o fogo e b) depois da primeira chuva, onde FSSat = fluxo superficial por saturação, FSSch = fluxo subsuperficial de chuva e FSH = fluxo superficial hortoniano. Fonte: adaptado de Onda et al. (2008).

3.5 PAPEL DA VEGETAÇÃO E DO FOGO NA ESTABILIDADE DE ENCOSTAS

A estabilidade de encostas pode ser definida como a resistência do solo aos mecanismos de ruptura, sendo resultado da interação de diversos fatores, como geomorfológicos, geológicos, pedológicos, cobertura vegetal (SELBY, 1993; FERNANDES et al., 2004). De maneira geral, os mecanismos que conduzem à instabilidade das encostas podem ocorrer em condições saturadas ou não saturadas. Em condições saturadas, o aumento da poropressão positiva, causada por oscilações da zona saturada do solo (LACERDA, 2007) ou por descontinuidade hidráulica (VIEIRA e FERNANDES, 2004), é responsável pela diminuição da resistência ao cisalhamento. Por outro lado, o principal mecanismo de ruptura relacionados à condições não saturadas é a perda da sucção do solo relacionada ao avanço da frente umidade, provocando uma diminuição na coesão do solo (FREDLUND, 1987). Nesse último mecanismo, Lacerda (2007) ressalta que a importância das raízes na estabilidade da encosta, onde o autor discorre que a perda da coesão do solo pode estar associada ao avanço da frente de saturação para além da zona de raízes. Nesse sentido, a vegetação desempenha um papel fundamental na estabilidade das encostas.

As florestas têm papel fundamental na estabilidade das encostas pois desempenham funções hidrológicas e mecânicas no sistema (PRANDINI et al., 1977). Esses autores destacam que os processos hidrológicos promovidos pelas florestas, como interceptação, infiltração, fluxo de troncos e evapotranspiração, regulam a entrada e saída da água da chuva no sistema, controlando a dinâmica hidrológica das encostas. Por outro lado, quanto aos aspectos mecânicos, o sistema radicular arbóreo promove a ancoragem e estruturação do solo, aumentando sua resistência ao cisalhamento (PRANDINI et al., 1977). Tsukamoto (1990) também enfatiza o papel das florestas na estabilidade de encostas, principalmente no que se refere às raízes verticais, que promovem o reforço do solo, especialmente quando ancoradas em profundidade em materiais coesos, de maior resistência ao cisalhamento.

Entretanto, Greenway (1987) ressalta que a vegetação arbórea possui um comportamento ambivalente na estabilidade das encostas, uma vez que as raízes também podem aumentar a percolação de água no perfil do solo. Estudos conduzidos em experimentos de laboratório, assim como nas encostas sob a floresta tropical úmida conservada do Maciço da Tijuca, no Rio de Janeiro, atestam uma percolação preferencial de água da chuva junto ao sistema radicular (JANSEN, 2001; SILVEIRA, et al., 2005). Essas últimas autoras também verificaram uma rápida resposta das florestas em relação a perda de água no solo por evapotranspiração, sendo quase imediata nos primeiros 20 cm do solo e, em profundidade de 2

metros, a evapotranspiração inicia após 30 dias, indicando uma dinâmica de entrada e saída de água da chuva relativamente rápida.

Em florestas degradadas, a alta porcentagem de árvores mortas resultam na decomposição das raízes que, por sua vez, formam dutos que favorecem rotas preferenciais de infiltração e, em caso de chuvas extremas, a saturação do solo pode levar à geração de fluxo turbulento, aumento da poropressão e ruptura do solo (GHESTEM et al., 2011). O estudo de Fraga et al. (2015) em Nova Friburgo, ressalta que em áreas de regeneração florestal, o uso anterior da terra tem papel fundamental na trajetória sucessional das florestas secundárias, pois estas guardam heranças de usos passados que afetam o tempo de regeneração e, conseqüentemente, a dinâmica hidrológica e mecânica das coberturas vegetais nas encostas. Esses autores demonstraram que uma floresta de 50 anos apresentou uma alta porcentagem de indivíduos mortos (8,3%, n=132) e predomínio de espécies pioneiras e secundárias iniciais (25% e 45%, respectivamente). Em comparação, Oliveira (1999) relatou que uma floresta de 50 anos em Ilha Grande que esteve sob manejo caíçara apresentou predomínio de espécies secundárias tardias e baixa quantidade de indivíduos mortos, evidenciando uma coevolução da floresta com a população tradicional. Dessa forma, os valores encontrados por Fraga et al. (2015) indicam um processo sucessional mais lento, causado pela intensidade do fogo uso passado ou ainda do uso atual, como propõem os autores.

Além disso, em um fragmento florestal de 20 anos também em Nova Friburgo, Fraga et al. (2015) observa que o sistema radicular é predominantemente composto de raízes finas e concentradas na parte superior dos solos (aproximadamente 30 cm de profundidade). Por outro lado, poucas raízes arbóreas (diâmetros < 50 mm) alcançam as maiores profundidades de até 100 cm, indicando um baixo reforço do solo na rizosfera, o que pode influenciar no comportamento hidrológico e na estabilidade das encostas.

Na revisão de literatura, Löbmann et al. (2020) ressaltam que o papel desempenhado pelas coberturas herbáceo-arbustivas na estabilidade das encostas depende de diversos fatores como as características específicas da espécie, aspectos ecológicos das comunidades de vegetação e condições de crescimento. Em gramíneas, os primeiros centímetros do solo apresentam uma malha de raízes finas que aumentam a porosidade do solo (SIX et al., 2004). No entanto, abaixo da rizosfera, o comportamento de retenção e transmissão de água passa a ser governado somente pelas propriedades do solo. Nesse sentido, as coberturas rasteiras podem favorecer a saturação do solo abaixo da zona de enraizamento, potencializando a ocorrência de

deslizamentos (COELHO NETTO, 2005), principalmente em eventos de chuvas de maior magnitude.

Marques et al. (2018) ressaltam a importância da estrutura do sistema radicular no comportamento hidrológico de encostas, comparando cobertura florestal degradada e gramíneas. Esses autores apontam que as florestas degradadas sustentam rápidas respostas de entrada e saída da chuva, mas não promovem a estabilidade devido a degradação da estrutura da rizosfera, que promove um rápido movimento da água por meio de caminhos preferencias das raízes grossas e dutos formados após sua decomposição. Por outro lado, enquanto na floresta, as profundidades de 150 e 220 cm voltam a apresentar uma condição mais seca, nas gramíneas a umidade se mantém conservada a partir de 100 cm mesmo após longos períodos de estiagem, favorecendo a formação de zonas saturadas e superfícies de ruptura rasas. Dessa forma, o papel desempenhado pela cobertura vegetal degradada e gramíneas na estabilidade de encostas apresentou um comportamento que favorece a ocorrência de movimentos de massa do tipo translacional raso.

No Maciço da Tijuca (RJ), Dias e Coelho Netto (2011) ressaltam a importância de considerar a inflamabilidade das gramíneas na degradação dos fragmentos florestais adjacentes, visto que favorecem a propagação das chamas devido a elevada quantidade de combustível fino, acumulação de biomassa morta e composição de um dossel homogêneo. Dessa forma, as gramíneas invadem os fragmentos através da borda florestal devido a rarefação do dossel, promovendo uma maior inflamabilidade nessa área e configurando um mecanismo de retroalimentação positiva, originando ciclos de degradação.

O fogo também possui um papel importante na morte das raízes, principalmente nos primeiros centímetros do solo. Em uma área florestal de coníferas na China, Lei et al. (2022) ressaltam que os efeitos do fogo nas raízes depende da intensidade da queimada e do tempo após o incêndio. Esses autores encontraram que em área de média intensidade, as raízes finas (< 2 mm) apresentaram uma quantidade reduzida de 13%, 27% e 46% em 2 meses, 1 ano e 2 anos após o fogo respectivamente, em relação à área controle. Em área de alta intensidade a redução foi de 23%, 37% e 58% respectivamente. Por outro lado, para as raízes com diâmetro > 2 mm não foi encontrado diferença significativa nas áreas de baixa e média intensidade, exceto em alta intensidade, em que o número de raízes diminuiu 2%, 6% e 8% em 2 meses, 1 ano e 2 anos após o fogo, respectivamente. Esses autores também analisaram a resistência de diferentes diâmetros de raízes à tração após o fogo. No estágio inicial após o fogo (dois meses), as raízes que haviam sido queimadas pelas altas temperaturas do fogo começaram a morrer, o

que resultou em uma diminuição da resistência da raiz à tração, resultando em uma redução entre 36 a 47% da resistência em diâmetros < 2 mm. Nesse sentido, as alterações provocadas pelo fogo na estrutura da vegetação podem promover mudanças no comportamento mecânico dos solos favoráveis à deflagração de movimentos gravitacionais de massa.

A relação entre fogo e deslizamentos é bastante investigada na literatura de áreas temperadas, principalmente a deflagração de fluxos de detritos devido ao aumento do escoamento superficial (JOHNSON, 1984; WELLS, 1987; CANNON e DEGRAFF, 2009). A deflagração de deslizamentos do tipo translacional raso também são documentados após incêndios florestais (MEYER et al., 2001; CANNON; GARTNER, 2005; RENGERS et al., 2020). Contudo, conforme Parise e Cannon (2012), ainda é pouco consistente atribuir a deflagração de deslizamentos translacionais rasos em áreas queimadas ao efeito do fogo, pois há poucos dados na literatura que consideram as mudanças efetivas propagadas pelas chamas. No entanto, ainda segundo esses autores, o aumento na umidade do solo após o fogo, em razão da diminuição da evapotranspiração e a perda da ancoragem do solo devido a morte das árvores, pode resultar numa diminuição da coesão do solo e aumentar a probabilidade de deslizamentos.

O estudo de Rengers et al. (2020) investigou a ocorrência de fluxo de detritos e deslizamentos translacionais rasos após diferentes episódios de incêndios em encostas cobertas por vegetação herbáceo-arbustiva no Sul da Califórnia. No primeiro ano após os incêndios, os autores observaram fluxos de detritos gerados por escoamento superficial durante diferentes episódios de chuva de alta intensidade. Os autores ressaltam que todas as chuvas que ultrapassam o limiar regional de 19 mm/h, no primeiro período chuvoso posterior ao incêndio, provocam fluxos de detritos por escoamento superficial. Não foi observado nenhuma ocorrência de fluxo de detritos no segundo período chuvoso após o fogo.

Conforme os autores supracitados, no terceiro ano, uma chuva de alta intensidade com picos de 40 e 53 mm/h, deflagrou 286 deslizamentos translacionais rasos em 70 km². Esses deslizamentos ocorreram em áreas queimadas por diferentes episódios de incêndios e também em áreas não queimadas, porém, a grande maioria (98%) foi localizada em áreas queimadas (46% da área de estudo) ao menos uma vez. A densidade de deslizamentos translacionais rasos (11,8 deslizamentos por km²) foi maior nas áreas queimadas 3 anos antes da chuva, apresentando comportamento similar às áreas que foram queimadas duas vezes, 10 e 3 anos antes da chuva (11,6/km²), sugerindo que a recorrência do fogo não afeta a suscetibilidade das encostas ao deslizamento. Por outro lado, as encostas que queimaram 5 anos antes da chuva apresentaram baixa densidade de deslizamentos (0,8/km²), semelhante às áreas não queimadas

(0,2/km²). Conforme Rengers et al. (2020), parece haver uma curta janela temporal (3 a 5 anos) quando a paisagem é particularmente vulnerável a deslizamentos do tipo translacional raso, uma vez que esses resultados indicam que a suscetibilidade aos deslizamentos retorna às condições anteriores à queimada pouco depois de 5 anos de regeneração da vegetação.

Nesse contexto, Rengers et al. (2020) propuseram um modelo conceitual sobre a relação entre o tipo de movimento de massa predominante e o estágio de regeneração da vegetação, compreendendo três períodos de tempo distintos. No período inicial, sem nenhuma regeneração, a diminuição da infiltração provocada pela hidrofobia do solo, associada com a ausência da cobertura vegetal, favorece a deflagração de fluxos de detritos por escoamento superficial. Posteriormente, durante o período de regeneração inicial, as taxas de infiltração se recuperam, permitindo mais água em subsuperfície, aumentando a poropressão. Simultaneamente, a decomposição das raízes reduz a coesão do solo e a resistência ao cisalhamento e, portanto, favorece a deflagração de deslizamentos translacionais rasos. Por fim, no período de regeneração completa, à medida que novas raízes da vegetação são estabelecidas e aumentam a coesão do solo, as encostas se estabilizam. Na área de estudo de Rengers et al. (2020), esses períodos correspondem a 1 ano, 3 a 5 anos e 5 anos após o fogo. Contudo, é importante ressaltar que a cobertura vegetal desse estudo possui adaptações ao fogo, permitindo uma rápida regeneração da vegetação após o incêndio, e que a superfície de ruptura desses deslizamentos translacionais não ultrapassa 50 cm em profundidade.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

4.1.1 Contexto regional

A área de estudo está localizada em Nova Friburgo, um dos municípios que compõem a Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro, situada no domínio montanhoso da Serra do Mar, denominado localmente como Serra dos Órgãos (Figura 11). A Região Serrana apresenta escarpas com declives acentuados ($> 35^\circ$) e afloramentos rochosos, podendo conter depósitos de *talus* ou coluviões ricos em blocos rochosos na base (AVELAR et al., 2011). Além disso, os fundos de vales são estreitos e se desenvolvem ao longo de fraturas tectônicas persistentes, onde apenas os rios de maior porte são capazes de gerar depósitos fluviais uniformes (AVELAR et al., 2011). Por outro lado, na Serra dos Órgãos também são encontradas encostas com declive mais suaves (entre 15 e 35°), onde os regolitos são compostos por espessos saprólitos e depósitos coluviais que podem alcançar até 10 metros de profundidade (AVELAR et al., 2011). De maneira geral, na Região Serrana podem ser encontrados solos pouco espessos (Cambissolos) e solos bastante lixiviados (Latosolos vermelho-amarelos álicos) (DANTAS et al., 2005).

A escarpa da Serra dos Órgãos possui clima úmido, apresentando totais pluviométricos anuais superiores a 2.000 mm, em razão do efeito orográfico que impede a passagem dos sistemas frontais (DANTAS et al., 2005). O município de Nova Friburgo é qualificado como a cidade com um dos maiores índices pluviométricos registrados para o ERJ, exibindo uma precipitação média anual de em torno de 2.500 mm nas áreas mais elevadas, onde o período mais chuvoso compreendido entre dezembro e fevereiro quando a média mensal da chuva varia entre 240 a 340 mm nas maiores altitudes (COELHO NETTO et al., 2013).

4.1.2 Parcelas experimentais

Para aplicação do fogo, foram delimitadas duas parcelas experimentais de aproximadamente 12 m² (3x4) acompanhando uma encosta, de forma longitudinal, localizada no distrito de Lumiar, na localidade denominada Boa Vista. Uma parcela foi delimitada em um fragmento florestal degradado de borda (Figura 12), sujeito à manejo agrícola há 30 anos segundo informações locais, e a outra parcela em uma área de gramíneas (Figura 13), adjacente ao fragmento florestal. A escolha por essas duas coberturas se deu em virtude da maior ocorrência dos deslizamentos de 2011 em encostas cobertas por gramíneas, vegetação herbácea-arbustiva e floresta degradada (SILVA, 2022). As parcelas estão situadas muito próximas uma

da outra (menos de 20 metros de distância) em uma encosta com declividade média em torno de 20°, topografia convexa e orientação oeste, delimitadas de forma a acompanhar a curvatura do relevo e os fluxos d'água (Figura 14).

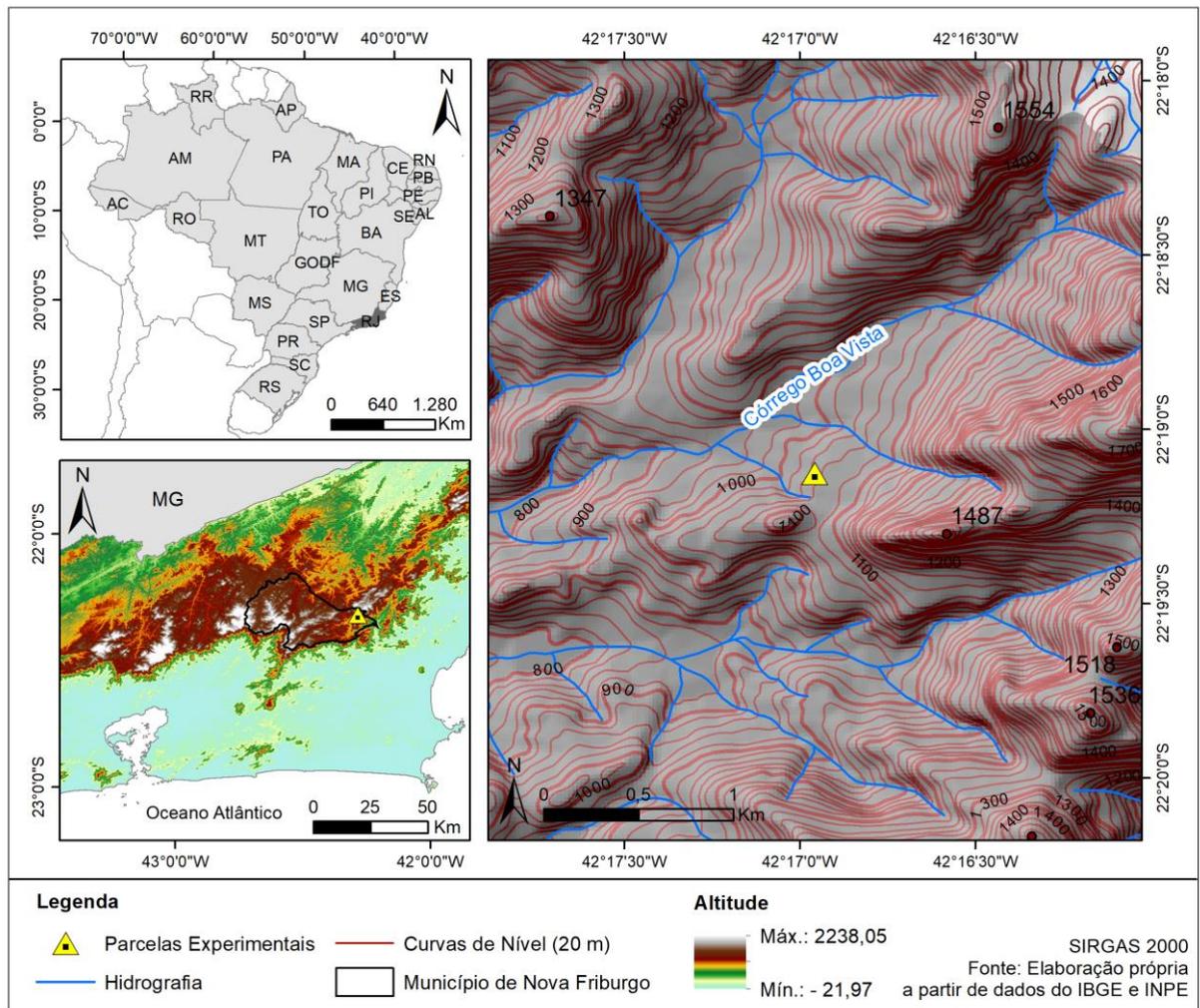


Figura 11. Localização da área de estudo demonstrando sua posição na Serra do Mar do Estado do Rio de Janeiro e suas características topográficas.

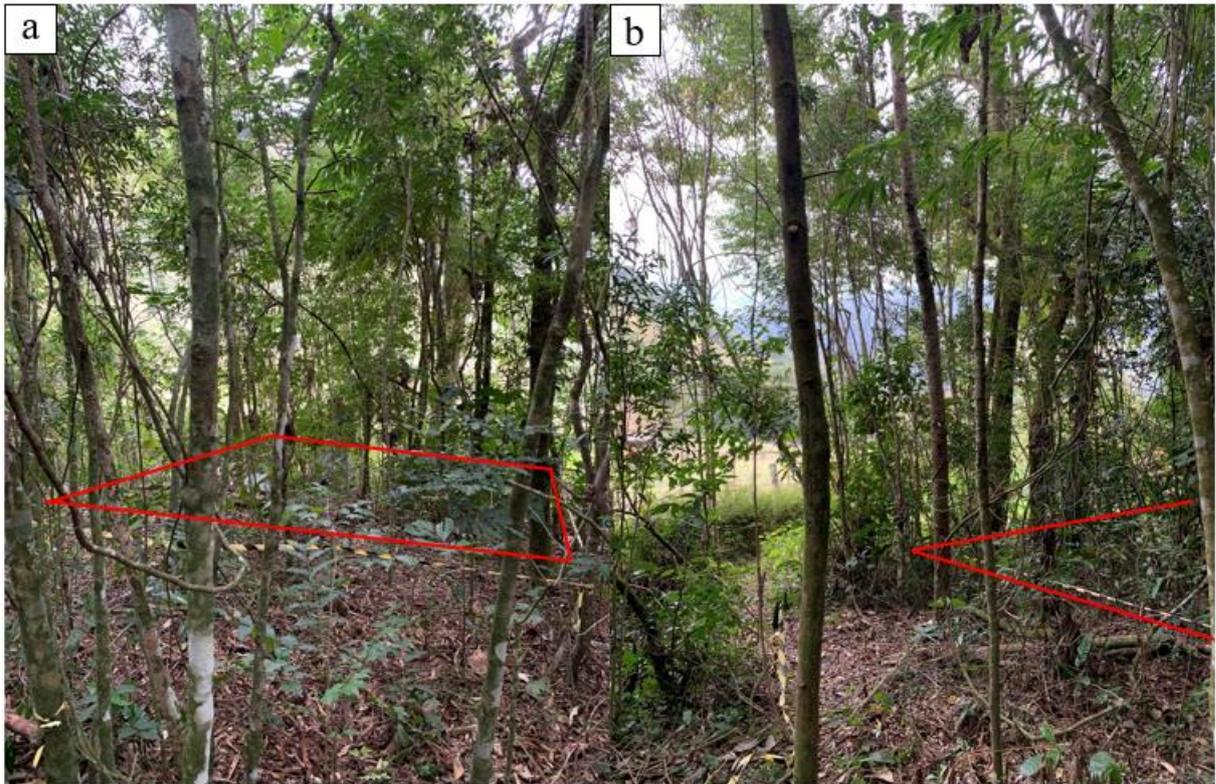


Figura 12. Delimitação da estação experimental na floresta degradada, em a): visão superior e em b): visão lateral evidenciando a localização perto da borda do fragmento. Em vermelho está a fita zebraada.

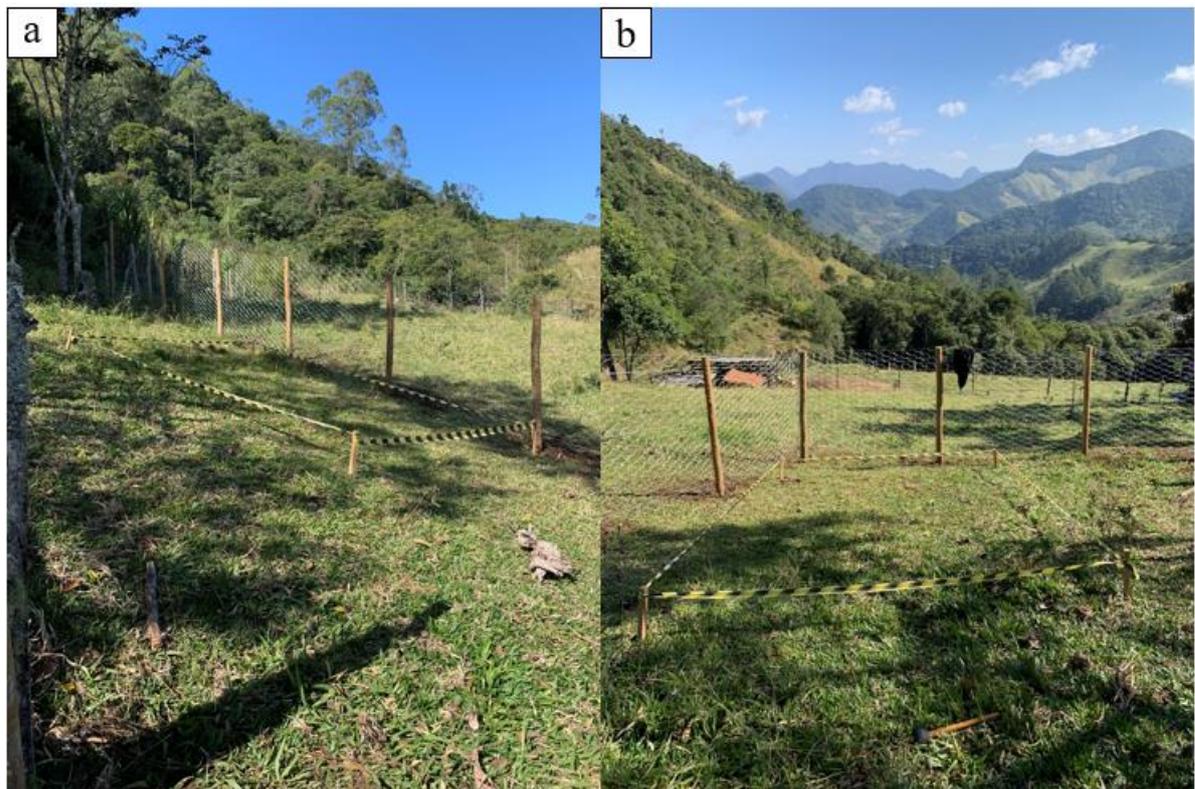


Figura 13. Delimitação da parcela experimental na gramínea; a) visão lateral evidenciando o declive; e b) visão superior demonstrando o domínio montanhoso.



Figura 14. Proximidade entre as parcelas delimitadas para a aplicação do fogo, situadas na mesma orientação, declive e topografia da encosta. Em vermelho a localização da parcela constituída por vegetação de gramíneas.

Na parcela da floresta degradada, foi realizado um levantamento fitossociológico para compreensão da estrutura das comunidades vegetais existentes na área de 12 m² (Figura 15). Foram considerados os indivíduos arbóreos e arbustivos com o perímetro à altura do peito (PAP) acima de 2 cm. A PAP de cada indivíduo foi mensurada na altura de 1,30 m, bem como foi estimada as alturas até a copa e mapeada sua localização dentro da parcela. Para os indivíduos ramificados com troncos múltiplos, foram registrados todos os perímetros separadamente e, posteriormente a área basal de cada ramificação foi calculada e somada às demais, já que se trata de um mesmo indivíduo. Troncos mortos e caídos também foram contabilizados e mapeados, uma vez que Coelho Netto (1987) demonstrou que troncos caídos no piso florestal possuem um papel de aumentar consideravelmente a quantidade de escoamento superficial, pelo menos em uma escala pontual.



Figura 15. Levantamento Fitossociológico da parcela florestal degradada. a) mensuração do perímetro à altura do peito utilizando uma fita métrica; b) mapeamento da localização dos indivíduos com auxílio de um barbante e fita métrica; c) exemplo de um indivíduo com troncos múltiplos; d) desenho da localização dos indivíduos em papel milimetrado.

Foram levantados 37 indivíduos arbóreos vivos no interior da parcela (12 m²), apresentando PAP médio de 8,6 cm (máximo = 44,0 cm e mínimo= 2,5 cm) e altura média de 3,1 metros (máximo = 10 metros e mínimo= 0,1 metro). Também foram identificados 2 troncos caídos e 3 troncos mortos. Os indivíduos descritos foram plotados em um mapa-diagrama para observação da sua distribuição (Figura 16). É possível observar que há uma maior concentração de indivíduos na parte inferior da parcela.

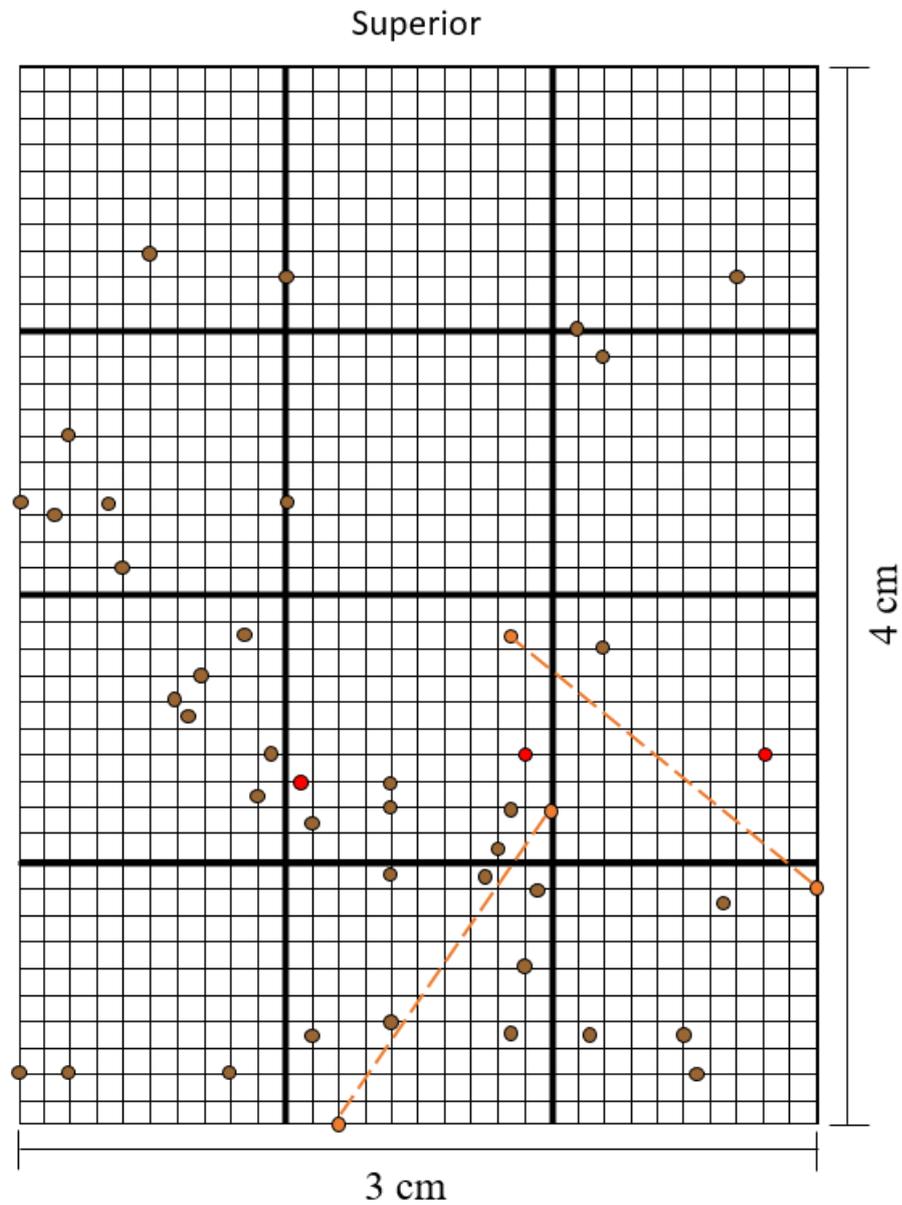


Figura 16. Mapa-diagrama dos indivíduos arbóreos e arbustivos > 2 cm de PAP. Em marrom = indivíduos vivos; em vermelho: indivíduos mortos (troncos mortos); em laranja: troncos caídos mortos. Os pontos não apresentam proporcionalidade com o PAP dos troncos. A linha tracejada em laranja indica o posicionamento e extensão dos troncos caídos.

4.2 PLANO DE QUEIMA

Para preparar o terreno para queimada os troncos dos indivíduos arbóreos foram cortados na altura do peito para evitar a propagação das chamas pelas copas (Figura 17a). O material mais fino cortado das copas das árvores cortadas, como galhos e folhas, foi utilizado como combustível para a queima, o que os agricultores denominam como *facho* (Figura 17b). Essa preparação foi realizada 15 dias antes a queima para o combustível perder umidade. Um aceiro de 1 m foi feito no dia da queimada para impedir que o fogo ultrapasse os limites do experimento. A queima controlada das duas parcelas foi realizada no dia 8 de agosto de 2022.

Todas essas práticas foram realizadas integralmente por dois agricultores rurais que possuem conhecimento das técnicas de queimada e vasta experiência nessa prática de manejo. Os saberes locais dos agricultores foram considerados e são apresentados em algumas partes desse trabalho, tendo em vista a importância do diálogo entre a ciência e a vivência, fundado na Ecologia dos Saberes (SANTOS, 2007). A pesquisa foi concedida através da Autorização de Pesquisa Científica em Unidade de Conservação (Nº 035/2022), emitido pelo Instituto Estadual do Meio Ambiente (INEA).



Figura 17. Preparação do terreno antes da queima controlada; a) corte dos indivíduos arbóreos e b) detalhe do facho dentro da parcela.

A aplicação do fogo se deu na direção jusante-montante da parcela para facilitar a propagação pois o combustível estava úmido devido a ocorrência de orvalho durante a madrugada. Durante todo o experimento foi adicionado mais material combustível, que havia sido cortado anteriormente para evitar a propagação pelas copas, para simular uma condição extrema (Figura 18 e Figura 19). As chamas tiveram duração de duas horas em ambas as coberturas, sendo especialmente não uniformes dentro das parcelas (Figura 20 e Figura 21). A

aplicação do fogo se deu primeiro na gramínea às 8h30min da manhã até 10h30min e, posteriormente, na floresta degradada, às 16h00min até 18h00min.



Figura 18. Aplicação do fogo controlado na floresta degradada: a) início do experimento, visão diagonal da parcela experimental e acervo; b) fecho; c) acompanhamento da queimada; d) sensores para medição da temperatura do solo em vermelho.

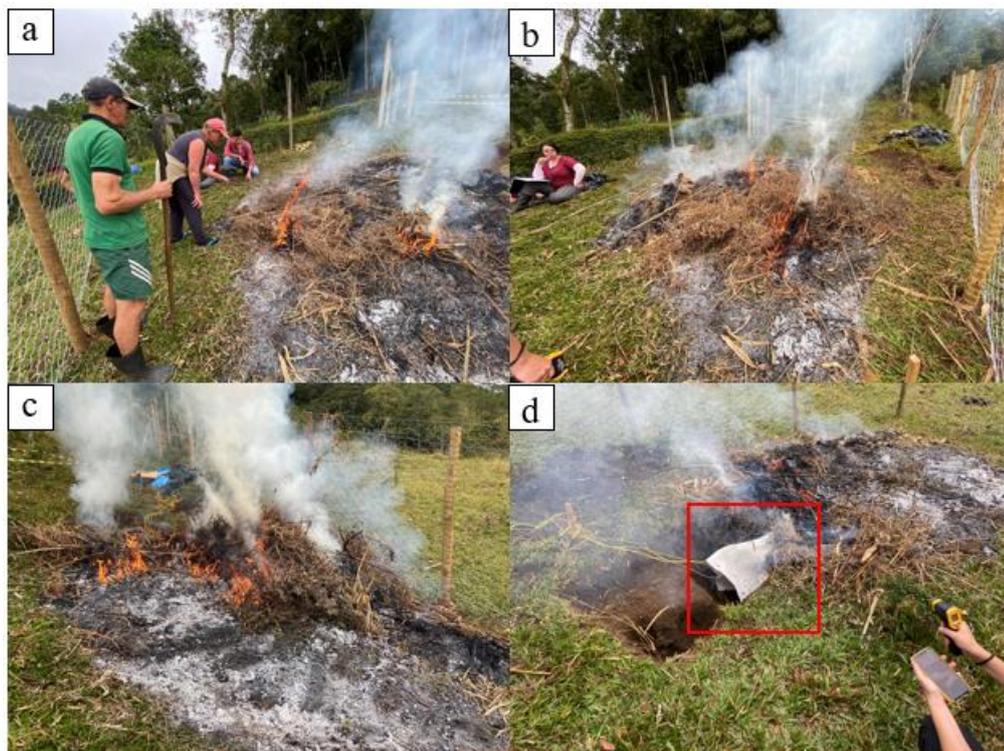


Figura 19. Aplicação do fogo controlado na gramínea: a) visão lateral inferior da parcela; b) visão frontal; c) propagação das chamas; d) sensores para medição da temperatura do solo em vermelho.

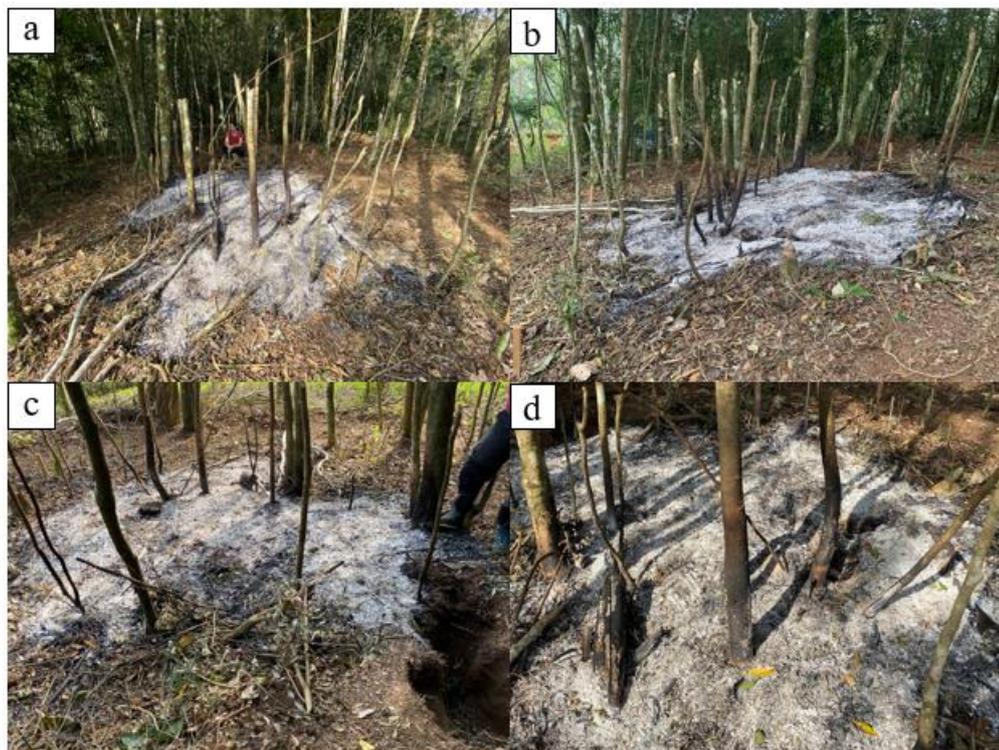


Figura 20. Dia seguinte à queima controlada na floresta degradada: a) visão frontal da parcela e b) visão lateral; c) detalhe da trincheira na parte superior da parcela; d) detalhe dos troncos queimados.



Figura 21. Dia seguinte à queima controlada na gramínea: a) visão frontal da parcela e b) visão lateral; c) detalhe da trincheira na parte superior da parcela; d) detalhe dos troncos queimados.

4.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO

4.3.1 Propriedades físicas do solo

As coletas de amostras de solo deformado e indeformado foram realizadas nos mesmos dias para ambas as coberturas. Foram coletadas amostras 1 dia antes da queimada e 2, 15 e 30 dias após o fogo (Figura 22). Para investigar o efeito do fogo nas propriedades físicas do solo foram realizadas análises da granulometria, densidade de partículas e matéria orgânica com as amostras deformadas, e densidade do solo com amostras indeformadas.

O ensaio da densidade aparente do solo seguiu o método proposto pela Embrapa (1997). Foram coletadas amostras indeformadas em triplicata com anéis volumétricos de aproximadamente 100 cm³ nas profundidades de 0 – 5, 5 – 10, 10 – 15, 15 – 20, 30 – 35 e 50 – 55 cm. Para o cálculo da densidade do solo (aparente), os anéis volumétricos foram pesados sem o solo e mensuradas suas dimensões (diâmetro e altura) em triplicata utilizando um paquímetro.

No campo, os anéis foram envolvidos por plástico filme e acomodados em caixas de isopor com serragem para manutenção da umidade. No laboratório, as amostras passaram pelo processo de desbaste para correção das irregularidades do solo que ultrapassava o limite do anel. Em seguida, as amostras foram pesadas, colocadas na estufa por 48 horas a 105°C e posteriormente, pesadas novamente conhecimento do peso dos solos secos e consequentemente das umidades. A partir desses valores, foi possível calcular a densidade aparente (ou do solo) utilizando a equação:

$$D_s = \frac{m_a}{V} \quad (2)$$

Onde,

D_s = densidade do solo, em g cm⁻³.

m_a = massa da amostra de solo seco a 105°C por 48h, em g.

V = volume do cilindro, em cm³.

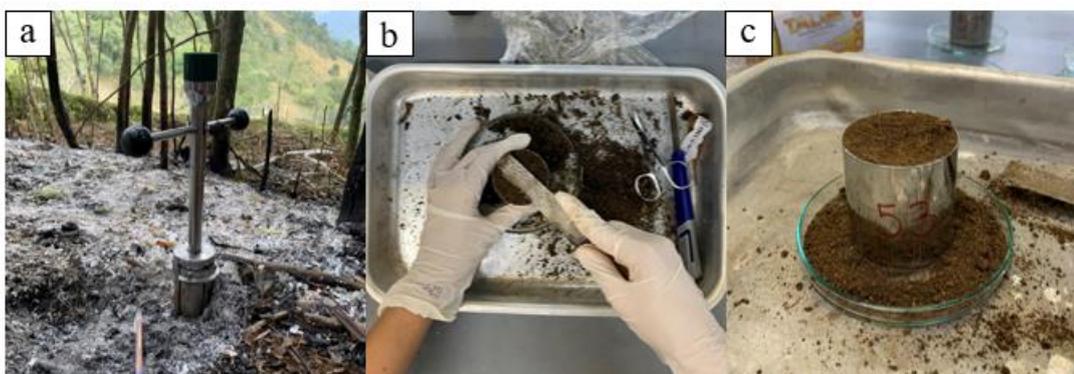


Figura 22. Coleta das amostras indeformadas em campo na encosta coberta por floresta degradada, utilizando a) anel de kopeck para análise da densidade do solo e b) espátulas e tesoura para c) desbaste das amostras.

A análise granulométrica também foi realizada nas profundidades de 0 – 5, 5 – 10, 10 – 15, 15 – 20, 30 – 35 e 50 – 55 cm, seguindo o manual da Embrapa (1997). Todas as amostras foram submetidas à um pré-tratamento com Peróxido de Hidrogênio (H₂O₂) 30 volumes para eliminação da matéria orgânica e raízes finas. Porções sucessivas de H₂O₂ foram adicionadas

às amostras (50 g) até que a reação cessasse, variando entre 10 a 50 ml. Após o pré-tratamento as amostras foram filtradas com papel filtro qualitativo, secas ao ar, destorroadas, quarteadas e pesadas para início da análise granulométrica (Figura 23).

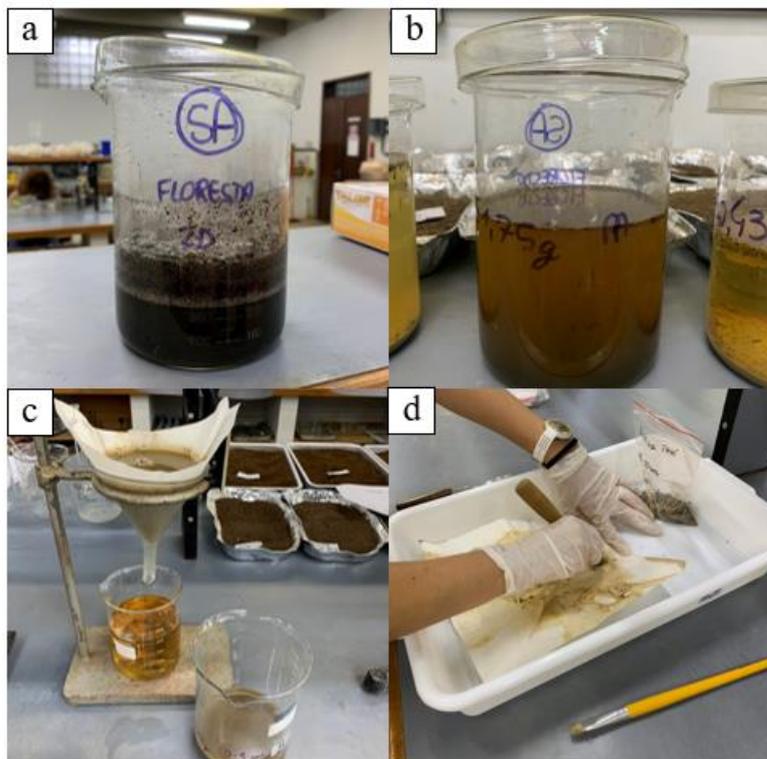


Figura 23. Pré-tratamento das amostras para análise granulométrica a) com Peróxido de Hidrogênio, com uma espessa camada de espuma e matéria orgânica reagindo à solução; b) mesma amostra após o fim da reação, apresentando alteração na cor; c) filtragem da amostra no papel filtro, água translúcida amarelada indicando a limpeza do H_2O_2 , mas retenção do silte e argila no filtro; e d) coleta do solo retido no papel filtro com um pincel.

A densidade de partículas (ou real) foi determinada pelo método do balão volumétrico descrito pela Embrapa (2017). O ensaio foi realizado em triplicata nas profundidades de 0 – 5, 5 – 10, 10 – 15, 15 – 20, 30 – 35, onde 20 g de solo foi seco a $105^{\circ}C$ por 24h e transferido para um balão volumétrico de 50 mL. Em seguida, o álcool etílico foi adicionado até quase completar o volume do balão, que foram agitados manualmente de forma suave para a eliminação das bolhas de ar e deixados em repouso. Esse processo foi repetido até a eliminação completa das bolhas de ar. Por fim, álcool etílico foi adicionado até completar o volume do balão. A partir do peso do solo seco e do volume de álcool gasto, foi possível calcular a densidade real (ou de partículas) através da equação:

$$D_r = \frac{m_a}{50 - V_u} \quad (3)$$

Onde,

D_r = densidade real.

m_a = massa da amostra de solo seco a 105°C por 24h, em g.

V_u = volume utilizado para completar o balão, em mL.

Por último, a porosidade total foi estimada pela relação entre a densidade do solo e a densidade real através da equação:

$$P_t = \frac{D_r - D_s}{50 - V_u} \quad (4)$$

Onde,

P_t = porosidade total, em $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$.

D_r = densidade real, em kg dm^{-3} .

D_s = densidade do solo, em kg dm^{-3} .

4.3.2 Matéria orgânica do Solo

A determinação total da matéria orgânica do solo foi realizada por incineração em mufla. As amostras, maceradas e peneiradas a 80 *mesh*, foram secas em estufa a 65°C por 24 horas e pesadas. Em seguida, foram incineradas na mufla a 600°C por 6 horas e pesadas novamente como descrito pelo método da Embrapa (2017).

4.4 ENSAIOS DE CAMPO

4.4.1 Hidrofobia

Para investigar o efeito do fogo na hidrofobia do solo foi realizado o teste do tempo de penetração das gotas (WDPT). Esse ensaio foi realizado em campo nos mesmos intervalos de coleta dos solos deformados e indeformados, ou seja, antes e após o fogo, em 2, 15 e 30 dias. O ensaio foi realizado na superfície mineral do solo, onde foi gentilmente exposto com auxílio de espátulas e tesouras imediatamente antes da realização do teste. A hidrofobia foi investigada nas profundidades de 0 cm (superfície), 5 cm e 10 cm. Um instrumento feito com palitos de

churrasco e linha foi construído para criar uma graticula de 10 x10 cm com 25 quadrados 4 cm² (Figura 24). Em cada quadrado foi aplicada uma gota de aproximadamente 50 µL (0,05 mL) com auxílio de uma bureta posicionada a 1 cm da superfície do solo, totalizando 25 gotas por ensaio (Figura 25). Após a gota tocar no solo, é feita a medição do tempo que a mesma leva a ser absorvida. A classe de repelência foi determinada a partir da classe modal para as 25 gotas aplicadas por ensaio, como propõe Tinebra et al. (2019).

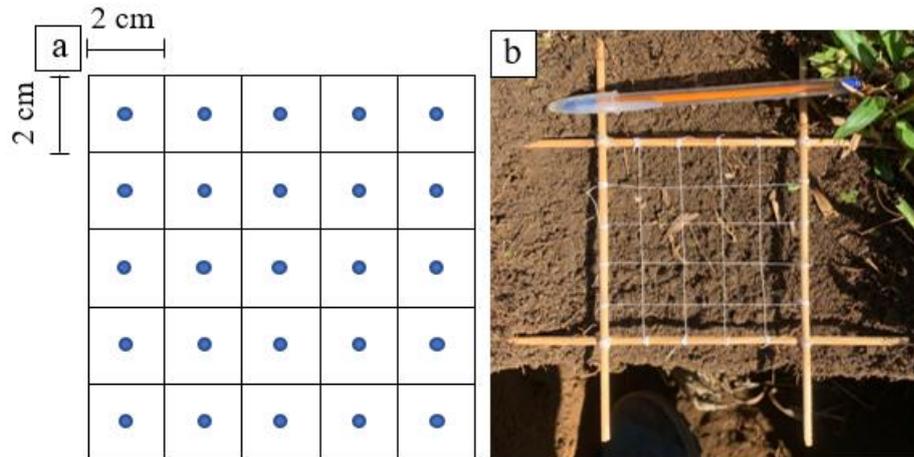


Figura 24. a) desenho esquemático da graticula e b) instrumento construído para o teste do tempo de penetração das gotas.

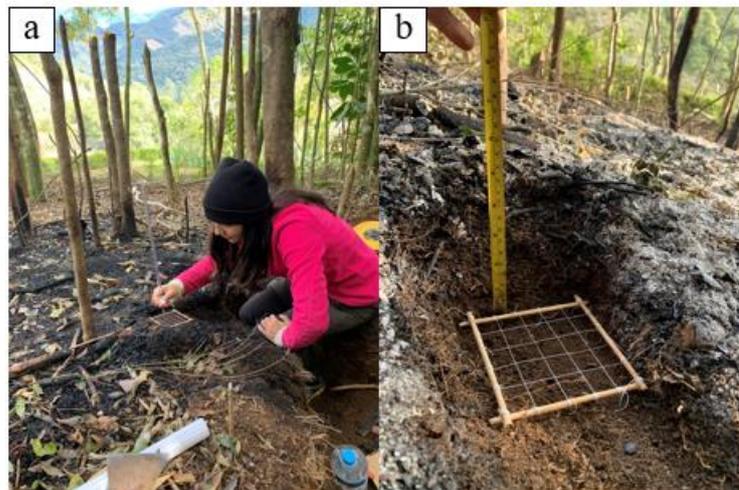


Figura 25. Método do tempo de penetração das gotas de água: a) realização do ensaio em campo e b) detalhe do ensaio realizado à 10 cm na floresta degradada.

Nessa dissertação, foi adotada uma classificação adaptada de Bisdom et al. (1993), onde as duas últimas classes tiveram seu limite superior reduzido de 3.600 para 1.800 segundos devido à demora da leitura em campo (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação do grau de hidrofobia em virtude do tempo de penetração da gota de água.

Classificação	Tempo de Penetração da Gota
Hidrofílico	< 5 s
Levemente Hidrofóbico	5 – 60 s
Moderadamente –	60 – 600 s
Fortemente –	600 – 1800 s
Severamente –	> 1800 s

4.5 MONITORAMENTO

4.5.1 Temperatura das chamas

Com intuito de analisar a intensidade do fogo na floresta degradada e gramínea foi utilizado um termômetro infravermelho com mira laser para mensurar a temperatura das chamas (Figura 26). As leituras foram realizadas com intervalos de aproximadamente 2 minutos em toda a área da parcela. O termômetro fazia as leituras em graus celsius e possuía uma limitação máxima de 600 °C. A floresta teve um total de 68 leituras e a gramínea 89 durante todo o experimento.



Figura 26. Termômetro infravermelho realizando leitura da temperatura das chamas na gramínea.

4.5.2 Temperatura do solo durante a queima

A temperatura do solo durante a queimada foi mensurada nas duas parcelas com auxílio de sensores termopar tipo K nas profundidades de 0, 5, 10 e 15 cm, acoplados à um datalogger (HOBO 4-Channel Thermocouple) que registrava os dados a cada 1 segundo. Cada sensor possuía uma ponteira de 15 cm que foi instalada em sentido horizontal na borda da parcela experimental para evitar danos aos cabos, que foram cobertos com uma manta de cerâmica para proteção às altas temperaturas (Figura 27).



Figura 27. Datalogger e sensores termopar tipo K nas profundidades de 0, 5, 10 e 15 cm.

4.5.3 Sucção do solo

Para analisar o efeito do fogo no comportamento da água no solo, foram utilizados sensores de matriz granular para a medição da sucção do solo. Esses sensores (900M Watermark, Irrometer) são constituídos por um par de eletrodos envolvidos por uma fina camada de gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), que permite a entrada e a saída de água do instrumento. Desse modo, os sensores operam pelo princípio de resistência elétrica⁸, com intervalo de medição entre 0 e 239 kPa. Quanto mais úmidos forem os solos, maior será a capacidade dos sensores absorverem a água, portanto, menor será a resistência elétrica e maior a condutividade dos eletrodos. Dessa forma, quanto mais próximo de 0 kPa, menor a sucção do solo (menor resistência elétrica), e mais próximo de 239 kPa, maior a sucção do solo (maior resistência elétrica). É importante ressaltar que esses sensores não mensuram a quantidade de água no solo,

⁸ capacidade de um condutor se opor e dificultar a passagem da corrente elétrica.

pois a mesma depende de algumas propriedades físicas do solo, como já mencionado anteriormente.

Foram instalados 7 sensores de matriz granular (Watermark, Irrrometer Co.) nas profundidades de 0 – 10, 10 – 20, 20 – 30, 30 – 40, 40 – 50, 90 – 100 e 140 – 150 cm (Figura 29). Além dos sensores de matriz granular também foi instalado um sensor de temperatura na profundidade de 10 – 20 cm para melhor acurácia das leituras dos sensores GMS. Todos os 8 sensores foram acoplados a um registrador de dados (Watermark 900M) programado para realizar a coleta dos dados em intervalos de 15 minutos (Figura 30a). Nesse sentido, para cada dia monitorado, havia um total de 96 registros do potencial matricial do solo. Essa estação de monitoramento do potencial matricial do solo (sensores + datalogger) foi instalada em ambas as coberturas vegetais após o fogo e também em áreas controles próximas as áreas queimadas para comparação.

As áreas controles estavam situadas muito próximas às parcelas que foram queimadas (menos que 3 metros de distância) e possuíam as mesmas características topográficas das parcelas, inclinação de 20°, orientação leste e topografia convexa (Figura 28). Dessa forma, foram instaladas quatro estações completas, sendo uma na floresta controle (FC), uma na floresta queimada (FQ), uma na gramínea controle (GC) e uma na gramínea queimada (GQ).

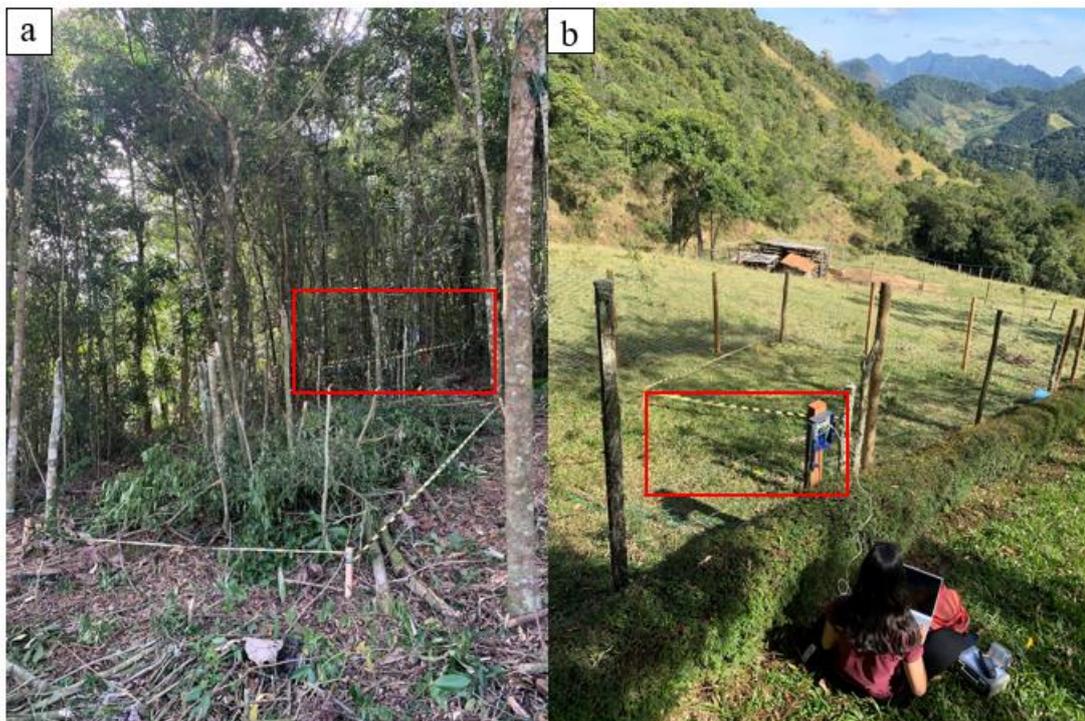


Figura 28. Proximidade das áreas controles (em vermelho) a) na floresta degradada e b) na gramínea com as parcelas queimadas das respectivas coberturas.

Antes da instalação, os sensores passaram por uma calibração por meio de ciclos de saturação e secagem, fundamental para reduzir o tempo que o sensor leva para se aclimatar no solo (Figura 30b e c). A instalação foi realizada através de furos feitos com trado helicoidal de diâmetro similar aos dos sensores, os quais foram inseridos em condição saturada (≤ 5 kPa) no solo com auxílio de tubos de PVC e vergalhões (Figura 30d). Após a inserção do sensor, os furos foram cobertos pelo mesmo solo que foi retirado, acrescido de água, para garantir uma boa aderência dos sensores no solo. Os sensores foram instalados na mesma curva de nível para evitar diferenças causadas pela topografia do terreno e com uma distância de 20 cm entre eles (Figura 30e). O monitoramento reuniu dados contínuos de 15 minutos a partir de julho, para as áreas não queimadas, até dezembro de 2022. Para as áreas submetidas a aplicação de fogo, o monitoramento teve início a partir de agosto.

Primeiramente, foi realizada a análise da sucção do solo de todo o período monitorado, onde o conjunto de dados de cada dia ($n=96$) foi trabalhado a partir da média diária para identificar diferenças entre as coberturas vegetais e entre as profundidades. Para análise comparativa entre FC e FQ ou GC e GQ, foram utilizados dados a partir de setembro para todas as áreas para evitar superestimação dos valores médios da sucção devido ao período seco monitorado nas áreas controles. Nesse sentido, os valores médios da sucção foram analisados para o mesmo período amostral do monitoramento, de setembro até dezembro de 2022. Para a análise da resposta do sucção do solo à entrada ou saída de água da chuva, os dados foram trabalhados de 15 em 15 minutos, sendo selecionados 2 eventos com período de chuvas intensas ou volumosas.

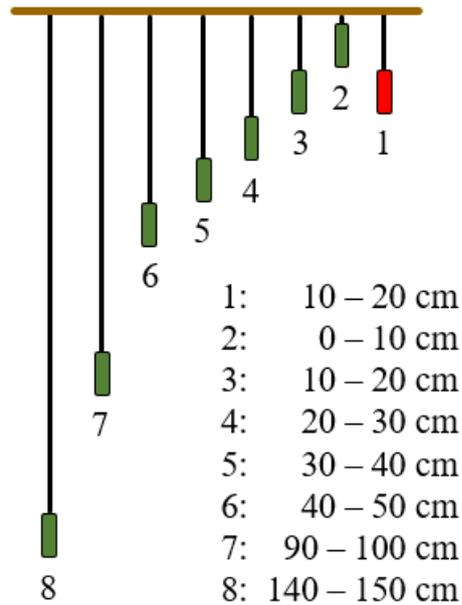


Figura 29. Desenho esquemático da disposição dos sensores no perfil do solo.

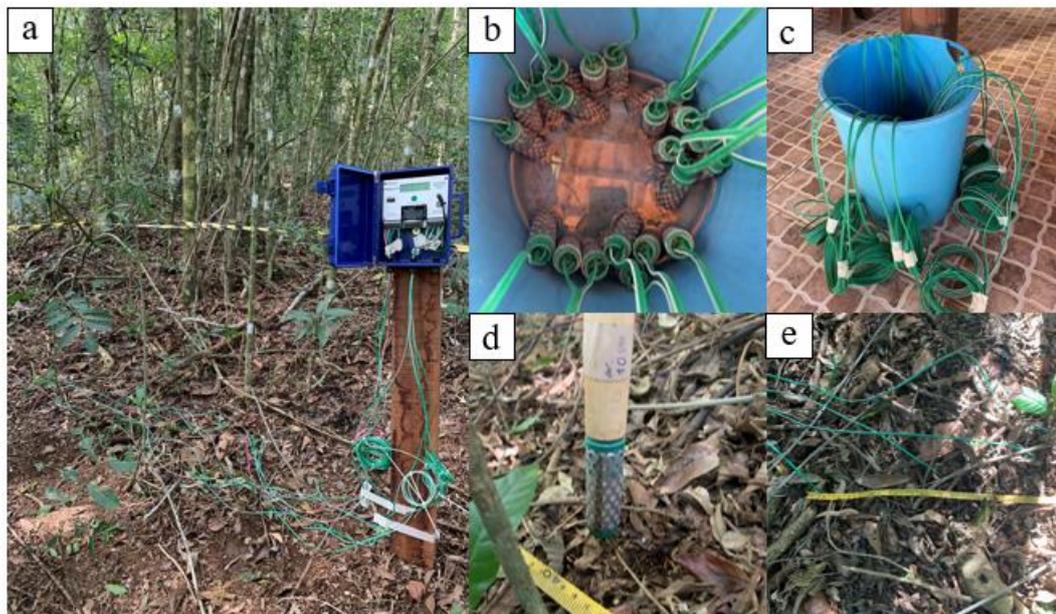


Figura 30. Instalação do monitoramento do potencial matricial: a) *datalogger* instalado na floresta degradada; b e c) sensores de matriz granular sendo submetidos a saturação para calibração; d) inserção dos sensores no solo através de tubos de pvc; e) distância entre os sensores.

4.5.4 Análise meteorológica

Para analisar o efeito do fogo no comportamento hidrológico do solo foi instalada uma Estação Meteorológica (modelo HOBO U30 da Onset), a qual foram acoplados os seguintes equipamentos: pluviômetro com mecanismo da caçamba basculante, anemômetro com velocidade e direção do vento, sensor de pressão atmosférica, sensor de temperatura e umidade relativa (Figura 31). Todos os sensores foram conectados a um registrador de dados (U30) programado para realizar a coleta dos dados em intervalos de 15 minutos. Além disso, também

foi instalado um pluviômetro manual (modelo Ville de Paris) à 1,5 metros em relação ao solo próximo à Estação Meteorológica local com a finalidade de validar os dados automáticos. O período de monitoramento dos dados da Estação Meteorológica teve início em 18/06/2022.

Para a analisar a resposta da sucção do solo à entrada ou saída de água da chuva em escala de detalhe, foram selecionados dois eventos que continham de chuvas diárias intensas (> 50,0 mm), um no final do período seco e outro no chuvoso.



Figura 31. Instalação da estação meteorológica: a) nivelamento do mastro de ferro; b) orientação do sensor de direção do vento para norte; c) instalação do fio-terra (para-raios); d) conexão dos sensores; e) visão geral da estação meteorológica.

5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Análises de estatística descritiva foram realizadas através do *software* Microsoft Excel para descrever o conjunto de dados amostrais. Foram gerados dados acerca da média, moda e desvio padrão. Os dados foram submetidos ao teste de normalidade Shapiro-Wilk para determinar quais testes estatísticos seriam utilizados. Para verificar se houve diferença entre os tratamentos, os dados foram submetidos à análise de variância de um fator (*one-way ANOVA*) e ao teste Tukey para comparar os valores médios a um nível de significância de $P < 0,05$. As análises estatísticas foram realizadas através do *software* PAST 4.03.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 TEMPERATURA DAS CHAMAS

Durante a queimada, as chamas se propagaram de forma não espacialmente uniforme em ambas as áreas. O combustível florestal, visivelmente, apresentava características mais inflamáveis do que as gramíneas, onde naquela, as chamas ultrapassaram 2 metros de altura. A temperatura média das chamas na floresta foi de 390,8 °C, enquanto que na gramínea foi de 293,9°C. Apesar dos dados médios e medianas demonstrarem a diferença na intensidade do fogo nas duas coberturas, a limitação do termômetro laser (600°C) pode ter subestimado a temperatura florestal, visto que essa apresentou um número de leituras acima do limite muito maior que a gramínea (Tabela 3).

Tabela 3. Temperatura das chamas (°C) alcançadas na floresta degradada e na gramínea. $f > 600^{\circ}\text{C}$ é a frequência em que houve leituras acima do limite do termômetro.

	Floresta Degradada	Gramínea
Média	390,8	293,9
Mediana	438,5	310,0
Desvio Padrão	196,1	181,1
$f > 600^{\circ}\text{C}$	20	4

5.2 TEMPERATURA DO SOLO

Os resultados acerca da temperatura do solo durante o experimento demonstram uma diferença significativa entre a floresta degradada e a gramínea (Tabela 4). Enquanto na floresta a temperatura máxima da superfície do solo atingiu 231,8°C, na gramínea alcançou apenas 48,9°C. Em incêndios de baixa intensidade, segundo Neary et al. (1999), a temperatura do solo não ultrapassa 100°C na superfície e 50°C a 5 cm de profundidade. Por outro lado, em solos com uma grande quantidade de combustível inflamável, a superfície do solo pode chegar a 700°C (DEBANO et al., 1998), atingindo 250°C em 10 cm e ultrapassar 100°C até 22 cm abaixo da superfície (NEARY et al. 1999). Thomaz et al. (2014) em área agrícola de corte e queima no sul do Brasil encontram valores próximos a 600°C na superfície do solo, mas que não ultrapassam 75,5°C à 2,5 cm. Nesse sentido, é possível inferir que as parcelas experimentais apresentaram diferentes intensidades do fogo, sendo menor na gramínea e maior na floresta degradada.

Além desses resultados, após a queimada na floresta degradada, em algumas áreas dentro da parcela, o solo apresentou uma cor alaranjada/avermelhada, sugerindo a combustão total da matéria orgânica (Figura 32). Essa evidência indica que em algumas áreas dentro da

parcela, a temperatura do solo pode ter alcançado valores superiores à 400 °C nos primeiros 5 cm, temperatura necessária para transformar a mineralogia do solo. Nesse contexto, os minerais de goethita se transformam em hematita, o que resulta na cor mais avermelhada do solo (TEREFE et al., 2008).

Tabela 4. Temperatura máxima (°C) alcançada no solo durante a queimada em ambas as coberturas vegetais.

Profundidade	Floresta Degradada	Gramínea
0	231,8	48,9
5	352,5	20,5
10	75,1	20,3
15	55,18	19,6



Figura 32. Solo avermelhado coberto por cinza preta e branca na floresta degradada após o fogo.

Em relação à variação da temperatura do solo durante o monitoramento, na floresta degradada, é possível observar oscilações na temperatura na superfície do solo (0 cm) mesmo após o fim das chamas – lembrando que as chamas tiveram duração de 2 horas, mas distribuídas de maneira não uniforme na parcela (Figura 33). A temperatura do solo à 0 cm se manteve acima dos 100°C durante aproximadamente 11 horas. Os picos de temperatura nessa profundidade aconteceram em aproximadamente 20 minutos (às 18h20min), 7 horas (às 23h07min), 9 horas (às 01h17min) após o início do experimento. Esse comportamento pode ser explicado por novas ignições causadas pela ação de ventos, o que é ratificado pela permanência de brasas ainda acesas no solo que foram observadas no dia seguinte após a queimada (Figura 34a).

Ainda em relação à floresta degradada, um resultado inesperado foi uma temperatura mais elevada a 5 cm de profundidade do que na superfície (0 cm), 5 horas (às 21h47min) após o início do experimento (Figura 33) e com uma duração de ascensão e decrescimento de temperatura de aproximadamente 5 horas. As hipóteses para explicar esse comportamento são 1) uma possível transferência de calor de raízes mortas, observadas na parcela (Figura 34b), pois são um combustível fino e seco, possivelmente inflável e que permite a passagem de oxigênio pelos dutos, ou 2) um colapso da superfície do solo que carregou material combustível e brasas a profundidade de 5 cm. Nas profundidades de 10 e 15 cm é observado um aumento gradual e atrasado da temperatura do solo, com os picos acontecendo somente 4 horas após o início do experimento. Mataix-Solera e Guerreiro (2007) discutem que à medida em que a profundidade aumenta, o tempo para o solo aquecer também é maior, mesmo que a temperatura máxima alcançada seja menor, devido, principalmente à influência da umidade do solo. Por outro lado, na gramínea, o tempo de residência da temperatura máxima é muito menor, não perdurando por 1 hora mesmo na superfície do solo.

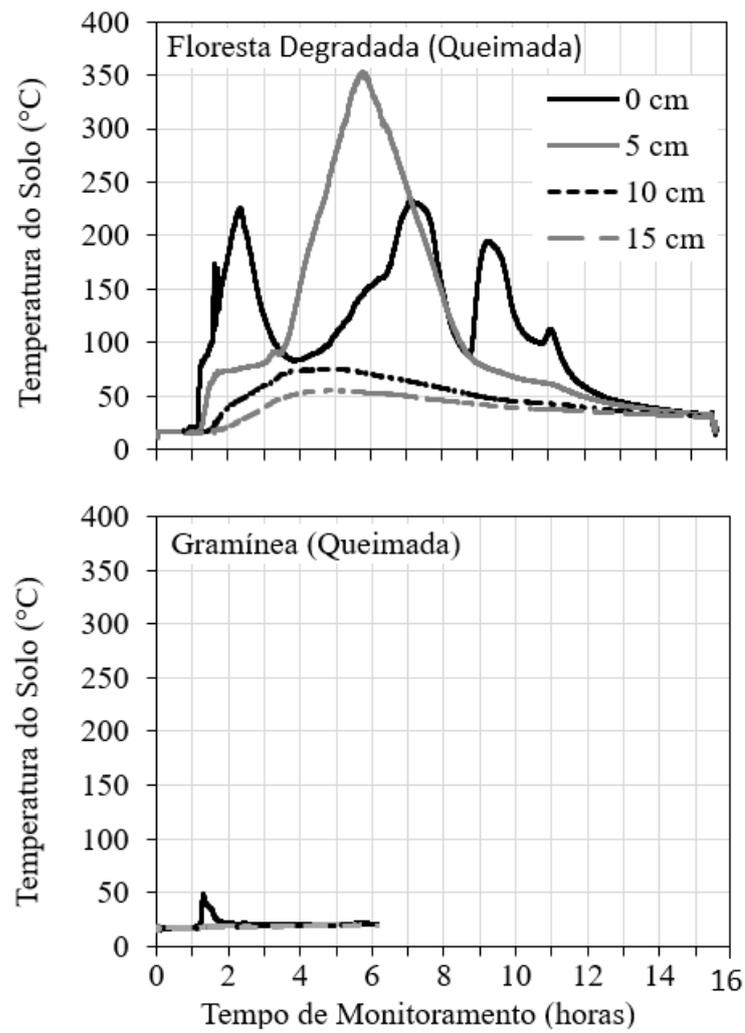


Figura 33. Temperatura do solo durante o experimento na floresta degradada e na gramínea.



Figura 34. a) Presença de brasas na manhã seguinte ao experimento na floresta degradada. b) raízes em decomposição na floresta degradada.

5.3 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA

Em ambas as coberturas há um aumento gradual do teor de argila conforme o aumento da profundidade do solo (Figura 35). Na floresta degradada, os solos da maioria das profundidades e intervalos de coleta foram classificados como franco-argiloso arenosa (LEMOS e SANTOS, 1996). Em 2 e 15 dias após o fogo, em 50 – 55 cm, o solo apresentou maior concentração de argila, sendo classificados como argilo-arenoso (Tabela 5). Em 30 dias após o fogo, em 15 – 20 cm, o solo apresentou uma maior concentração de areia, sendo classificado como franco-arenoso. Apesar dos teores de argila diminuiu de forma gradual na profundidade mais superficial (0 – 5 cm) apresentando valores de 289,8 g kg⁻¹ antes do fogo para 271,2, 225,8 e 211,9 g kg⁻¹ em 2, 15 e 30 dias após o fogo (Tabela 6), essas variações não foram suficientes para provocar alterações na classificação do solo nessa profundidade, que se manteve franco-argiloso arenosa mesmo em 30 dias após o fogo.

Tabela 5. Classificação dos solos por profundidade e intervalo de coleta antes e após o fogo para as duas coberturas vegetais. * indicam alterações na classificação.

Prof. (cm)	Pré-Fogo		2 dias		15 dias		30 dias	
	Floresta	Gramínea	Floresta	Gramínea	Floresta	Gramínea	Floresta	Gramínea
0 - 5	franco							
	argiloso	arenoso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso
	arenosa	*	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa
5 - 10	franco							
	argiloso	arenoso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso
	arenosa	*	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa
10 - 15	franco							
	argiloso	arenoso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso
	arenosa	*	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa
15 - 20	franco							
	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso	arenoso	argiloso
	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	arenosa	*	arenosa
30 - 35	franco							
	argiloso							
	arenosa							
50 - 55	franco	franco	argilo	franco	argilo	franco	franco	franco
	argiloso	argiloso	arenosa	argiloso	arenosa	argiloso	argiloso	argiloso
	arenosa	arenosa	*	arenosa	*	arenosa	arenosa	arenosa

Simultaneamente, em 0 – 5 cm, houve um aumento dos teores de areia grossa de forma gradual, passando de 439,4 g kg⁻¹ antes do fogo, para 423,2, 517,7 e 533,9 g kg⁻¹ em 2, 15 e 30 dias após o fogo (Tabela 6). Certini (2005) explica que esse aumento do teor de areia nos solos após o fogo é resultado da remoção seletiva da fração de agregados finos por meio da erosão. Por outro lado, Ulery e Graham (1993) em floresta de coníferas na Califórnia, observaram

através de microscopia de luz polarizada que os grãos de mica, quartzo e feldspato formaram agregados, representando 25% do total da areia fina, que permaneceram intactos mesmo após o tratamento com dispersão. Ketterings et al. (2000) em floresta secundária na Indonésia, observaram um aumento acentuado no teor de areia (829 g kg^{-1}) em comparação com o solo não queimado (13 g kg^{-1}) apenas em temperaturas acima de 600°C .

Essa mesma relação com a intensidade do fogo foi observado por Lei et al. (2022) em uma área florestal de coníferas na China, onde esses autores encontram alterações na composição granulométrica do solo apenas nas áreas de média e alta severidade do fogo, e nenhuma nas áreas de baixa severidade quando comparado às áreas não queimadas. Os autores indicam que na área de alta severidade o quantidade de areia no solo (0 – 5 cm) aumentou de $8,1\% \pm 4,1$ antes do incêndio para $62,3\% \pm 5,1$, $65,6\% \pm 3,5$ e $\% \pm 5,4$ dois meses, um ano e dois anos após o fogo, respectivamente. Esse aumento do teor de areia foi acompanhado por uma diminuição na quantidade de argila, passando de $19,3\% \pm 2,6\%$ antes do incêndio para $7,2\% \pm 1,2$, $6,1\% \pm 0,5$ e $5,3\% \pm 0,4$ após o fogo, nos mesmos intervalos acima.

Na gramínea, a textura apresenta uma composição mais arenosa nas profundidades mais rasas, onde os solos são classificados como franco-arenosos entre 0 e 15 cm (Tabela 5), o que pode indicar uma lavagem do material mais fino por processos erosivos superficiais. Nas profundidade maiores, até 50 cm há uma maior concentração de argila, apresentando a mesma classificação dos solos florestais, franco-argiloso-arenosa. Após o fogo, as três profundidades mais superficiais apresentam uma maior concentração de argila, sendo classificadas daí em diante como franco-argiloso-arenosa. Ao passo que na floresta degradada, os teores de argila diminuem após o fogo na primeira profundidade analisada (0 – 5 cm), na gramínea é observado o comportamento inverso, onde as concentrações das partículas mais finas aumentam de $149,1 \text{ g kg}^{-1}$ antes do fogo, para $225,5$, $216,4$ e $269,8 \text{ g kg}^{-1}$ em 2, 15 e 30 dias após o fogo (Tabela 6). No entanto, novamente, esse aumento não foi suficiente para provocar alteração na classificação dos solos.

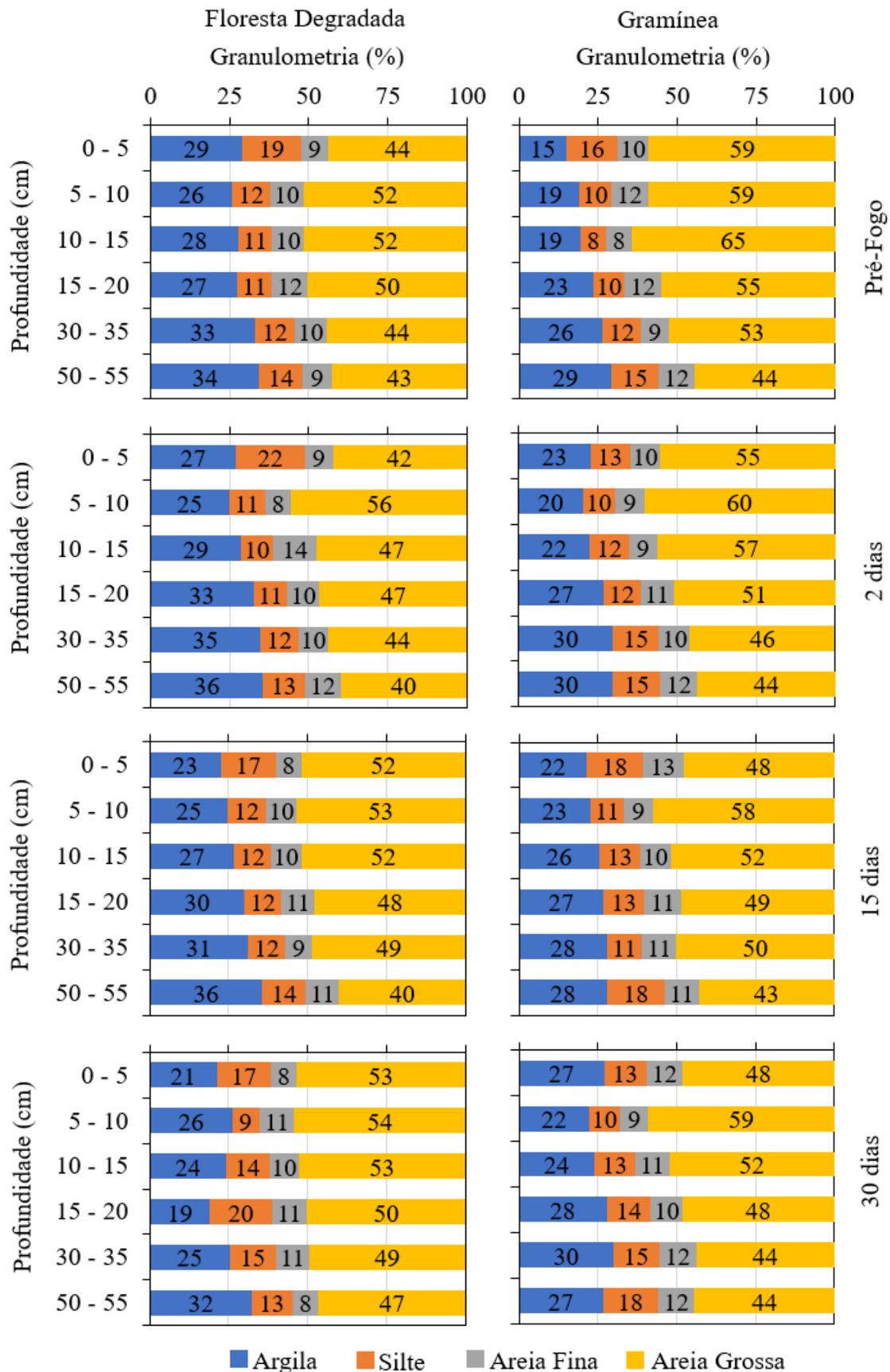


Figura 35. Composição granulométrica (%) das partículas minerais do solo na floresta degradada e na gramínea antes e após o fogo.

Tabela 6. Concentrações das classes de textura do solo (kg kg^{-1}) na floresta degradada e na gramínea antes e após o fogo.

Profundidade (cm)	Floresta Degradada				Gramínea			
	Teor de Argila (g kg^{-1})				Teor de Argila (g kg^{-1})			
	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 - 5	289,8	271,2	225,8	211,9	149,1	225,5	216,4	269,8
5 - 10	256,9	247,6	247,4	261,4	191,9	201,1	225,9	221,9
10 - 15	276,2	287,0	266,6	241,5	193,4	223,6	256,3	240,1
15 - 20	274,1	325,9	300,5	190,7	233,6	267,0	266,6	278,1
30 - 35	331,4	348,3	311,5	253,8	264,4	297,1	279,9	298,8
50 - 55	343,7	357,2	356,0	323,7	292,7	296,2	280,4	266,4
Profundidade (cm)	Teor de Silte (g kg^{-1})				Teor de Silte (g kg^{-1})			
	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias
	0 - 5	184,9	217,4	172,9	171,5	161,3	124,8	175,9
5 - 10	121,0	113,7	121,2	85,1	98,5	104,0	108,4	99,2
10 - 15	107,5	100,3	115,8	136,6	82,7	123,8	127,7	128,4
15 - 20	109,4	106,5	116,0	196,0	100,1	117,2	131,7	140,9
30 - 35	124,2	119,8	118,8	144,5	120,8	147,5	109,5	145,2
50 - 55	135,0	131,2	139,1	126,9	147,0	152,2	181,5	176,4
Profundidade (cm)	Teor de Areia Fina (g kg^{-1})				Teor de Areia Fina (g kg^{-1})			
	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias
	0 - 5	85,8	88,3	83,3	82,8	100,9	96,8	129,3
5 - 10	104,3	83,7	99,5	112,7	117,5	91,5	90,2	89,0
10 - 15	101,3	140,0	97,8	95,9	78,8	88,1	98,2	110,3
15 - 20	115,2	101,8	106,2	110,6	116,5	105,2	113,5	98,9
30 - 35	101,9	94,6	85,0	107,4	89,5	97,4	110,5	118,2
50 - 55	94,3	115,3	104,6	83,6	116,2	115,8	109,3	114,7
Profundidade (cm)	Teor de Areia Grossa (g kg^{-1})				Teor de Areia Grossa (g kg^{-1})			
	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias	Pré-Fogo	2 dias	15 dias	30 dias
	0 - 5	439,4	423,2	517,7	533,9	588,7	552,9	478,5
5 - 10	517,8	555,1	531,9	540,8	592,1	603,4	575,5	589,9
10 - 15	514,9	472,7	519,8	526,1	645,0	564,5	517,8	521,2
15 - 20	501,3	465,8	477,3	502,7	549,8	510,6	488,2	482,2
30 - 35	442,5	437,3	484,7	494,3	525,3	458,0	500,1	437,8
50 - 55	427,0	396,4	400,3	465,7	444,1	435,8	428,8	442,5

5.4 DENSIDADE DO SOLO

De modo geral, a densidade do solo apresentou valores mais altos após o fogo em ambas as coberturas vegetais (Figura 36). Na floresta degradada, esse aumento da densidade se dá de forma progressiva nos 2, 15 e 30 dias após o fogo até 30 – 35 cm de profundidade. Esse resultado é evidenciado na profundidade de 0 – 5 cm, onde a densidade passou de $0,57 \text{ g cm}^{-3}$ antes do fogo para $0,78 \text{ g cm}^{-3}$, $0,94 \text{ g cm}^{-3}$ e $1,03 \text{ g cm}^{-3}$ em 2, 15 e 30 dias após o fogo, respectivamente (Tabela 7). Nas profundidades de 5 – 10, 10 – 15 e 15 – 20 cm ainda é possível observar um aumento da densidade, mas de forma mais sutil e sem alterações progressivas em

15 e 30 dias após o fogo. A partir de 30 – 35 cm a densidade do solo parece apresentar uma variação natural e não ser mais afetada pelo fogo. A análise estatística indica uma diferença significativa da densidade do solo em 0 – 5 cm e 10 – 15 cm em 30 dias após o fogo se comparação com os valores antes do fogo.

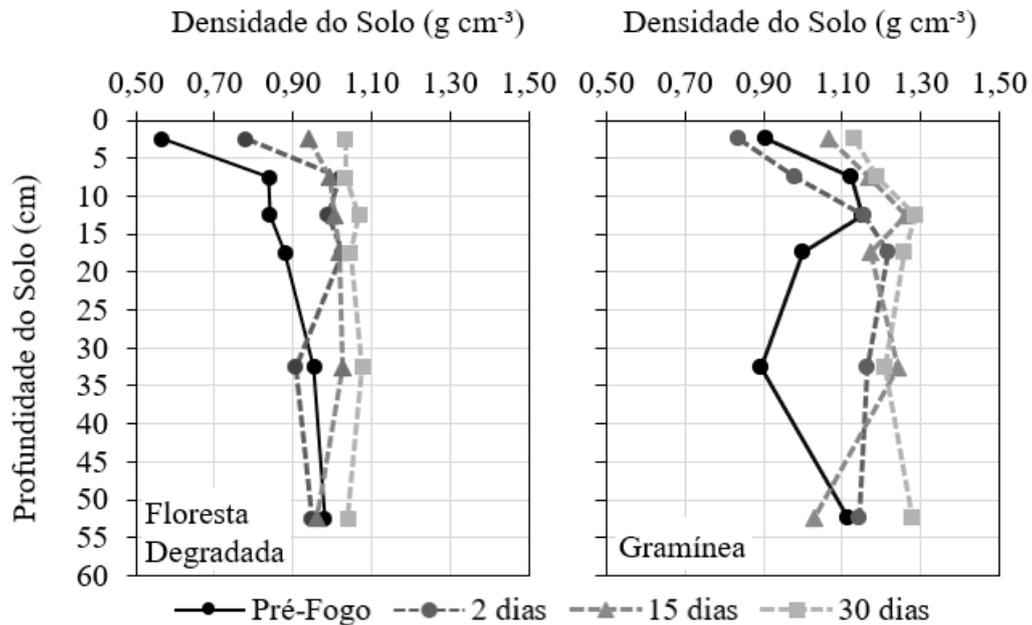


Figura 36. Densidade média do solo antes e após o fogo em ambas as coberturas vegetais.

Tabela 7. Densidade média do solo \pm desvio padrão na encosta coberta por floresta degradada antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.

Profundidade (cm)	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	$0,57 \pm 0,12^a$	$0,78 \pm 0,08^{ab}$	$0,94 \pm 0,04^{ab}$	$1,03 \pm 0,13^b$
5 – 10	$0,84 \pm 0,05^a$	$1,02 \pm 0,06^a$	$0,99 \pm 0,11^a$	$1,03 \pm 0,08^a$
10 – 15	$0,84 \pm 0,08^a$	$0,99 \pm 0,06^{ab}$	$1,00 \pm 0,02^{ab}$	$1,07 \pm 0,04^b$
15 – 20	$0,88 \pm 0,05^a$	$1,03 \pm 0,06^a$	$1,02 \pm 0,04^a$	$1,04 \pm 0,03^a$
30 – 35	$0,95 \pm 0,00^a$	$0,91 \pm 0,07^a$	$1,03 \pm 0,05^a$	$1,08 \pm 0,08^a$
50 – 55	$0,98 \pm 0,02^a$	$0,95 \pm 0,03^a$	$0,96 \pm 0,06^a$	$1,04 \pm 0,04^a$

Nota: Diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas após diferentes intervalos de tempo pós-fogo na mesma profundidade em $p < 0,05$.

A gramínea apresenta valores de densidade mais elevados em relação à floresta degradada em virtude do pisoteio de animais nessa parcela. Lawall (2018) encontra valores mais elevados ($1,34 \text{ g kg}^{-1}$ em 0 – 10 cm) em área de pastagem na bacia do Rio Bonfim (RJ). Um comportamento inesperado de diminuição da densidade do solo foi observado nas profundidades de 15 – 20 e 30 – 35 cm, o que se levanta como hipótese a influência de uma

grande atividade de uma macrofauna no solo, representada por minhocas, larvas de coleópteros (besouros), entre outros que atuam na bioturbação desse solo, aumentando os espaços porosos (Figura 37). Após o fogo, em 0 – 5 cm de profundidade a densidade primeiramente diminuiu de $0,91 \text{ g cm}^{-3}$ para $0,84 \text{ g cm}^{-3}$ em 2 dias após o fogo, mas, posteriormente, aumentou para $1,07 \text{ g cm}^{-3}$ e $1,13 \text{ g cm}^{-3}$ em 15 e 30 dias após o fogo, respectivamente (Tabela 8). Na profundidade de 5 – 10 cm também é observado esse mesmo comportamento, diminuição da densidade em 2 dias após o fogo e aumento em 15 e 30 dias.

A análise estatística indica uma diferença significativa na profundidade de 0 – 5 cm em 30 dias após o fogo se comparado com os valores encontrados após 2 dias e uma diferença não tão expressiva ($p = 0,0494$) em 15 – 20 cm em 30 dias comparado com os valores da densidade antes do fogo. Além disso, houve diferença nas profundidades de 30 – 35 cm em 15 dias em relação aos valores antes do fogo, e 50 – 55 cm em 30 dias em relação aos valores de 15 dias.

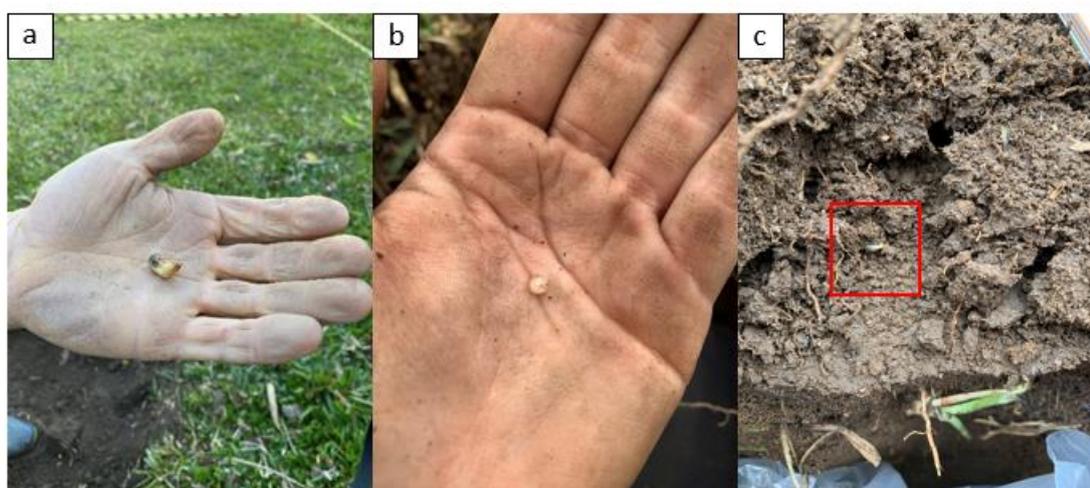


Figura 37. Presença de macrofauna de solo encontrada até aproximadamente 20 cm de profundidade na gramínea: a) larva de coleópteros, b) ovo de minhoca e c) espécie não identificada em vermelho.

Tabela 8. Densidade média do solo \pm desvio padrão na encosta coberta por gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.

Profundidade (cm)	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	$0,91 \pm 0,04^{ab}$	$0,84 \pm 0,11^a$	$1,07 \pm 0,05^{ab}$	$1,13 \pm 0,06^b$
5 – 10	$1,12 \pm 0,00^a$	$0,98 \pm 0,10^a$	$1,17 \pm 0,09^a$	$1,19 \pm 0,05^a$
10 – 15	$1,15 \pm 0,11^a$	$1,15 \pm 0,10^a$	$1,26 \pm 0,12^a$	$1,29 \pm 0,02^a$
15 – 20	$1,00 \pm 0,11^a$	$1,22 \pm 0,04^{ab}$	$1,17 \pm 0,07^{ab}$	$1,26 \pm 0,04^b$
30 – 35	$0,89 \pm 0,15^a$	$1,16 \pm 0,10^{ab}$	$1,24 \pm 0,06^b$	$1,21 \pm 0,03^{ab}$
50 – 55	$1,11 \pm 0,02^{ab}$	$1,14 \pm 0,10^{ab}$	$1,03 \pm 0,05^a$	$1,28 \pm 0,04^b$

Nota: Diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas após diferentes intervalos de tempo pós-fogo na mesma profundidade em $p < 0,05$.

Na revisão de literatura sobre efeitos do fogo nas propriedades físicas do solo, Certini (2005) explica que o aumento da densidade é causado pelo colapso dos agregados devido à queima da matéria orgânica e ao entupimento dos poros pelas cinzas. Em Lei et al. (2022), a densidade do solo é ligeiramente maior na área queimada de alta severidade dois meses após o fogo ($1,3 \text{ g cm}^{-3} \pm 0,2$), não sendo alterada nas áreas de baixa e média severidade ($1,2 \text{ g cm}^{-3} \pm 0,0$ e $1,2 \text{ g cm}^{-3} \pm 0,1$, respectivamente), quando comparadas à área não queimada ($1,2 \text{ g cm}^{-3} \pm 0,0$). Ainda segundo os autores, com exceção do ligeiro aumento da densidade na área de alta severidade, que se manteve em 1 e 2 anos após o fogo, também não houve diferença de densidade nas áreas de baixa e média severidade em 1 e 2 anos.

5.5 DENSIDADE DE PARTÍCULAS

Na floresta, a densidade de partículas do solo apresentou diferenças significativas na profundidade de 0 – 5 cm somente no solo coletado 2 dias em relação ao coletado 30 dias após o fogo. Na profundidade de 5 – 10 cm todas as coletas após o fogo demonstraram uma densidade de partículas significativamente maior do que o solo coletado antes do fogo (Figura 38). O mesmo acontece em 10 – 15 cm com exceção de 30 dias após o fogo, que não apresenta diferença significativa. Em 15 – 20 cm há somente diferença entre o pré-fogo e 2 dias e em 30 – 35 cm não há diferença entre os intervalos de coleta. Nesse sentido, é possível observar um aumento gradual da densidade de partículas após o fogo, que apresenta um padrão mais definido a partir de 5 – 10 cm.

Na gramínea, não foram observadas diferenças significativas após o fogo nas profundidades de 0 – 5, 5 – 10 e 15 – 20 cm (Tabela 10). Apenas em 10 – 15 cm, o solo coletado 2 dias após o fogo apresentou uma densidade de partículas maior que o solo pré-fogo e de 15 dias, e em 30 – 35 cm, os valores foram diferentes somente entre 2 dias e 15 dias.

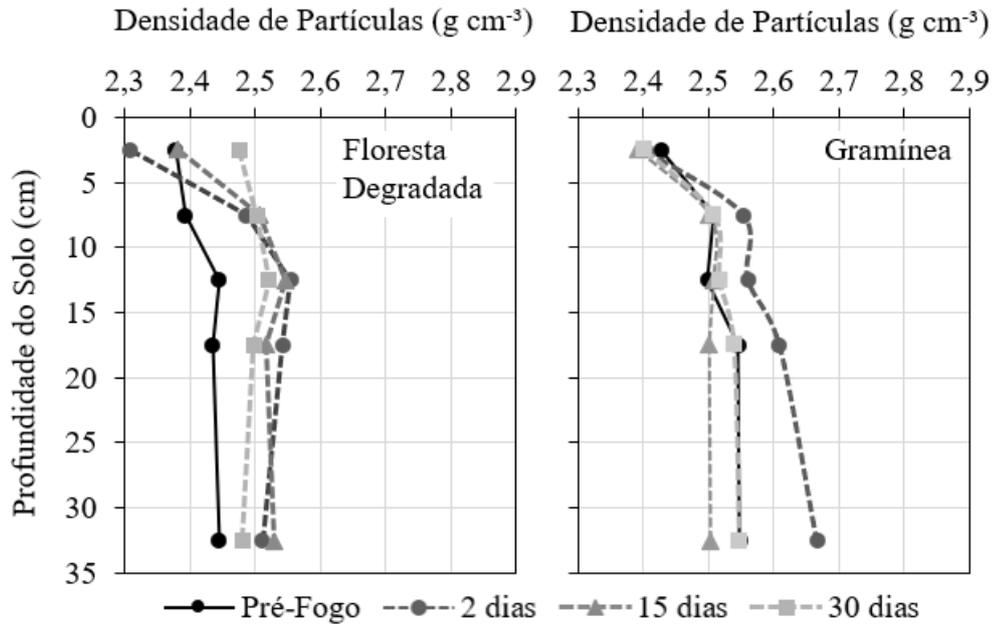


Figura 38. Média da densidade de partículas antes e após o fogo em ambas as coberturas vegetais.

Tabela 9. Média da densidade de partículas (g cm^{-3}) \pm desvio padrão (g cm^{-3}) na encosta coberta por floresta degradada antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.

Profundidade (cm)	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	$2,38 \pm 0,01^{ab}$	$2,31 \pm 0,08^a$	$2,38 \pm 0,04^{ab}$	$2,47 \pm 0,04^b$
5 – 10	$2,39 \pm 0,01^a$	$2,49 \pm 0,03^b$	$2,51 \pm 0,01^b$	$2,50 \pm 0,02^b$
10 – 15	$2,45 \pm 0,01^a$	$2,55 \pm 0,02^b$	$2,55 \pm 0,04^b$	$2,52 \pm 0,01^{ab}$
15 – 20	$2,44 \pm 0,03^a$	$2,54 \pm 0,04^b$	$2,52 \pm 0,03^{ab}$	$2,50 \pm 0,02^{ab}$
30 – 35	$2,44 \pm 0,03^a$	$2,51 \pm 0,03^a$	$2,53 \pm 0,04^a$	$2,48 \pm 0,01^a$

Nota: Diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas após diferentes intervalos de tempo pós-fogo na mesma profundidade em $p < 0,05$.

Tabela 10. Média da densidade de partículas \pm desvio padrão na encosta coberta por Gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.

Profundidade (cm)	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	$2,43 \pm 0,03^a$	$2,40 \pm 0,02^a$	$2,39 \pm 0,02^a$	$2,40 \pm 0,02^a$
5 – 10	$2,51 \pm 0,02^a$	$2,55 \pm 0,02^a$	$2,50 \pm 0,02^a$	$2,51 \pm 0,01^a$
10 – 15	$2,50 \pm 0,01^a$	$2,56 \pm 0,02^b$	$2,51 \pm 0,02^a$	$2,52 \pm 0,01^{ab}$
15 – 20	$2,55 \pm 0,03^a$	$2,61 \pm 0,06^a$	$2,50 \pm 0,01^a$	$2,54 \pm 0,03^a$
30 – 35	$2,55 \pm 0,05^{ab}$	$2,67 \pm 0,02^a$	$2,50 \pm 0,03^b$	$2,55 \pm 0,06^{ab}$

Nota: Diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas após diferentes intervalos de tempo pós-fogo na mesma profundidade em $p < 0,05$.

5.6 POROSIDADE TOTAL

A porosidade total apresenta valores mais elevados na floresta degradada em relação à gramínea, com exceção à profundidade de 30 – 35 cm que apresenta um comportamento inesperado, com uma porosidade média acima dos valores da superfície, 65,0 e 62,7%, respectivamente (Figura 39). Na floresta degradada, a porosidade total apresenta uma redução de 9,93% em 2 dias após o fogo, 15,65% 15 dias após e 17,96% 30 dias após o fogo na profundidade de 0 – 5 cm.

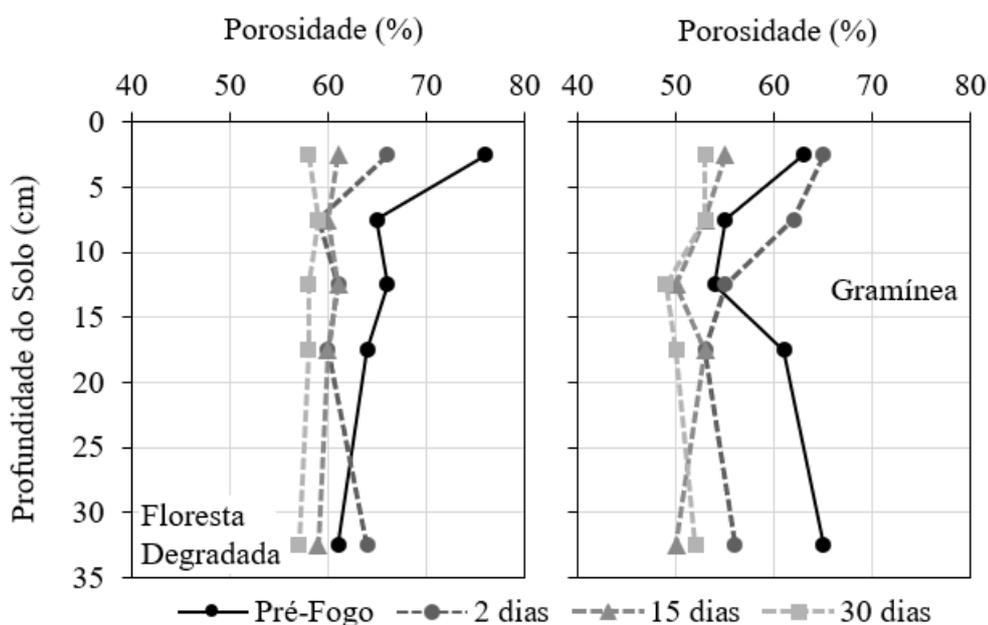


Figura 39. Porosidade total do solo antes e após o fogo em ambas as coberturas vegetais.

Tabela 11. Porosidade total (%) do solo florestal antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias para todas as profundidades.

Profundidade (cm)	Porosidade (%) na Floresta Degradada			
	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	76,18	66,25	60,53	58,22
5 – 10	64,91	59,03	60,42	58,68
10 – 15	65,64	61,27	60,54	57,60
15 – 20	63,90	59,67	59,53	58,17
30 – 35	60,96	63,94	59,41	56,59

Tabela 12. Porosidade total do solo (%) do solo da gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias para todas as profundidades.

Profundidade (cm)	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	62,68	65,16	55,39	52,91
5 – 10	55,22	61,61	53,27	52,61
10 – 15	53,84	54,91	49,66	48,82
15 – 20	60,73	53,29	53,17	50,43
30 – 35	65,01	56,35	50,33	52,49

5.7 MATÉRIA ORGÂNICA

Em geral, a floresta degradada apresentou maiores concentrações de matéria orgânica no solo em comparação com a gramínea em todas as profundidades analisadas (Figura 40). A M.O. em ambas as coberturas possui uma tendência de diminuição da concentração conforme o aumento da profundidade do solo, sendo essa variação muito mais acentuada na floresta degradada do que na gramínea. Diferenças significativas ($p < 0,05$) na concentração de M.O. após o fogo foram observadas apenas na floresta degradada.

Imediatamente após o fogo, o solo florestal apresenta um aumento significativo da concentração de M.O. na profundidade de 0 – 5 cm, onde os valores passam de 56,77 para 67,06 g kg⁻¹ (Tabela 13). Por outro lado, em 15 e 30 dias, a concentração de M.O. na profundidade superficial diminui para 54,49 e 45,62 g kg⁻¹, respectivamente. O aumento da concentração de M.O. pode ser explicado pela preservação do material combustível queimado, tendo em vista que a coleta 2 dias depois da queimada não foi precedida de qualquer evento de chuva. Em contrapartida, a diminuição da M.O. em 15 e 30 dias pode ter sido causada pelo início de processos erosivos, em virtude de um acumulado de chuva de 25,0 e 141,8 mm, respectivamente.

O comportamento de aumento de M.O. imediatamente após o fogo não é observado na profundidade inferior, onde os valores de M.O. pré e 2 dias após o fogo não possuem diferença significativa. No entanto, novamente em 15 e 30 dias, as concentrações de M.O. diminuem consideravelmente. As profundidades inferiores não apresentam diferenças significativas na concentração de M.O. após o fogo.

Tabela 13. Média da matéria orgânica (g kg^{-1}) \pm desvio padrão no solo florestal antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.

Profundidade (cm)	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	$56,77 \pm 0,90^a$	$67,06 \pm 3,69^b$	$54,49 \pm 1,35^a$	$45,62 \pm 2,26^c$
5 – 10	$53,82 \pm 1,06^a$	$54,08 \pm 3,64^a$	$38,08 \pm 5,11^b$	$42,18 \pm 4,37^{ab}$
10 – 15	$45,01 \pm 2,04^a$	$41,32 \pm 1,19^a$	$39,31 \pm 3,17^a$	$42,56 \pm 1,28^a$
15 – 20	$44,03 \pm 2,63^a$	$40,11 \pm 4,44^a$	$40,89 \pm 0,96^a$	$42,57 \pm 1,19^a$
30 – 35	$39,18 \pm 2,48^a$	$35,69 \pm 2,00^a$	$34,73 \pm 0,92^a$	$37,40 \pm 1,25^a$

Nota: Diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas após diferentes intervalos de tempo pós-fogo na mesma profundidade em $p < 0,05$.

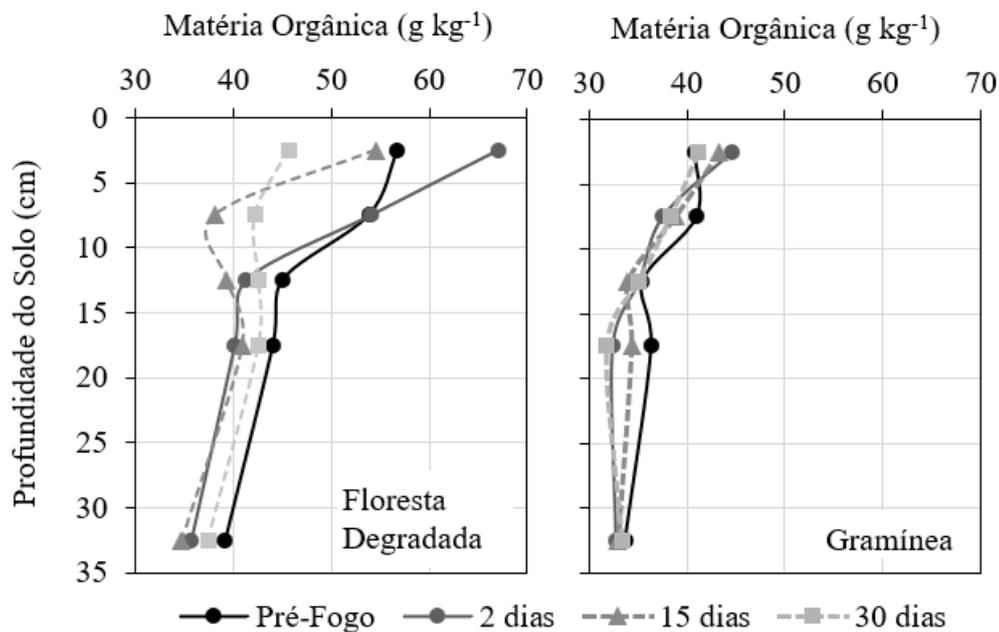


Figura 40. Concentração de matéria orgânica (g kg^{-1}) por profundidade na floresta degradada e gramínea.

Tabela 14. Média da matéria orgânica (g kg^{-1}) \pm desvio padrão no solo da gramínea antes do fogo e depois nos intervalos de 2, 15 e 30 dias.

Profundidade (cm)	Pré-fogo	2 dias	15 dias	30 dias
0 – 5	$40,76 \pm 0,40^a$	$44,64 \pm 0,83^a$	$43,35 \pm 2,21^a$	$41,18 \pm 1,56^a$
5 – 10	$40,93 \pm 1,07^a$	$37,58 \pm 2,95^a$	$38,88 \pm 2,89^a$	$38,35 \pm 3,16^a$
10 – 15	$35,47 \pm 1,55^a$	$35,18 \pm 0,76^a$	$33,98 \pm 2,09^a$	$35,10 \pm 1,52^a$
15 – 20	$36,37 \pm 1,45^a$	$32,47 \pm 3,00^a$	$34,34 \pm 1,31^a$	$31,83 \pm 3,16^a$
30 – 35	$33,74 \pm 2,23^a$	$32,80 \pm 3,96^a$	$32,99 \pm 1,70^a$	$33,40 \pm 0,93^a$

Nota: Diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas após diferentes intervalos de tempo pós-fogo na mesma profundidade em $p < 0,05$.

5.8 HIDROFOBIA

A hidrofobia não foi afetada pelo fogo em nenhuma das coberturas. A floresta degradada demonstrou possuir condições severas (> 1800 segundos) naturais de hidrofobia nas profundidades de 0 (superfície), 5 e 10 cm antes mesmo da queimada. Essa classificação se manteve a mesma em 2, 15 e 30 dias após o fogo. A temperatura máxima alcançada no solo durante a queimada ($231,8^{\circ}\text{C}$ na superfície e $352,5^{\circ}\text{C}$ a 5 cm) não foi suficiente para destruir as substâncias hidrofóbicas presentes no solo. Esses resultados vão de encontro com a literatura, a qual aponta que apenas temperaturas acima de 270 a 400°C são capazes de destruir as substâncias hidrofóbicas, e temperaturas entre 175 e 270°C , em contrapartida, podem intensificar a hidrofobia do solo.

Por outro lado, a gramínea apresentou comportamento hidrofílico (< 5 segundos) em todas as profundidades (0, 5 e 10 cm) antes e após o fogo. Apesar das áreas estarem muito próximas (< 20 metros), possuindo as mesmas características topográficas apresentaram classificações extremamente opostas. Em relação à textura do solo, a diminuição da concentração de argila na primeira camada (0 – 5 cm) do solo florestal após o fogo (29% para 21%), bem como seu aumento na gramínea (15% para 27%) demonstrado na Figura 35, indica que a composição granulométrica não possui uma relação direta e determinante com a hidrofobia do solo florestal.

Na revisão de literatura, Doerr et al. (2000) ressalta a relação entre a cobertura vegetal e a hidrofobia nem sempre é direta. No entanto, pode estar associada à presença de fungos e microrganismos do solo que, por sua vez, podem estar associados a tipos específicos de vegetação. Observações de campo no fragmento florestal revelaram que entre as camadas O_1 e O_2 da serrapilheira havia presença de fungos esbranquiçados. Essas manchas descontínuas também foram observados por Coelho Netto (1987) na floresta do Maciço da Tijuca, onde a autora ressalta seu comportamento hidrofóbico e levanta a hipótese que de essas substâncias poderiam provocar um umedecimento descontínuo no tapete de raízes no fim da camada O_2 devido a desvios de água afluyente da camada O_1 .

5.9 ANÁLISE METEOROLÓGICA

O total de chuva foi no período monitorado, entre junho e dezembro de 2022, foi de 1199,4 mm em 187 dias. A distribuição das chuvas durante o período de monitoramento demonstrou uma diferença significativa de volume de chuva entre os meses de junho e julho ($<$

50 mm/mês), agosto a outubro (100 < 150 mm/mês) e novembro e dezembro (300 < 400 mm/mês) (Tabela 15). Um comportamento inesperado foi o volume de chuva de 83,8 mm em apenas um dia (24/08/2022) do mês de agosto (Figura 41), durante um período seco e 18 dias após a queimada. Os acumulados de chuva em cada coleta realizada para a análise das propriedades do solo após o fogo foi de 0,4 mm, 24,6 mm e 142,2 mm, em 2, 15 e 30 dias, respectivamente.

Tabela 15. Acumulado e máxima diária de chuva (mm), temperatura média e desvio padrão (°C) e umidade relativa média e desvio padrão (%) para todo o período monitorado.

Mês	Chuva (mm)		Temperatura (°C)		Umidade Relativa (%)	
	Acumulado	Máxima Diária	Média	DP	Média	DP
Junho*	19,6	12,0	16,1	2,4	77,4	12,4
Julho	30,4	10,4	16,9	1,6	78,1	12,0
Agosto	139,2	83,8	15,6	3,2	76,2	10,6
Setembro	147,6	38,6	15,9	3,0	75,3	10,4
Outubro	110,4	23,8	19,3	2,2	74,5	10,5
Novembro	423,2	81,6	17,2	2,7	74,2	10,7
Dezembro*	329,0	69,0	18,6	2,8	74,1	10,8

Nota: * o monitoramento no mês de junho teve início no dia 18/06/2022 e o monitoramento no mês de dezembro terminou no dia 22/12/2022.

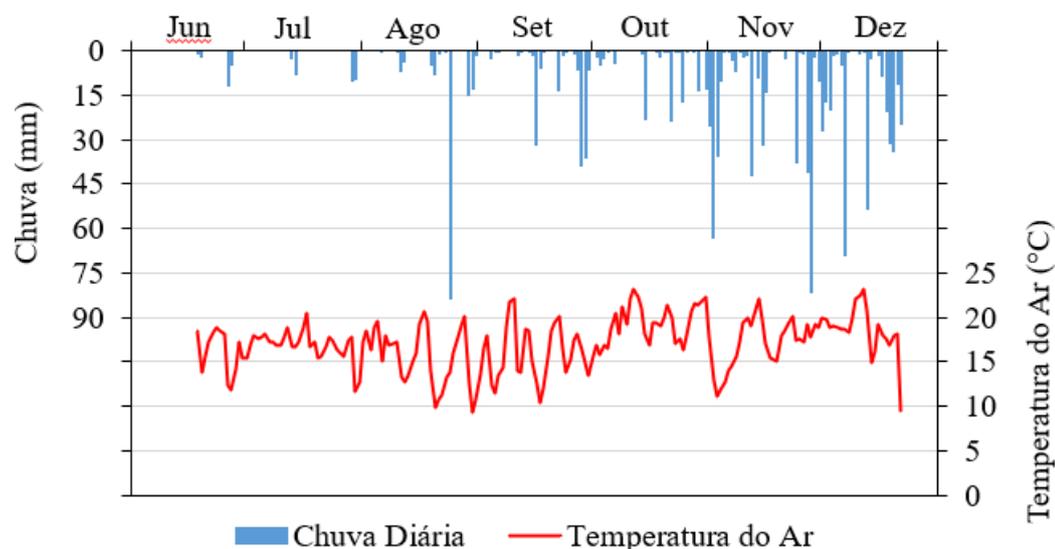


Figura 41. Distribuição da chuva e da temperatura do ar entre junho e dezembro de 2022.

Durante o período do estudo ocorreram 100 dias chuvosos ($\geq 0,2$ mm) dentre os 197 monitorados. Em relação às classes de chuva, 55% dos dias chuvosos estão contidos na classe de 0,2 – 5,0 mm, 11% em 5,1 – 10,0 mm, 13% em 10,1 – 20,0 mm, 16% em 20,1 – 50,0 mm e 5% na classe de 50,1 – 100,0 mm. Durante o monitoramento não houve chuvas diárias acima de 100 mm. A partir da frequência de classes de chuva por mês, é possível observar um aumento nas chuvas diárias de maior volume ($> 50,1$ mm) principalmente a partir de novembro (Figura

42). O frequência de dias secos é maior nos meses de junho, julho e agosto, o quais possuem um total de 9, 27 e 19 dias sem chuva, respectivamente.

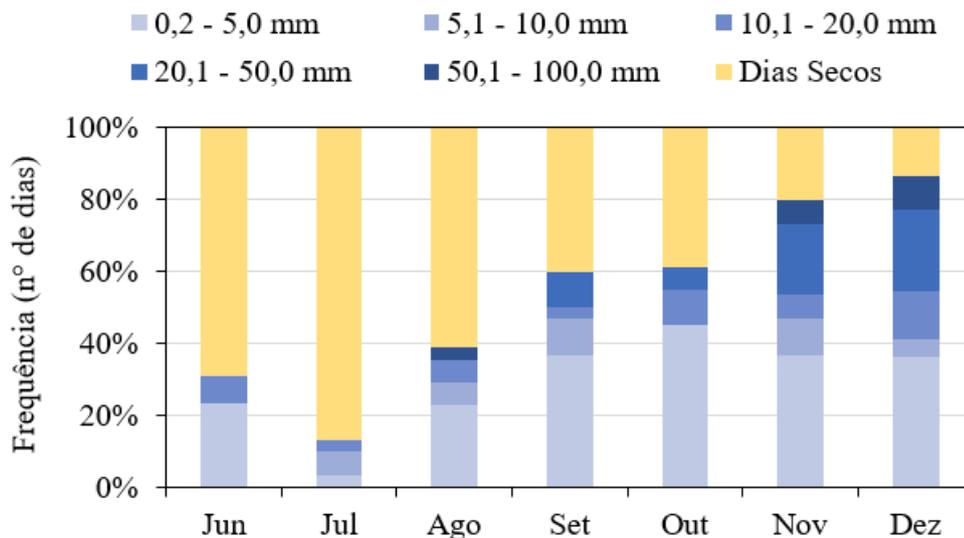


Figura 42. Frequência das classes de chuva e de dias secos por mês.

A temperatura média de todo o monitoramento foi de $17,1 \pm 2,9$ °C, com amplitude térmica média, entre o valor mínimo e máximo do dia, de $8,8 \pm 3,0$ °C. O mês mais quente foi outubro, com média mensal de $19,3$ °C e o mês mais frio foi agosto com $15,6$ °C (Tabela 15). A maior média diária de todo o período monitorado foi de $23,3$ °C no dia 12/10/2022 e a menor média diária foi de $9,3$ °C no dia 30/08/2022. A umidade relativa apresentou valores acima de 70% durante todo o monitoramento (Tabela 15).

5.9.1 Análise de eventos de chuva

5.9.1.1 Evento 1: Chuvas volumosas no fim do período seco

O Evento 1 representa o período entre 10 de outubro e 10 de novembro de 2022. O total acumulado no período foi de 244,0 mm. Esse evento foi marcado por chuvas bem distribuídas, onde houve chuvas de diferentes volumes, em 24 dos 32 dias (Figura 43). Afim de relacionar a chuva com a sucção do solo, esse período pode ser dividido em ao menos três blocos de dias chuvosos. O primeiro no dia 15/10/2022 com uma chuva de 23,2 mm, foi precedido de um período seco de 14 dias sem chuvas acima de 5,0 mm e acumulado total de 15,4 mm. O segundo entre os dias 22 e 25/10/2022, com um acumulado de 41,8 mm, seguido de uma estiagem de 6 dias (3,2 mm). Por último, as chuvas entre os dias 29 de outubro e 4 de novembro representando a maior parte (67,7%) do volume de chuva do evento todo, totalizando um acumulado de 160,4 mm em 7 dias.

Os maiores picos de intensidade da chuva foram registrados no dia 22/10/2022 com 10,2 mm/15 min, 31/10/2022 com 10,0 mm/h e 29/10/2022 com 7,2 mm/15min. Apesar da alta intensidade em 15 min, nenhuma chuva durante o evento 1 ultrapassou os 15 mm/h (Figura 44). No primeiro bloco, a chuva teve início às 22:30 do dia 14/10/2022 e término às 6:15 do dia 15/10/2022, totalizando uma duração de 7 horas e 45 minutos (24,4 mm de acumulado), sendo bem distribuída e com intensidade máxima de 12,8 mm/h. No segundo bloco, a chuva foi mais esparsa ao longo dos dias, com duração de 45 min entre 13:15 e 13:45 e de 4 horas e 15 min entre 17:45 e 22:00 do dia 22/10/2022, com intensidade máxima de 11,0 mm/h. Ainda nesse bloco, a próxima chuva (25/10/2022) ocorre depois de um dia sem chuva, e também sendo mais pontual durante o dia, com as maiores concentrações acontecendo entre 6:00 e 10:15 e depois entre 15:00 e 18:45. Por último, as chuvas do último bloco apresentaram a maior duração no evento 1, caindo de forma ininterrupta durante 1 dia, 14 horas e 15 minutos entre às 14:30 do dia 01/11/2022 e 4:45 do dia 03/11/2022.

A temperatura média do ar durante o evento 1 foi de $18,3 \pm 3,2$ °C, com uma amplitude diária média de $9,4 \pm 2,9$ °C. No último aglomerado de chuvas do evento 1, a temperatura diminuiu de forma contínua entre o dia 1 e 3 de novembro, caindo de 17,9 para 11,1 °C na média diária, respectivamente (Figura 44). Esses valores estão correlacionados com a manutenção da umidade relativa do ar acima de 95% para os três dias (Figura 45).

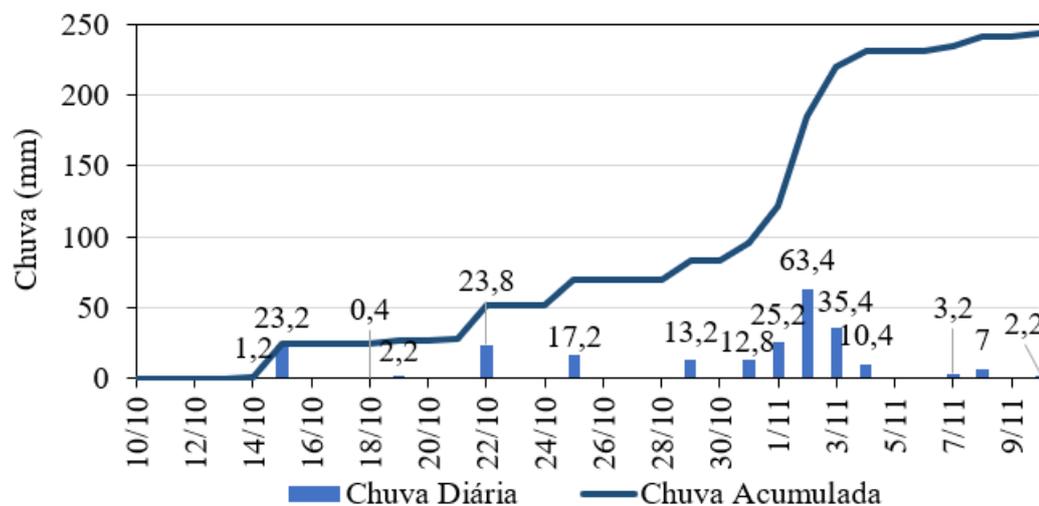


Figura 43. Acumulado total e chuva diária no período de 10 de outubro a 10 de novembro de 2022.

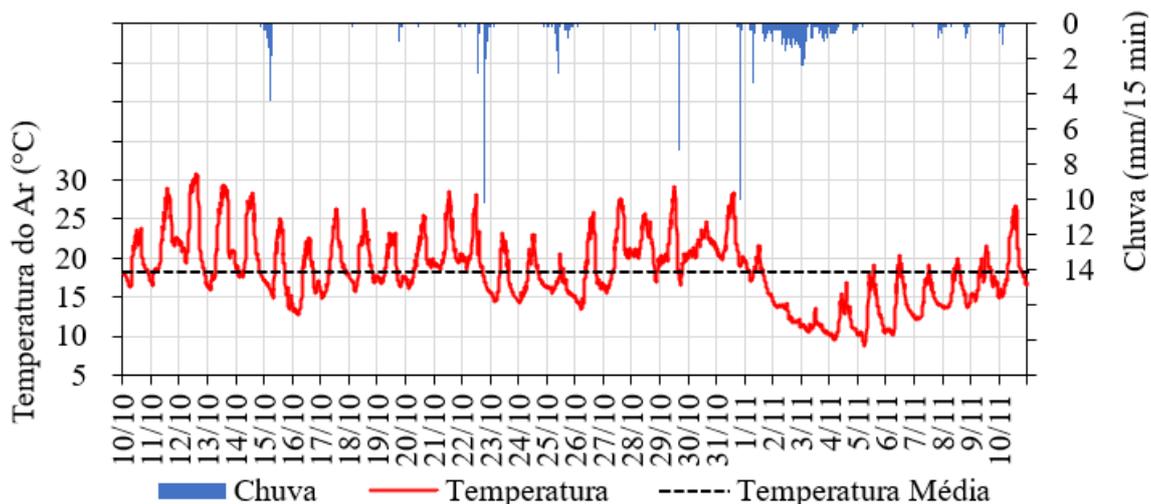


Figura 44. Intensidade da chuva (mm/15min) e distribuição da temperatura (°C) durante o evento 1.

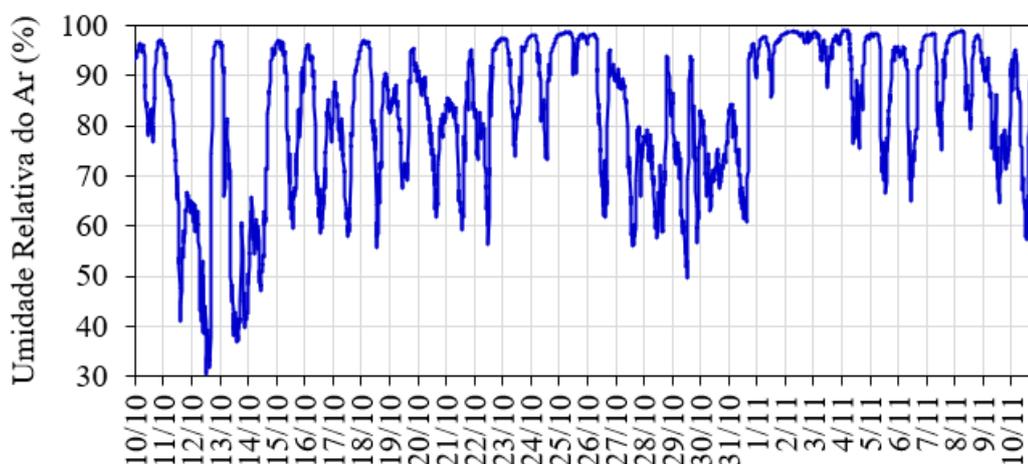


Figura 45. Umidade relativa do ar (%) durante o evento 1.

5.9.1.2 Evento 2: Chuvas intensas posterior à uma estiagem de 7 dias no período chuvoso

O Evento 2 ilustra o período entre 15 e 30 de novembro de 2022, que apresentou um acumulado total de 222,8 mm, e chuvas intensas logo após um período de 7 dias de estiagem entre 17 e 23 de novembro (Figura 46). As chuvas intensas ficaram concentradas em um período de 5 dias, exibindo volumes diários de 37,8 mm, 41,0 mm e 81,6 mm no dia 24, 27 e 28 de novembro, respectivamente (Figura 47). A temperatura média do ar no evento 2 foi de $17,9 \pm 1,5$ °C, apresentando uma amplitude térmica diária média de $9,1 \pm 2,6$ °C.

A chuva do dia 24/11/2022 teve início às 8:15, com uma intensidade de chuva 1,0 mm em 15 minutos, e término às 13:15, com uma chuva de 0,8 mm/15min. A duração da chuva foi de aproximadamente 5 horas, sendo distribuída de maneira constante durante o dia, apresentado máxima de 4,0 mm/15 min às 9:30 e mínima de 0,6 mm/15 min às 12:45 e 13:00. A temperatura do ar nesse dia não demonstrou um aumento na parte da tarde, no período de maior radiação

solar, como observado nos outros dias do evento 2. Pelo contrário, apresentou uma tendência de diminuição da temperatura ao longo do dia, não ultrapassando o valor de 20,0 °C. Esse comportamento pode ser explicado pela alta umidade relativa do ar, provocada provavelmente por uma névoa durante o dia (Figura 48).

A chuva do dia 27/11/2022 apresentou uma maior concentração da chuva, que teve início às 18:00 e término às 20:45, apresentando uma duração de 2 horas e 45 minutos. Além disso, nesse dia, 81,5% do volume total da chuva (41,0 mm) caiu em um período de apenas 1 hora (33,4 mm). A intensidade máxima de chuva do evento 2 também ocorreu nesse dia, sendo de 12,6 mm/15 min às 19:00. Por último, a chuva do dia 28/11/2022 demonstrou a maior duração entre as três, com início às 9:15 e término às 17:30, um total de 8 horas e 15 minutos. Essa chuva foi marcada por três picos de intensidade, com 9,8 mm/15 min, 10,6 mm/15 min e 9,6 mm/15 min, no início, no meio e no fim da chuva, respectivamente. Entre 15:15 e 16:15, a intensidade chegou a 20 mm/h.

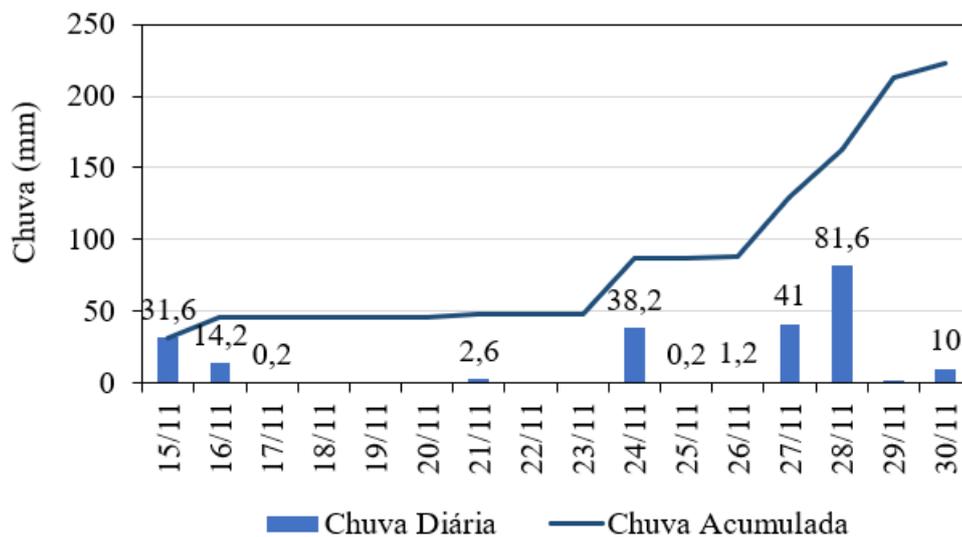


Figura 46. Acumulado total e chuva diária no período de 15 a 30 de novembro de 2022.

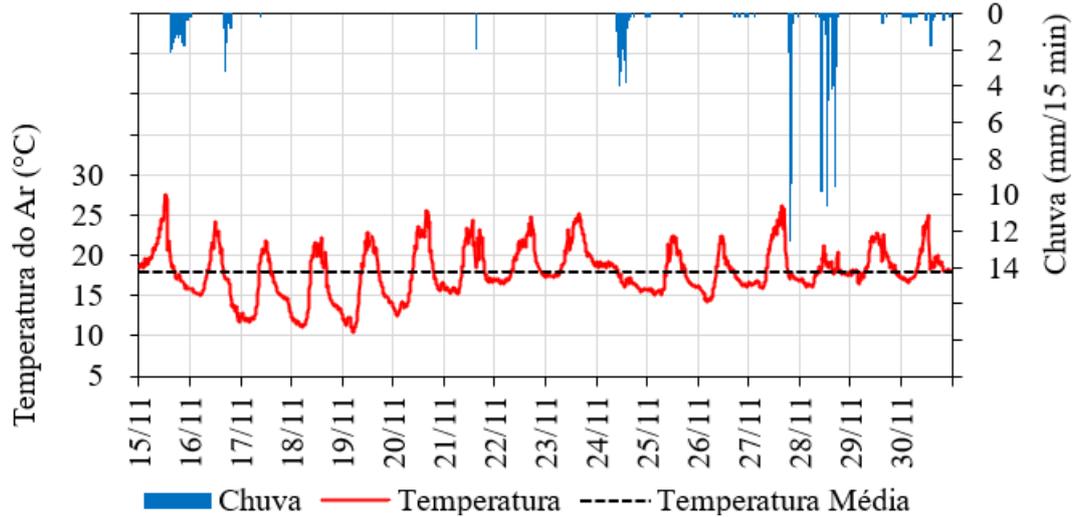


Figura 47. Intensidade da chuva (mm/15min) e distribuição da temperatura (°C) durante o evento 2.

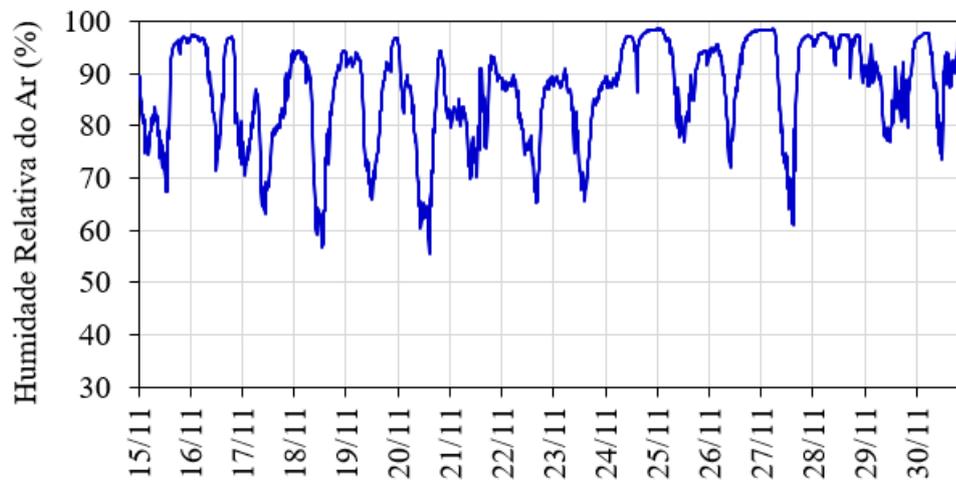


Figura 48. Umidade relativa do ar (%) durante o evento 2.

5.10 SUCÇÃO DO SOLO

5.10.1 Período total monitorado

Considerando os valores médios de todo o período monitorado, FC e FQ apresentaram valores médios de potencial matricial mais elevados em relação à GC e GQ em todas as profundidades, exceto em 0 – 10 cm, que apresentou condições mais úmidas nas florestas, enquanto que GC e GQ apresentaram condições mais próximas a saturação em todas as profundidades (Figura 49a e Tabela 16). Excluído o comportamento do potencial matricial a 0 – 10 cm na FC e FQ, os valores de sucção mais elevados na floresta vão de encontro com os estudos de Marques et al. (2018) e Lawall (2018), em que observam que florestas secundárias de diferentes idades apresentam valores mais elevados de potencial matricial, indicando condições mais secas no solo, quando comparado à coberturas de gramíneas, pastagem e uso

agrícola. No entanto, esses autores encontram valores médios muito mais elevados (> 80 kPa) até mesmo nas maiores profundidades de 220 cm (MARQUES et al., 2018).

Após o fogo, considerando o período a partir de setembro⁹ (Figura 49b), a FQ apresenta condições mais secas do que FC até 50 cm. Em 90 – 100 cm não há diferença e em 140 – 150 parece haver uma tendência inversa, onde a FC apresenta valores de sucção mais elevados, indicando condições mais úmidas em FQ. Na gramínea, a diferença entre GC e GQ é bem menos acentuada em todas as profundidades e possui um comportamento inverso em comparação à FC e FQ, em que GQ possui condições mais próximas à saturação que GC até 50 cm.

Tabela 16. Sucção média do solo (kPa) por profundidade \pm desvio padrão (kPa) na floresta controle, floresta queimada, gramínea controle e gramínea queimada para todo o período amostral.

Profundidade	Floresta Degradada		Gramínea	
	Controle	Queimada	Controle	Queimada
0 - 10 cm	7,7 \pm 4,5	9,8 \pm 6,0	19,5 \pm 13,7	7,7 \pm 4,3
10 - 20 cm	34,2 \pm 16,6	43,8 \pm 46,5	13,9 \pm 10,6	5,6 \pm 2,3
20 - 30 cm	23,4 \pm 18,9	27,3 \pm 16,4	14,7 \pm 10,5	6,8 \pm 2,0
30 - 40 cm	15,9 \pm 12,0	22,5 \pm 9,3	14,9 \pm 12,7	7,2 \pm 2,5
40 - 50 cm	16,9 \pm 9,3	23,2 \pm 10,2	11,5 \pm 9,9	4,8 \pm 4,0
90 - 100 cm	27,5 \pm 30,4	11,5 \pm 6,3	8,0 \pm 7,6	9,2 \pm 4,1
140 - 150 cm	50,7 \pm 43,0	20,8 \pm 19,8	9,9 \pm 8,1	7,7 \pm 4,0

A distribuição temporal da sucção do solo demonstrou um comportamento que acompanha os volumes de chuvas nos períodos secos e úmidos (Figura 50). Comparativamente, FC e FQ apresentam uma maior variação do potencial matricial do que GC e GQ, evidenciando respostas mais rápidas de entrada e saída de água do solo. Apesar de pouco tempo de monitoramento e eventuais lacunas de registros, é possível observar condições mais secas no solo no período com menor volume de chuva (317,2 mm de chuva entre julho e setembro) tanto na FC quanto na GC. No entanto, o potencial matricial em FC apresenta valores bem mais elevados (> 100 kPa), com destaque para as profundidades de 90 – 100 e 140 – 150 cm. A partir de outubro, o aumento do volume de chuva (862,6 mm no período) resulta em valores menores do potencial matricial em todas as coberturas e profundidades.

⁹ Foi considerado dados a partir desse período para análise pré e pós fogo pois as áreas controles possuíam dados desde julho, período mais seco, poderiam superestimar os valores médios, como é possível observar na FC a partir de 100 cm.

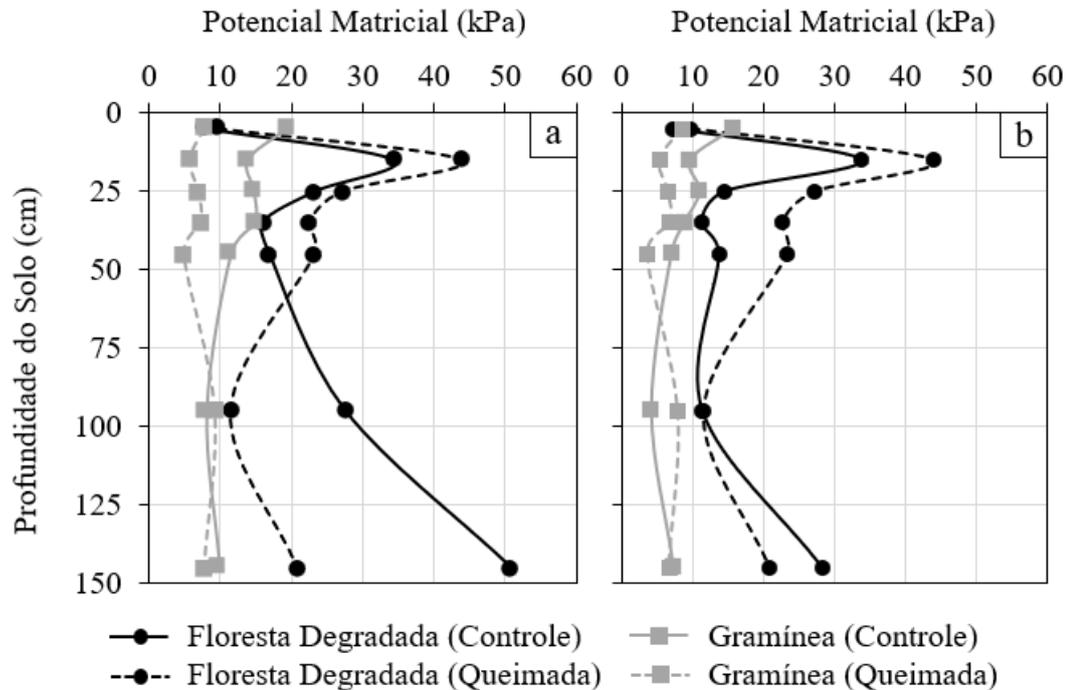


Figura 49. Média total do potencial matricial em todas as profundidades para a floresta controle, floresta queimada, gramínea controle e gramínea queimada a) entre julho a dezembro de 2022 e b) a partir de setembro.

Em relação ao efeito do fogo no potencial matricial na floresta, FQ possui valores mais elevados que FC até 50 cm, indicando condições mais secas após a queimada. Esse comportamento fica evidente na profundidade de 10 – 20 cm na FQ em 3 meses após a queimada, onde os sensores demonstram um aumento do potencial matricial muito rápido em resposta à curtos intervalos de estiagem (≤ 7 dias) mesmo durante o período chuvoso. A partir de dezembro, as maiores profundidades na floresta controle apresentam uma tendência de diminuição da sucção até valores próximos à saturação (0 kPa), o que não é observado na FQ, onde os valores se mantêm constantes em torno de 10 kPa. Esses resultados são opostos aos encontrados por Silva et al. (2006) em coberturas arbustivas em Portugal, onde 1 ano após o fogo, a umidade do solo na parcela queimada foi maior do que na parcela controle nas camadas superficiais (15 – 50 cm) durante o período de seca e nas camadas mais profundas (50 – 170 cm) no período de chuva.

Na gramínea, a sucção do solo foi menor na GQ do que na GC, principalmente nas profundidades mais rasas, indicando condições mais úmidas após a queimada (Figura 51). Enquanto que na GC, os sensores de 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm respondem à uma saída de água no sistema, ou seja, apresentam um aumento da sucção, na GQ apenas em 0 – 10 cm isso é observado.

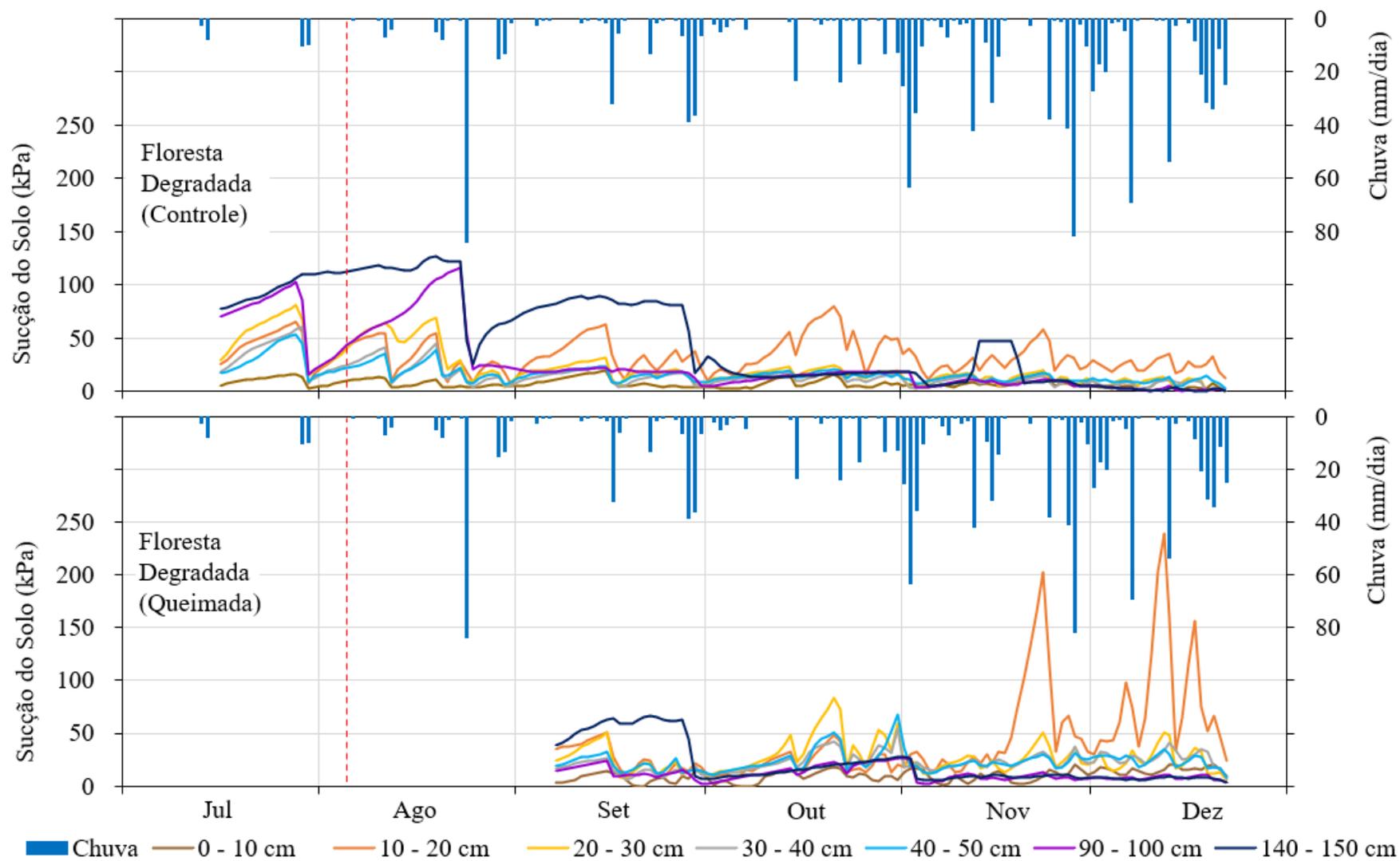


Figura 50. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários na floresta degradada controle e queimada. A linha tracejada indica a aplicação do fogo.

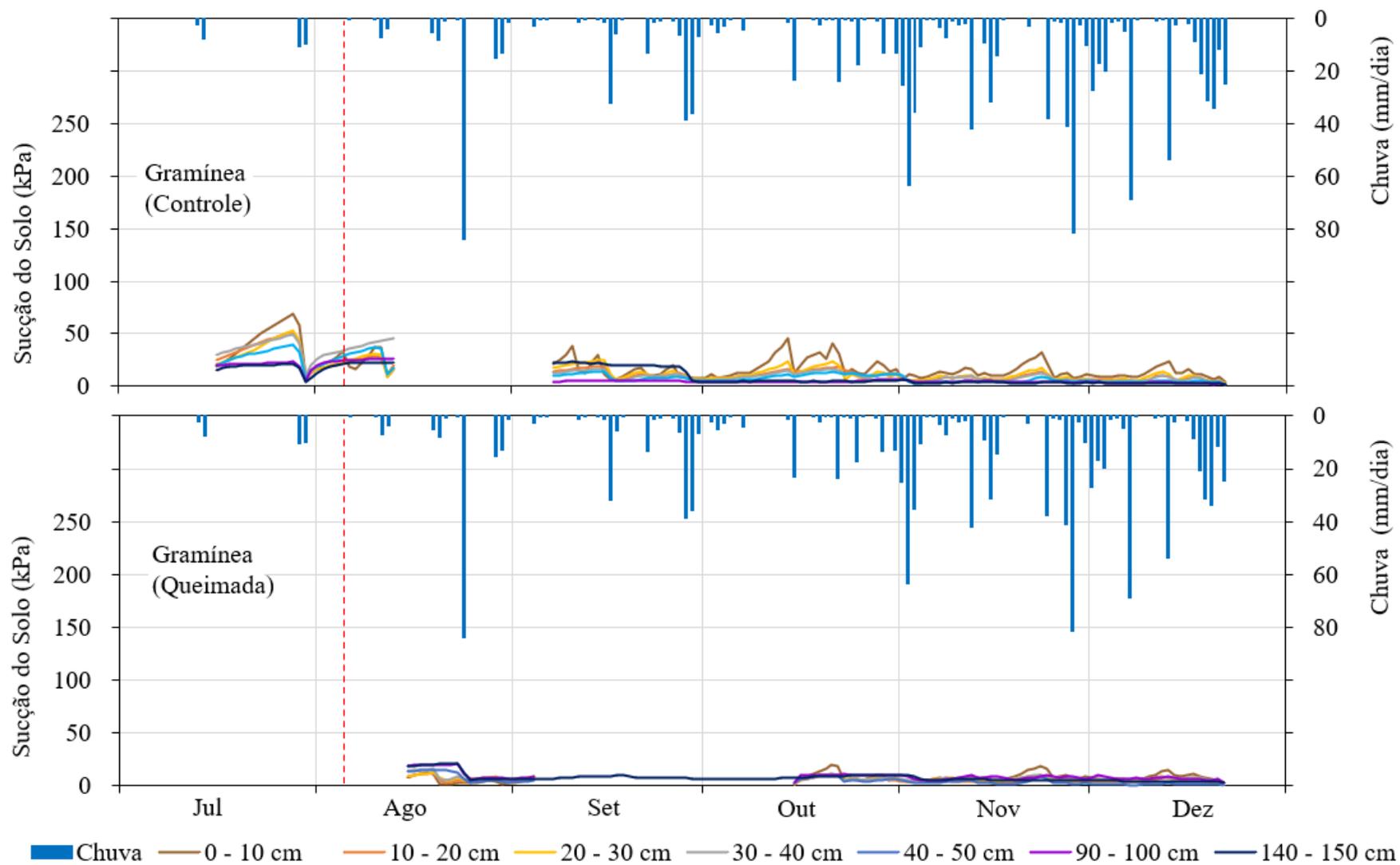


Figura 51. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários na gramínea controle e queimada. A linha tracejada indica a aplicação do fogo

5.10.2 Análise por profundidade

A profundidade de 0 – 10 cm na FC e FQ apresentam condições próximas à saturação durante todo o período analisado, onde a média diária não ultrapassa 25 kPa mesmo em estiagens prologadas, como é possível nos meses de julho, agosto e setembro (Figura 53). Esse comportamento é diferente do encontrado por Marques et al. (2018) e Lawall (2018), onde à 10 cm a sucção responde rapidamente à saída de umidade do solo durante as estiagens, devido à alta densidade de raízes que promovem uma alta evapotranspiração.

Os baixos valores de sucção do solo em ambas as áreas na profundidade de 0 – 10 cm indica que mesmo que o piso florestal apresente condições severas de hidrofobia, a água consegue infiltrar e umedecer o solo. A densidade de $0,58 \text{ g cm}^{-3}$ do solo florestal na profundidade mais superficial (0 – 5 cm) poderia explicar essa entrada de água, porém, após o fogo, a densidade aumenta para $1,03 \text{ g cm}^{-3}$ e a sucção continua a apresentar valores próximos à saturação. Por outro lado, a composição granulométrica nessa profundidade apresenta um aumento da fração areia após o fogo de cerca de 10% após 30 dias, o que poderia facilitar a entrada de água no solo.

A entrada e manutenção da umidade nessa profundidade também pode ser explicada pelo armazenamento e distribuição de água pela serrapilheira (COELHO NETTO, 1987). Nesse estudo, em algumas partes do topo do solo florestal, a serrapilheira ($O_1 + O_2$) apresentava uma camada que chegava até 30 cm de espessura, o que pode indicar uma elevada manutenção da umidade nos primeiros centímetros do solo. No entanto, apesar da elevada quantidade de serrapilheira acumulada, se faz necessário a realização do ensaio de retenção, pois a capacidade de retenção hídrica depende não só da quantidade de material, mas de suas características, como tamanho, arranjo e forma, e do seu grau de decomposição (MATEUS et al., 2013). Na floresta queimada, por outro lado, as cinzas pretas, ao contrário das brancas podem contribuir para um aumento na infiltração e retenção de água no solo (THOMAZ, 2018).

No primeiro mês depois da queimada, mesmo estando em condições próximas a saturação, a FQ apresenta estados de energia mais baixos que a FC, chegando a atingir valores de 0 kPa e uma maior amplitude de variação da sucção (Figura 52). No entanto, a partir do quarto mês após a queimada, FQ apresenta um comportamento de aumento de sucção, enquanto que a FC possui um comportamento de diminuição. Nesse sentido, mesmo durante o período chuvoso, a FQ começa a apresentar um comportamento de aumento do estado de energia do potencial matricial, indicando condições mais secas do que na FC.

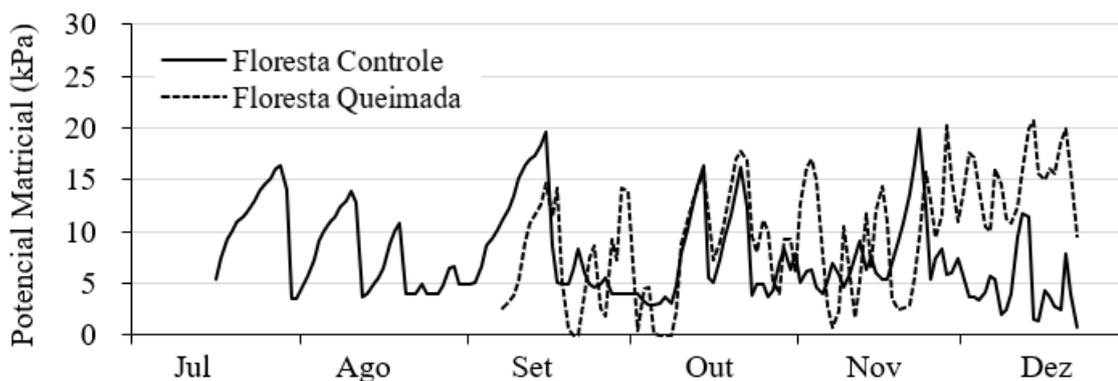


Figura 52. Tendência linear dos valores médios sucção do solo ao longo do monitoramento na profundidade de 0 – 10 cm para a floresta controle e queimada.

Esse comportamento também é observado na camada inferior, de 10 – 20 cm, em que FQ apresenta valores de sucção mais baixos que FC até meados de outubro, mas a partir do fim de novembro esse comportamento se inverte. A profundidade de 10 – 20 cm na FQ apresenta um aumento exponencial na sucção do solo em intervalos muito curtos de tempo. No final de novembro, um intervalo de uma semana de estiagem com uma chuva pontual de apenas 2,6 mm, foi suficiente para que os valores médios diários da sucção aumentassem de 31 kPa para 203 kPa em apenas 7 dias. Posteriormente, no mês de dezembro, a sucção média diária aumentou de 37 kPa para 239 kPa novamente em um intervalo curto de cinco dias de estiagem, indicando condições extremamente secas.

Silveira (2004) ressalta uma homogeneidade nos dados tensiométricos de diferente baterias na profundidade de 20 cm no solo florestais do Maciço da Tijuca, na qual a autora atribui à maior concentração de raízes nessa profundidade, como apontado por Jansen (2001). Nesse sentido, é possível inferir que a mudança de comportamento abrupto da sucção do solo na profundidade de 10 – 20 cm na FQ foi provocada pelo fogo. No entanto, essas alterações no comportamento da água do solo não imediatas, apresentando mudanças somente a partir de 3 meses depois da queimada. Uma hipótese para esse aumento de sucção seria um aumento da evapotranspiração promovido pelo crescimento de raízes finas. Em conversas com os agricultores locais, foi explicado que uma das causas para a primeira plantação após o fogo ser tão produtiva é a diminuição da competição entre as plantas e a fauna do solo, que fogem ou morrem depois do fogo. Outra hipótese será discutida nos próximos itens.

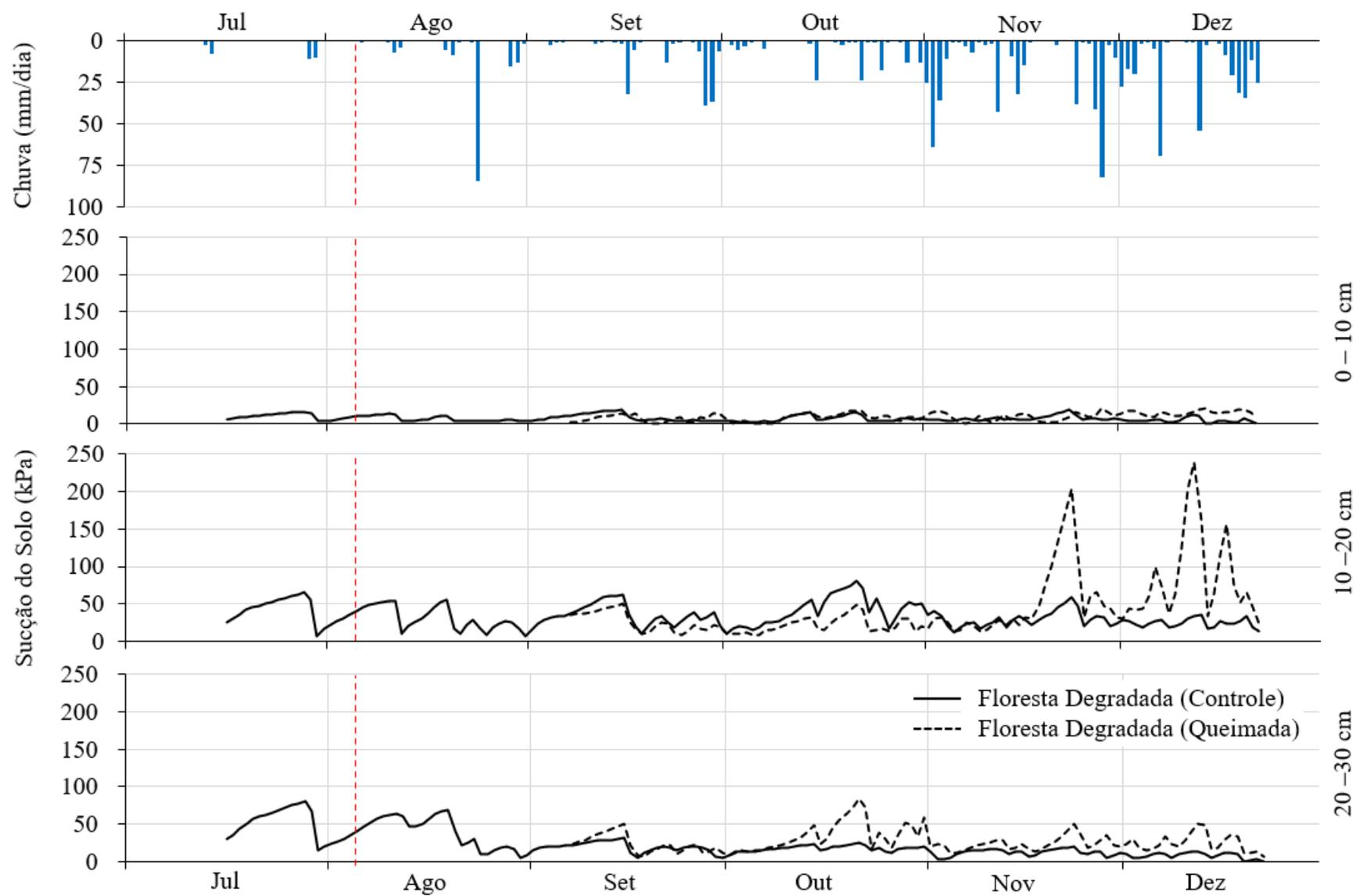


Figura 53. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na floresta controle e queimada nas profundidade de 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm.

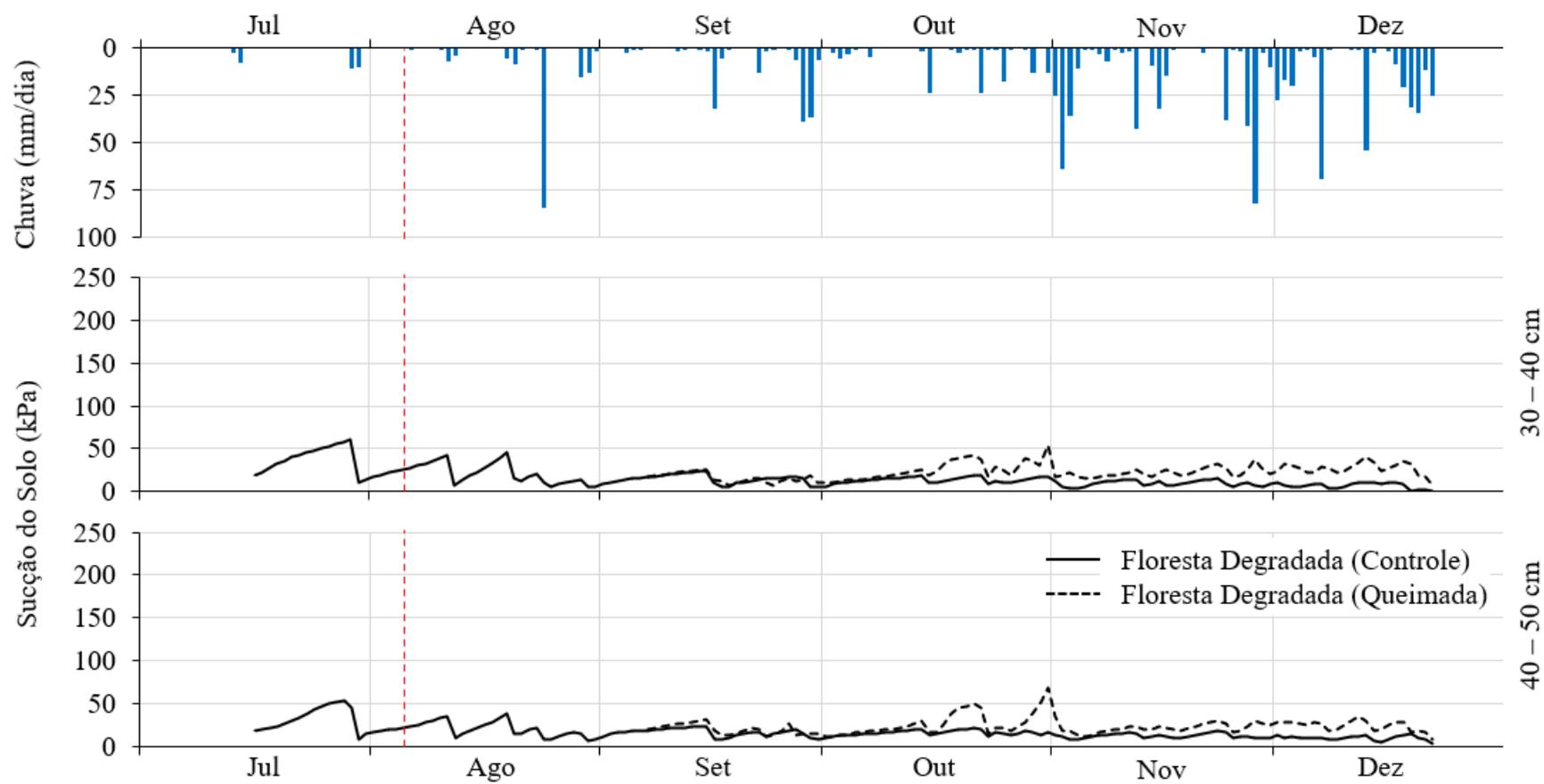


Figura 54. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na floresta controle e queimada nas profundidade de 30 – 40 e 40 – 50 cm.

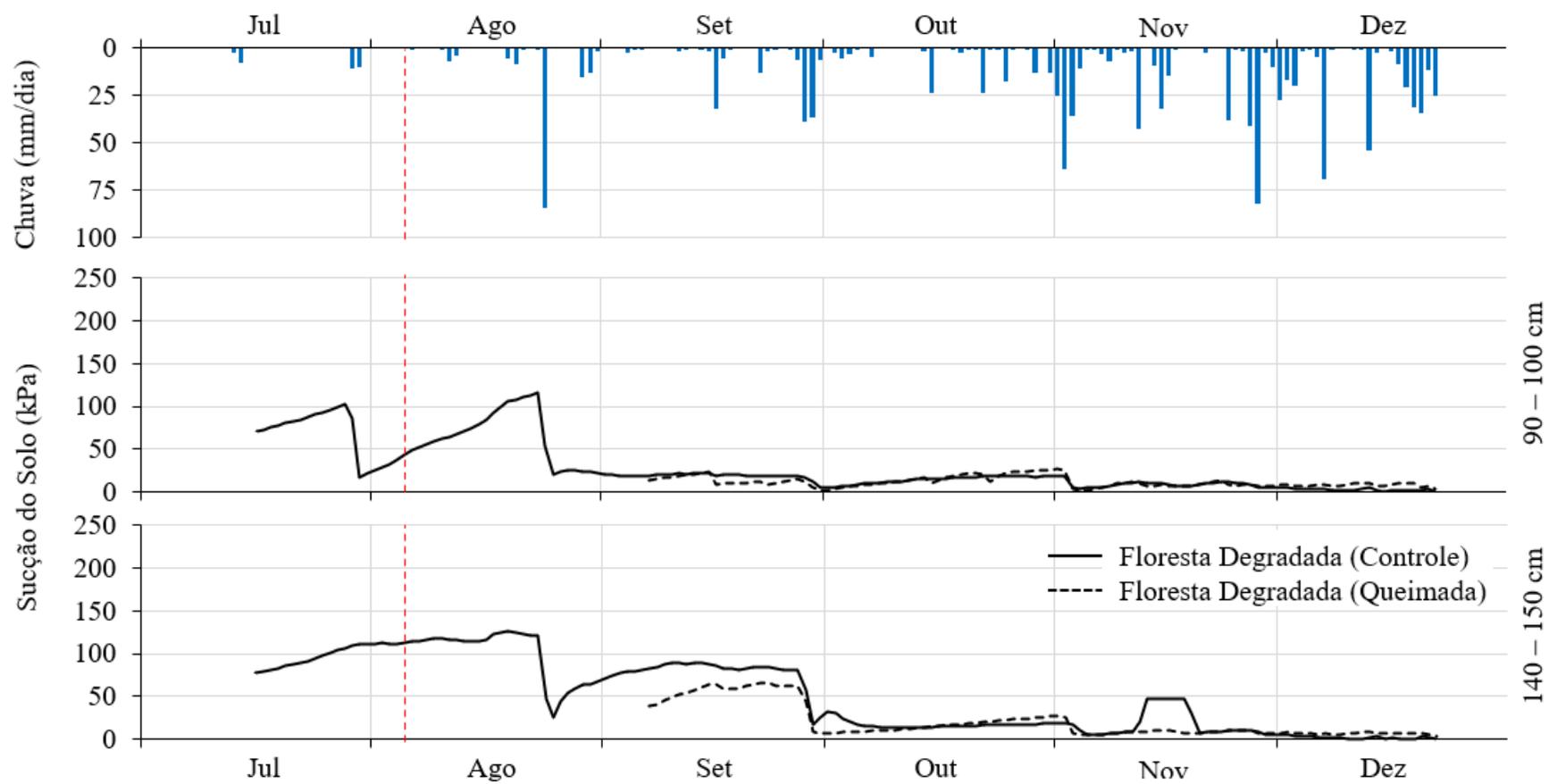


Figura 55. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na floresta controle e queimada nas profundidade de 30 – 40 e 40 – 50 cm.

Na profundidade logo abaixo, em 20 – 30 cm, FC e FQ demonstram um comportamento até o fim de setembro, mas a partir de outubro, FQ começa a apresentar valores de sucção mais elevados, chegando a valores máximos de 84 kPa contra 32 kPa de FC. Novamente em 30 – 40 cm, as duas áreas possuem semelhança no potencial matricial, mas a partir de 2 meses da queimada, FQ apresenta condições mais secas que FQ, alcançando valores máximos de 54 kPa contra 23 kPa na FC (Figura 54). Mais uma vez, em 40 – 50 cm a diferença entre FQ e FC tem início em outubro, com valores máximos de 68 kPa para FQ e 23 kPa para FC. Por outro lado, nas maiores profundidades, em 90 – 100 e 140 – 150 cm não é observada diferença na sucção do solo nem após os 2 meses do fogo (Figura 55).

A fim de confirmar que essas diferenças entre FQ e FC são resultado do efeito do fogo e não de uma variação espacial natural, foi calculada a diferença da sucção mensal entre FC e FQ para o mês de dezembro, onde há uma maior distinção dos valores (Tabela 17). Nas profundidades mais rasas, a diferença da média total da sucção entre FC e FQ para o mês de dezembro foi de 10 kPa em 0 – 10 cm, 59 kPa em 10 – 20 cm, 17 kPa em 20 – 30 cm, 21 kPa em 30 – 40 cm e 14 kPa em 40 – 50 cm. Em contrapartida, a partir de 100 cm, a diferença entre FC e FQ é de apenas 5 kPa. A partir da análise por profundidade é possível observar que a FC e FQ apresentam um comportamento da sucção similar até o início do mês de outubro, aproximadamente 2 meses após a queimada. Contudo, a partir de 2 meses, a sucção entre as duas áreas começam a demonstrar diferenças, onde a FQ apresenta uma tendência de condições mais secas até o fim do monitoramento. Esse comportamento na FQ é observado até 50 cm de profundidade. Dessa maneira, o fogo não provoca alterações imediatas na sucção do solo, mas somente a partir de 2 meses após a queimada.

Tabela 17. Média mensal do potencial matricial do solo (kPa) por profundidade \pm desvio padrão (kPa) para o mês de dezembro e diferença mensal (Δ) entre floresta queimada e controle (kPa).

Profundidade (cm)	Floresta Controle	Floresta Queimada	Δ FQ – FC
0 - 10	5 \pm 3	15 \pm 3	10
10 - 20	25 \pm 6	84 \pm 57	59
20 - 30	8 \pm 4	25 \pm 12	17
30 - 40	6 \pm 3	27 \pm 7	21
40 - 50	10 \pm 3	24 \pm 6	14
90 - 100	3 \pm 1	8 \pm 2	5
140 - 150	2 \pm 1	7 \pm 1	5

Em relação à gramínea, a cobertura queimada apresenta valores de sucção mais baixos do que a área controle, principalmente nas primeiras profundidades do solo (Figura 56). Em 0 – 10 cm, a GC apresenta valores mais altos de sucção, alcançando valores máximos de 40 kPa

a partir de outubro, enquanto que na GQ, a sucção apresenta máxima de 20 kPa, indicando condições 2x mais úmidas após o fogo. Esse comportamento também é observado nas profundidades de 10 – 20 e 20 – 30, porém de modo menos acentuado. Em 30 – 40 e 40 – 50 cm, a diferença de sucção entre as coberturas é muito pequena, principalmente a partir de novembro (Figura 57). Nas maiores profundidades, há uma inversão de valores em 90 – 100 cm, onde a GC apresenta menores valores de sucção em relação à GQ. Em 140 – 150 cm, a GQ parece ser mais sensível à entrada de chuva do GC, o que é demonstrado no evento de 83,8 mm em 24/08/2022, em que GQ responde à entrada de água, diminuindo a sucção, enquanto que GC mantém sucção elevada (Figura 58).

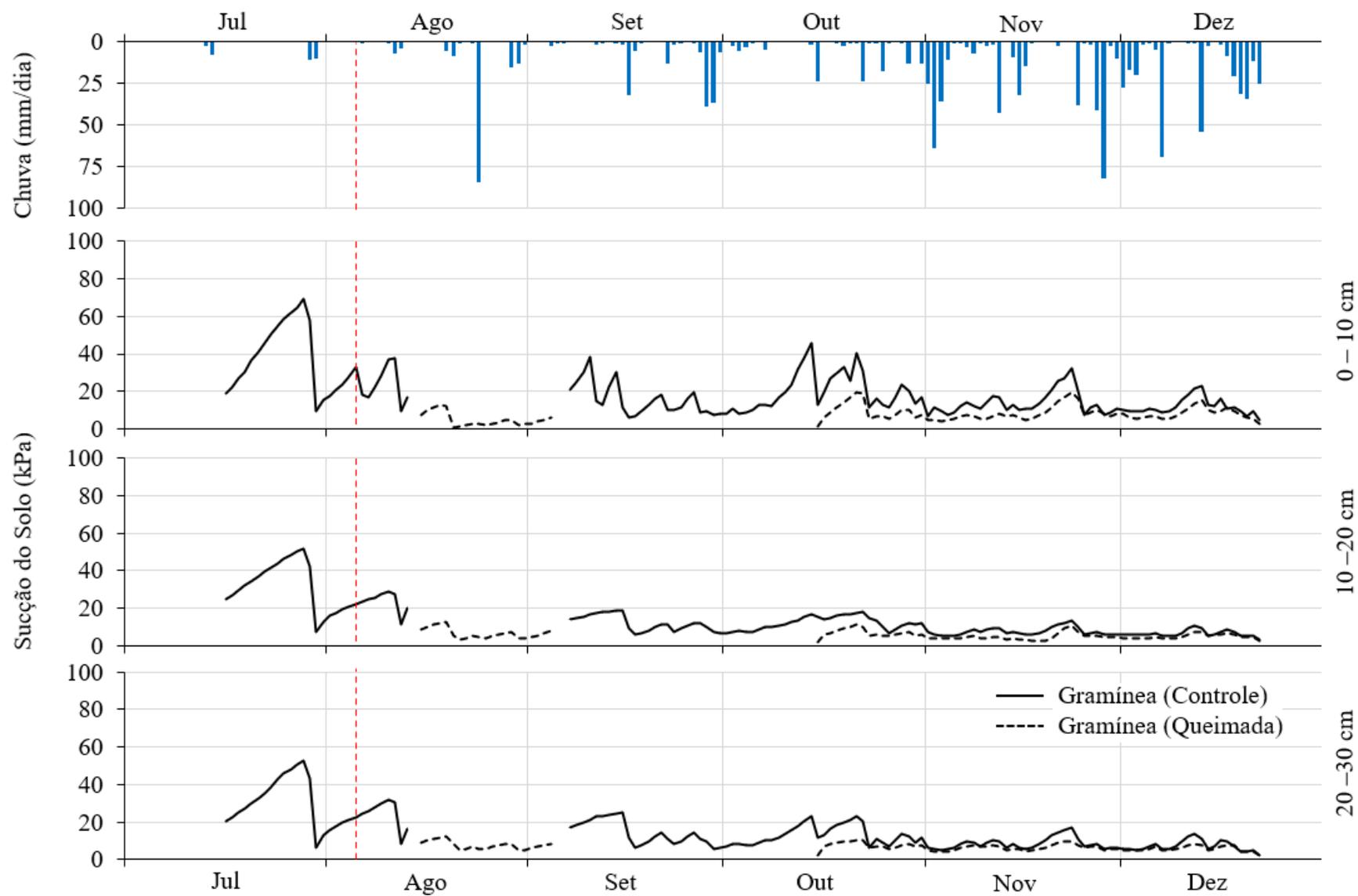


Figura 56. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na gramínea controle e queimada nas profundidade de 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm.

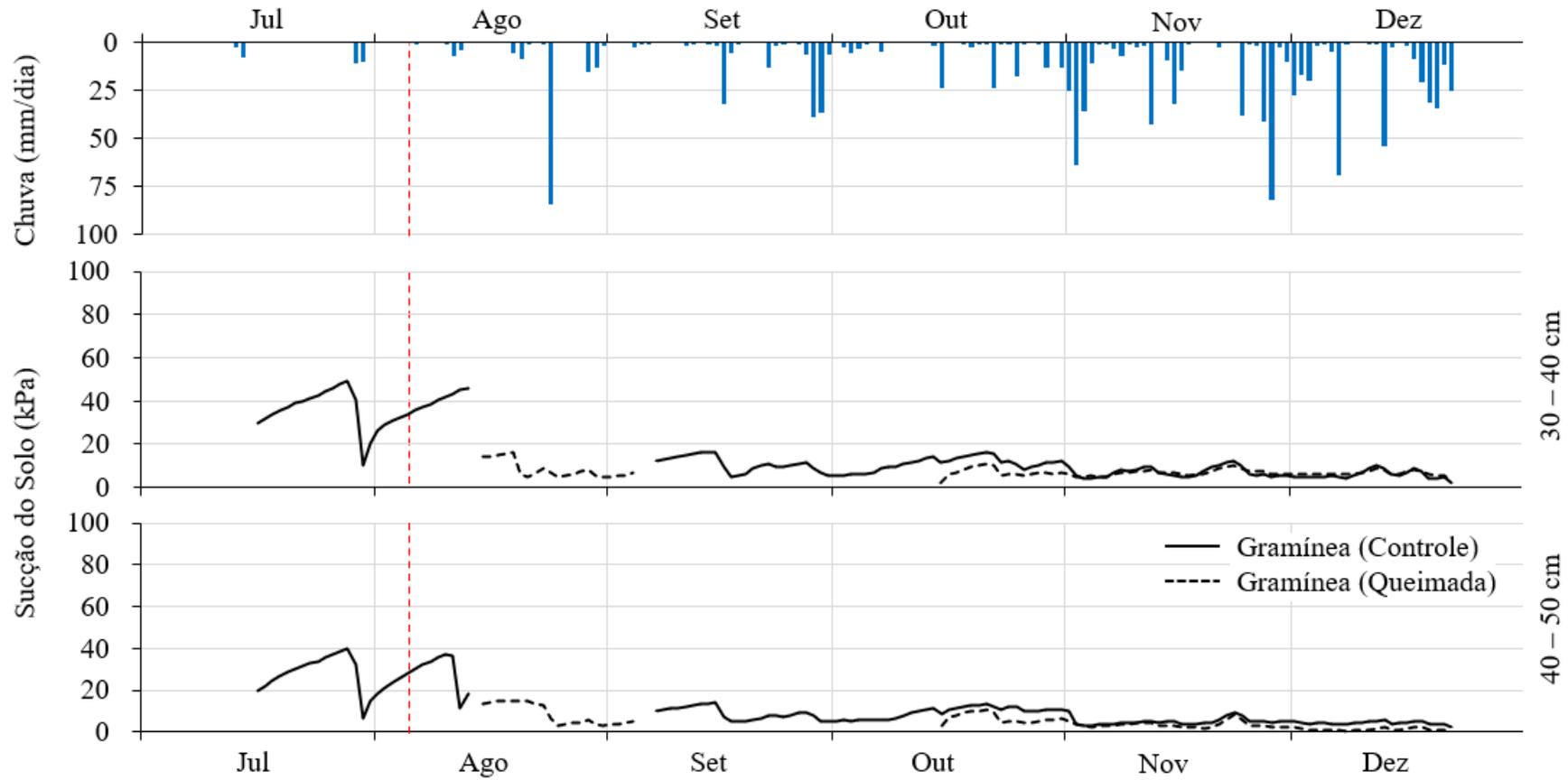


Figura 57. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na gramínea controle e queimada nas profundidade de 30 – 40 e 40 – 50 cm.

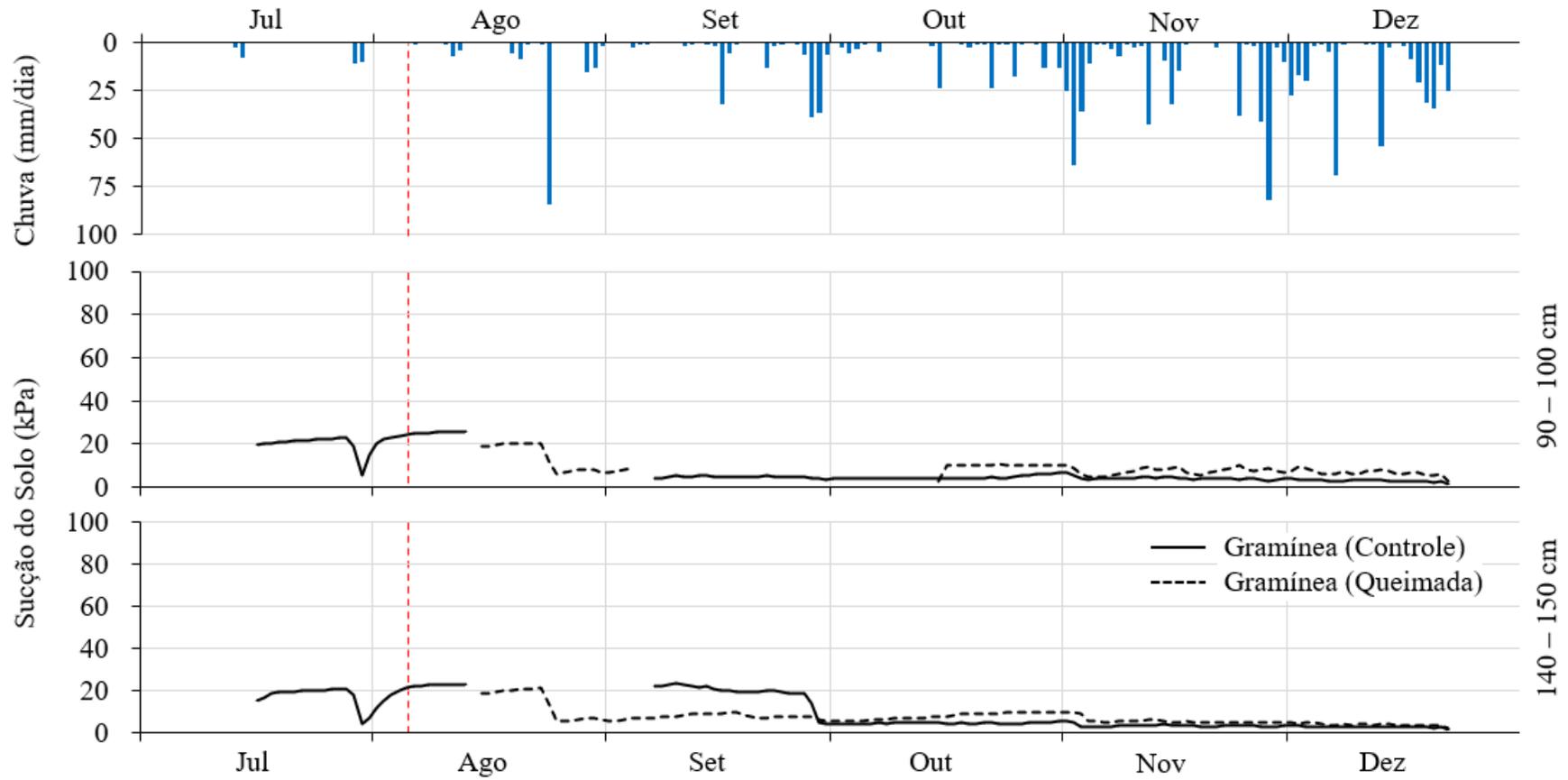


Figura 58. Relação entre chuva e sucção do solo, em valores médios diários, na gramínea controle e queimada nas profundidade de 90 – 100 e 140 – 150 cm.

5.10.3 Análise de eventos de chuva

5.10.3.1 Evento 1: Chuvas volumosas no fim do período seco

O evento 1, que ilustra o período entre 10 de outubro e 10 de novembro, ocorre sobre solo seco relativamente seco, pois foi antecedido de um intervalo de 14 dias com chuvas pontuais menores que 5,0 mm e com acumulado total de 15,4 mm. Ao longo de todo o período do evento 1 é possível observar que a FQ apresenta valores de sucção mais elevados do que FC, indicando condições mais secas no solo após o fogo, principalmente até os 50 cm.

Na FC, a única profundidade que possui valores de sucção mais elevados é 10 – 20 cm, indicando condições mais secas do que as profundidades de 0 – 10, 20 – 30, 30 – 40 e 40 – 50 cm, que por sua vez, não ultrapassam 25 kPa durante todo o período. Por outro lado, na FQ todas as profundidades, exceto 0 – 10 cm, apresentam um fluxo ascendente acentuado. Em relação ao fluxo ascendente, de aumento da sucção, é possível notar que 10 – 20 cm na FC apresenta um comportamento logarítmico de perda de umidade, o que indica um aumento muito rápido da sucção, mas que em seguida diminui. Por outro lado, na FQ, o fluxo ascendente das primeiras profundidades apresenta um comportamento linear, indicando uma constância do aumento de sucção com a estiagem.

A primeira chuva do evento 1, que teve um acumulado de 24,4 mm, foi capaz de diminuir a sucção do solo em todas as profundidades de até 50 cm na FC e FQ, e nas maiores profundidades, apenas até 90 – 100 cm na FQ. Os dados de 15 minutos demonstram um atraso significativo de entrada de água nas primeiras profundidades do solo na FQ em comparação com a FC. Na floresta queimada, as duas primeiras profundidades só recebem água a partir de um acumulado de 17,8 mm em 6 horas de chuva. Em contrapartida, as mesmas profundidades na floresta controle respondem com um acumulado de apenas 4,0 e 7,0 mm de chuva em 0 – 10 e 10 – 20 cm, respectivamente (Tabela 18). Esse resultado pode ser explicado pelo significativo aumento da densidade do solo após o fogo nos primeiros 5 cm do solo, diminuindo a porosidade e, por sua vez, a capacidade de infiltração.

Após a primeira chuva, uma estiagem de 6 dias até a próxima chuva do dia 22/10, provoca um rápido aumento nos valores de sucção na profundidade de 10 – 20 cm na FC, indo de 19 à 84 kPa em 6 dias. Em contrapartida, na FQ essa mesma profundidade não ultrapassa os 50 kPa, mas 20 – 30 cm apresenta os valores mais altos de sucção de todo o evento 1, aumentando de 13 à 99 kPa em 6 dias (Figura 59).

Tabela 18. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na floresta degradada responda à entrada de chuva do dia 22/10/2022.

Floresta Degradada (Controle)						
Profundidade (cm)	Horário de Resposta do Sensor	Acumulado até a 1ª Resposta	Tempo de Resposta	Sucção (kPa)		Δ Sucção (kPa)
				Antecedente	Posterior	
0 - 10	02:00	4,0 mm	3h30m	18	10	8
10 - 20	03:30	7,0 mm	5h00m	60	26	34
20 - 30	04:45	17,8 mm	6h15m	24	8	16
30 - 40	04:45	17,8 mm	6h15m	19	11	8
40 - 50	03:45	7,0 mm	5h15m	21	19	2
90 - 100	-	-	-	-	-	-
140 - 150	-	-	-	-	-	-
Floresta Degradada (Queimada)						
0 - 10	04:45	17,8 mm	6h15m	17	7	10
10 - 20	04:45	17,8 mm	6h15m	35	12	23
20 - 30	04:45	17,8 mm	6h15m	54	44	10
30 - 40	05:15	22,2 mm	6h45m	27	13	14
40 - 50	05:15	22,2 mm	6h45m	31	13	18
90 - 100	05:30	22,8 mm	7h00m	17	9	8
140 - 150	-	-	-	-	-	-

Nota: Dados de 15 em 15 minutos. A sucção antecedente e posterior indicam leituras seguidas em 15 min, sem intervalo entre elas. Δ Sucção = diferença entre sucção antecedente e posterior. Nesse sentido, quanto maior a diferença, mais abrupta é o ganho de umidade.

A chuva do dia 22/10/2022, que teve um acumulado de 23,8 mm, novamente foi suficiente para causar uma diminuição na sucção nas profundidades até 50 cm na FC e FQ, mas em 90 – 100 cm apenas na FQ. Novamente nessa chuva houve um atraso significativo de entrada de água nos primeiros centímetros do solo na FQ em comparação com a FC. Na floresta controle, a profundidade de 0 – 10 cm respondem rapidamente à entrada de chuva com um acumulado de apenas 3,6 mm em 30 minutos do início da chuva. Por outro lado, na floresta queimada, os sensores à 0 – 10 cm só registram uma diminuição da sucção com um acumulado de 14,4 mm após 5 horas de chuva (Tabela 19). Essa diferença no tempo de entrada da chuva no solo também é observada em outros eventos de chuva durante o monitoramento. Além disso, assim como na primeira chuva, a profundidade de 90 – 100 cm na FQ responde somente quando o acumulado é maior $\geq 20,0$ mm.

Após essa chuva até o acumulado que caiu a partir do dia 31/10, os sensores continuam a acompanhar os períodos de estiagem, perdendo umidade em ambas as parcelas (FC e FQ), mas de forma mais acentuada na FQ, alcançando valores próximos à 75 kPa em 50 cm. Por outro lado, na profundidade de 0 – 10 cm na FQ, durante esses curtos períodos sem chuva, existe uma leve tendência de aumento de sucção registrado pelo sensor. Essa tendência é mais

acentuada durante entre a chuva do dia 25/10 e do dia 29/10, indicando que a superfície do solo continua a ganhar umidade mesmo durante pequenas estiagens (Figura 59).

Tabela 19. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na floresta degradada responda à entrada de chuva do dia 22/10/2022.

Floresta Degradada (Controle)						
Profundidade (cm)	Horário de Resposta do Sensor	Acumulado até a 1ª Resposta	Tempo de Resposta	Sucção (kPa)		Δ Sucção (kPa)
				Antecedente	Posterior	
0 - 10	13:45	3,6 mm	0h30m	19	6	13
10 - 20	18:00	14,2 mm	4h45m	84	41	43
20 - 30	18:00	14,2 mm	4h45m	26	14	12
30 - 40	20:00	20,0 mm	6h45m	18	12	6
40 - 50	18:00	14,2 mm	4h45m	22	4	18
90 - 100	-	-	-	-	-	-
140 - 150	-	-	-	-	-	-
Floresta Degradada (Queimada)						
0 - 10	18:15	14,4 mm	5h00m	19	10	9
10 - 20	18:15	14,4 mm	5h00m	54	14	40
20 - 30	18:00	14,2 mm	4h45m	99	13	86
30 - 40	18:15	14,4 mm	5h00m	45	14	31
40 - 50	18:00	14,2 mm	4h45m	57	24	33
90 - 100	20:00	20,0 mm	6h45m	24	10	14
140 - 150	-	-	-	-	-	-

Nota: Dados de 15 em 15 minutos. A sucção antecedente e posterior indicam leituras seguidas em 15 min, sem intervalo entre elas. Δ Sucção = diferença entre sucção antecedente e posterior. Nesse sentido, quanto maior a diferença, mais abrupta é o ganho de umidade.

Apenas no acumulado de chuva de 147,4 mm entre os dias 31/10 e 4/11, que a maior profundidade de 140 – 150 cm apresenta uma diminuição nos valores de sucção do solo. Na floresta controle, a diminuição da sucção em 90 – 100 cm demora 5 horas até alcançar o valor mínimo de 4 kPa. Na profundidade de 140 – 150 cm esse tempo é de 1 dia e 20 horas. O acumulado de chuva necessária para provocar uma diminuição na sucção foi de 115,8 e 147,4 mm contabilizando a partir do dia 31/10, nas profundidades de 90 – 100 e 140 – 150 cm, respectivamente. Na floresta queimada, a diminuição da sucção se deu de forma abrupta, sem intervalo entre as leituras, ocorrendo ao mesmo tempo em 90 – 100 e 140 – 150 cm. O acumulado de chuva que provocou essa diminuição da sucção, indo de 19 para 6 kPa e de 17 para 9 kPa em apenas 15 minutos em 90 – 100 e 140 – 150 cm, respectivamente, foi de 101,4 mm a partir do dia 31/10.

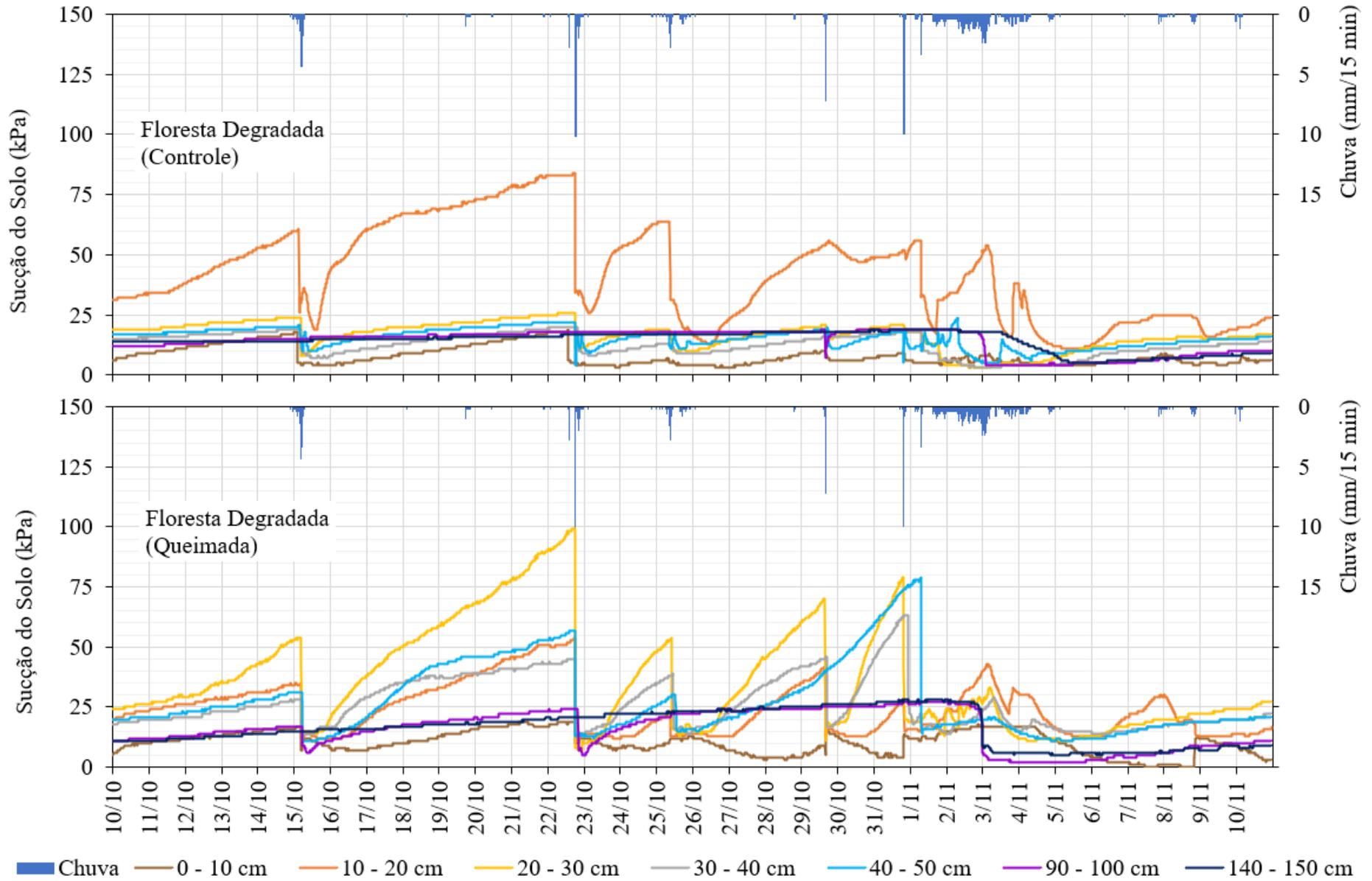


Figura 59. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na floresta degradada controle e queimada para o evento 1.

Na gramínea, ao contrário da FC e FQ, ao logo de todo o período do evento 1 é possível observar que a GC apresenta valores de sucção mais elevados do que GQ, indicando condições mais úmidas após o fogo (Figura 60). Na GQ, a profundidade que responde mais rápido à perda de umidade é 0 – 10 cm, enquanto que abaixo de 10 cm o solo apresenta condições muito próximas à saturação (≤ 10 kPa) durante todo o evento 1.

A profundidade mais superficial perde umidade mais rápido na GC e ao mesmo tempo é mais sensível à entrada de chuva do que a GQ. Após a primeira chuva, durante a estiagem de 6 dias entre 16 e 22/10, o sensor de 0 – 10 cm na GC respondeu à um acumulado de 1,6 mm em 1 hora, indo de 41 para 23 kPa, enquanto que essa mesma chuva não foi suficiente para umedecer o sensor da GQ. No fim desse curto período de estiagem, a GC apresentou valores mais elevados de sucção, principalmente nos primeiros 30 cm do solo, alcançando 48, 19 e 26 kPa em 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm, respectivamente, enquanto que a GQ alcançou 25, 12 e 11 kPa nas mesmas profundidades (Tabela 20).

Tabela 20. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na gramínea responda à entrada de chuva do dia 22/10/2022.

Gramínea (Controle)						
Profundidade (cm)	Horário de Resposta do Sensor	Acumulado até a 1ª Resposta	Tempo de Resposta	Sucção (kPa)		Δ Sucção (kPa)
				Antecedente	Posterior	
0 - 10	13:30	3,0 mm	0h15m	48	23	25
10 - 20	13:45	3,6 mm	0h30m	19	18	1
20 - 30	18:00	14,2 mm	4h45m	26	5	21
30 - 40	18:15	14,4 mm	5h00m	17	10	7
40 - 50	18:15	14,4 mm	5h00m	14	6	8
90 - 100	-	-	-	-	-	-
140 - 150	-	-	-	-	-	-
Gramínea (Queimada)						
0 - 10	18:00	14,2 mm	4h45m	25	10	15
10 - 20	18:00	14,2 mm	4h45m	12	6	6
20 - 30	18:15	14,4 mm	5h00m	11	9	2
30 - 40	18:15	14,4 mm	5h00m	10	8	2
40 - 50	18:15	14,4 mm	5h00m	12	5	7
90 - 100	-	-	-	-	-	-
140 - 150	-	-	-	-	-	-

Nota: Dados de 15 em 15 minutos. A sucção antecedente e posterior indicam leituras seguidas em 15 min, sem intervalo entre elas. Δ Sucção = diferença entre sucção antecedente e posterior. Nesse sentido, quanto maior a diferença, mais abrupta é o ganho de umidade.

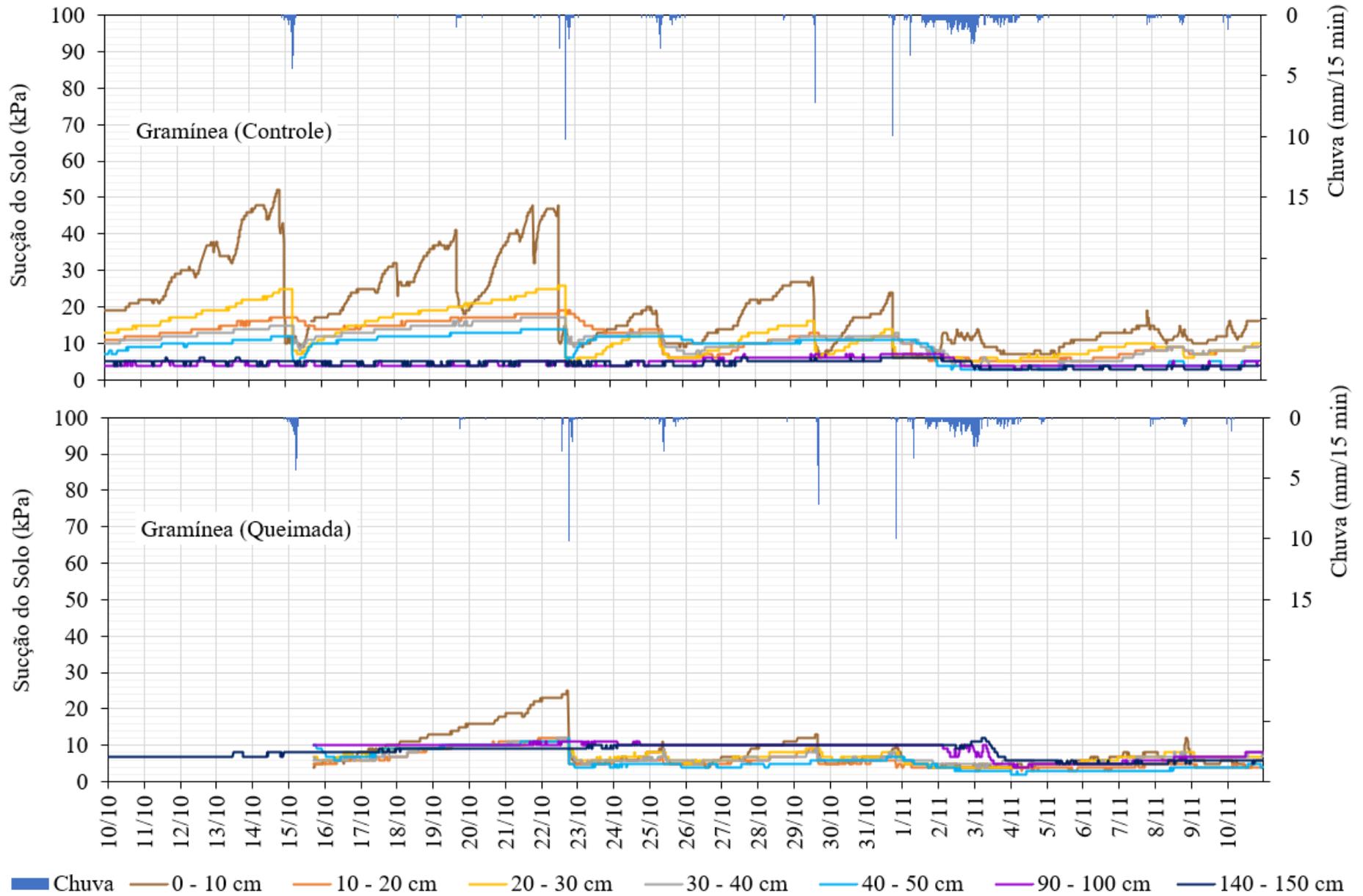


Figura 60. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na gramínea controle e queimada para o evento 1.

Na segunda chuva do evento, que caiu no dia 22/10 é possível perceber na GQ um atraso na resposta dos sensores à entrada de água da chuva principalmente nas duas primeiras profundidades. Nessa chuva, o acumulado necessário para provocar uma diminuição da sucção do solo na GC foi de apenas 3,0 e 3,6 mm em 0 – 10 e 10 – 20 cm, porém, na GQ, a diminuição da sucção só ocorre a partir de 14,2 mm em ambas as profundidades (Tabela 20). Temporalmente, essa diferença resulta em um atraso de aproximadamente 4 horas para os primeiros 20 cm do solo ganharem umidade na GQ. Esses resultados vão de encontro com a diferença da resposta da sucção encontrada entre a FC e FQ, indicando uma diminuição da capacidade de infiltração após o fogo.

Após essa chuva, os sensores na GC continuam a acompanhar os períodos de estiagem, porém as chuvas do dia 25 e 30 de outubro não mais afetam a profundidade de 50 cm como nas chuvas anteriores. Na GQ, apenas a profundidade de 0 – 10 cm continua a responder à perda de umidade, mas dessa com valores próximos à 10 kPa. É interessante notar que durante o evento 2, até o dia 31/10, as profundidades maiores, de 90 – 100 e 140 – 150 cm permanecem constantes em valores abaixo de 10 kPa, sem nenhuma ou quase nenhuma variação na sucção. Apenas no último acumulado de chuvas de 147,4 mm em 6 dias que as profundidades de 90 – 100 e 140 – 150 cm passam a responder à entrada de água no solo, porém ainda assim não alcançam valores de saturação total de 0 kPa.

5.10.3.2 Evento 2: Chuvas intensas posterior à uma estiagem de 7 dias no período chuvoso

O evento 2, que ilustra o período entre 15 e 30 de novembro, tem início com solo mais úmido, devido ao acumulado de chuva de 31,6 e 14,2 que caiu nos dias 15 e 16 (Figura 61). Nesse primeiro momento do evento, a FC apresenta valores mais elevados de sucção apenas na profundidade de 10 – 20 cm, enquanto que na FQ, as profundidades mais abaixo, principalmente até 50 cm possuem valores um pouco mais altos do que 90 – 100 e 140 – 150, uma diferença de condições de umidade que já foi observada no evento 1. No entanto, nesse evento, ao contrário do anterior, a profundidade que apresenta condições mais secas na FQ é a de 10 – 20 cm e não mais 20 – 30 cm.

Após as duas primeiras chuvas, durante o período de estiagem de 7 dias, entre 17 e 23 de novembro, a sucção do solo volta a aumentar em FC e FQ nas mesmas profundidades já mencionadas no parágrafo anterior. No entanto, nesse intervalo, a profundidade de 10 – 20 na FQ apresenta um aumento dos valores de sucção do solo em uma taxa muito elevada, indicando

perdas muitas rápidas de umidade. Comparativamente, nesse mesmo intervalo a FC possui uma taxa de aumento de 6,5 kPa por dia, enquanto que na FQ esses valores sobem para 33,7 kPa por dia, indicando que a FQ perdeu umidade em uma velocidade 5x maior que a FC.

Além da FQ possuir uma taxa de perda de umidade significativamente maior que a FC, também é possível observar que a perda da sucção apresenta um comportamento em forma de degraus entre os dias 18 e 24 de novembro. Essa mesmo comportamento se repete em todos os picos de sucção demonstrados na Figura 53. A partir da análise em escala diária, foi possível perceber que a sucção de todos os dias da estiagem apresentou um padrão em formato de “S” que acompanha as horas do dia (Figura 62). Essa forma é característica de funções sigmóides, que demonstram um aumento gradual no primeiro momento, seguido de um aumento exponencial, e por fim, uma fase estacionária. Na profundidade de 10 – 20 cm da FQ, o aumento exponencial da sucção do solo tem início a partir de 12:00 horas e começa a apresentar uma diminuição a partir das 18:00 horas, coincidindo com o intervalo de maior radiação solar (Tabela 21).

Tabela 21. Horários da temperatura máxima do ar nos dias de estiagem do evento 2.

Data	18/11	19/11	20/11	21/11	22/11	23/11
Hora	14:00	11:45	15:30	13:30	17:00	15:30
Temperatura	22,3 °C	22,8 °C	25,6 °C	24,5 °C	24,8 °C	25,2 °C

Os sensores de temperatura do solo instalados na profundidade de 10 – 20 cm nas duas áreas demonstram que até o dia 19/11 não houve diferença entre a FC e FQ, onde ambas apresentam variações entre 16 e 17°C (Figura 63). A partir do dia 19/11, a temperatura do solo na FQ alcança os 18°C sempre a partir de 12:00, permanecendo elevada até o período da noite, enquanto que a FC se mantém em 18°C. No dia 22/11 e 23/11, a temperatura do solo na FQ aumenta novamente, atingindo alcançando os 20°C quando a temperatura do ar é de 25,2°C.

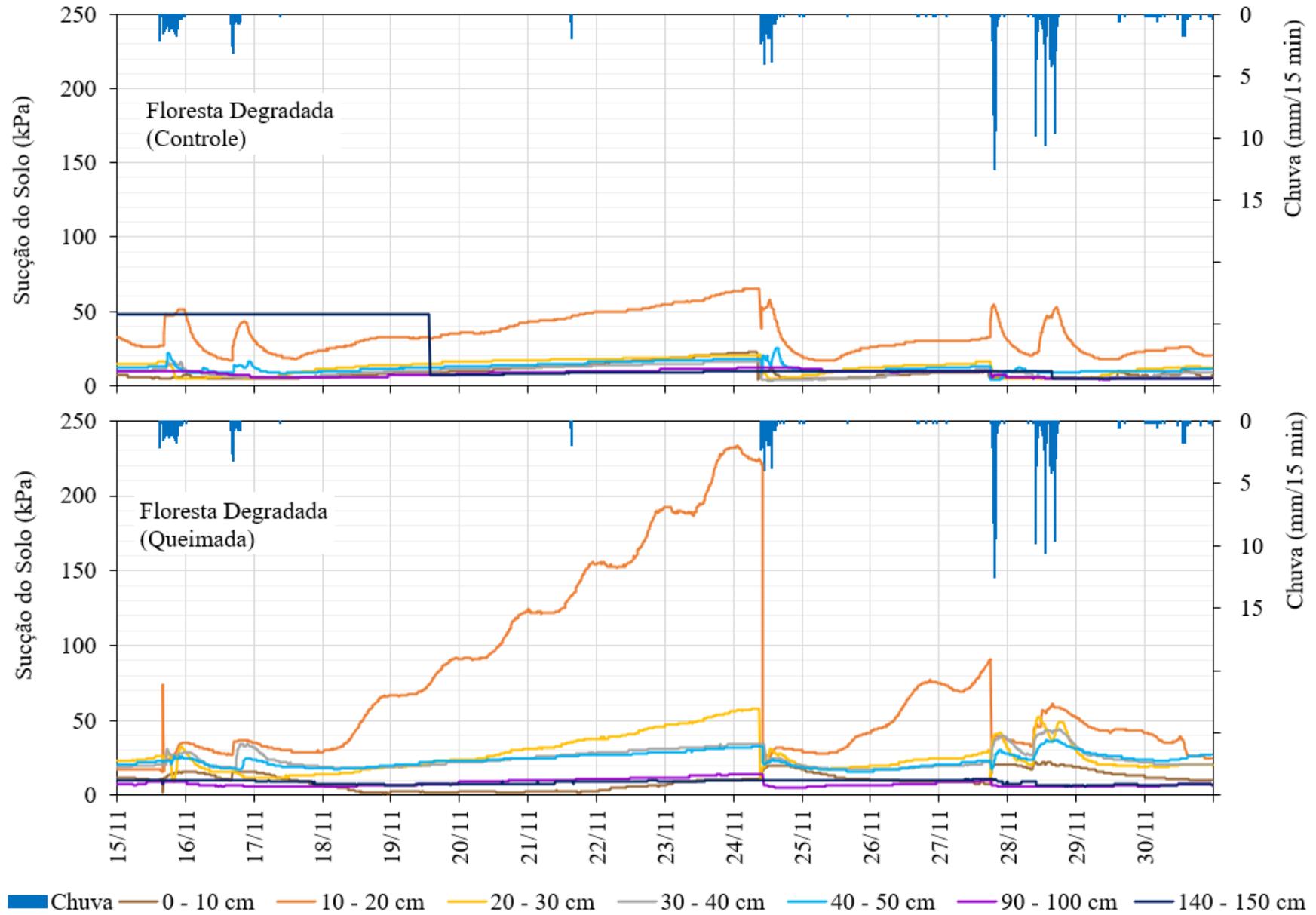


Figura 61. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na floresta degradada controle e queimada para o evento 2.

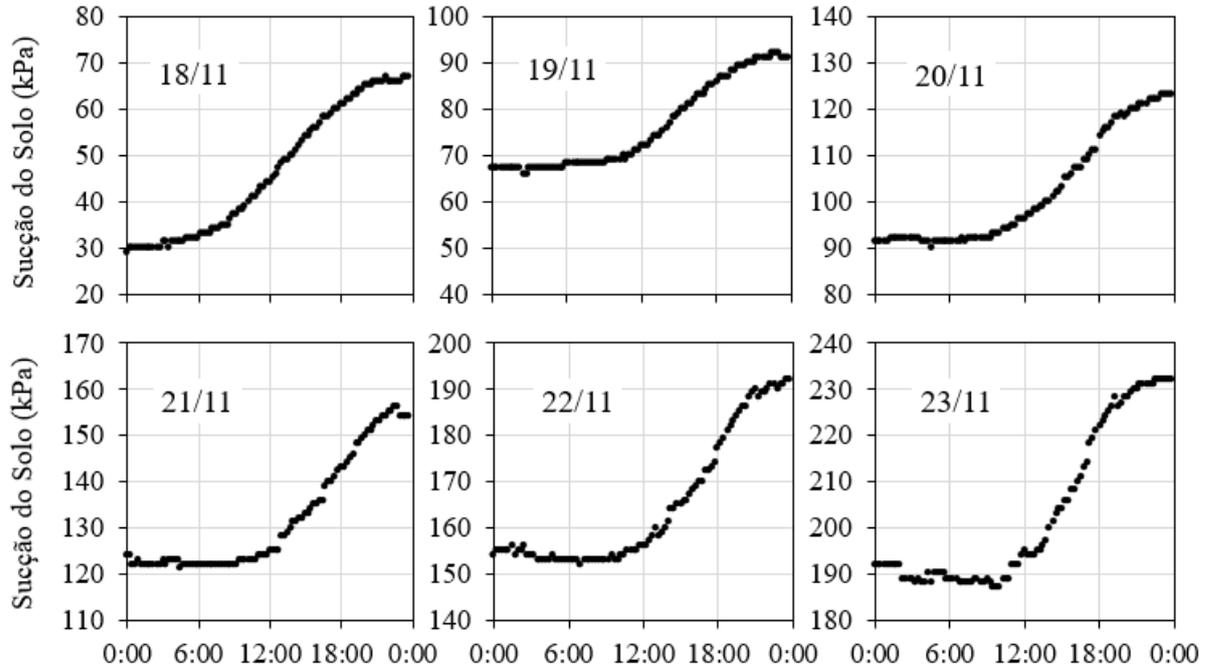


Figura 62. Comportamento da sucção do solo na profundidade de 10 – 20 na floresta degradada (queimada) a partir de uma escala horária.

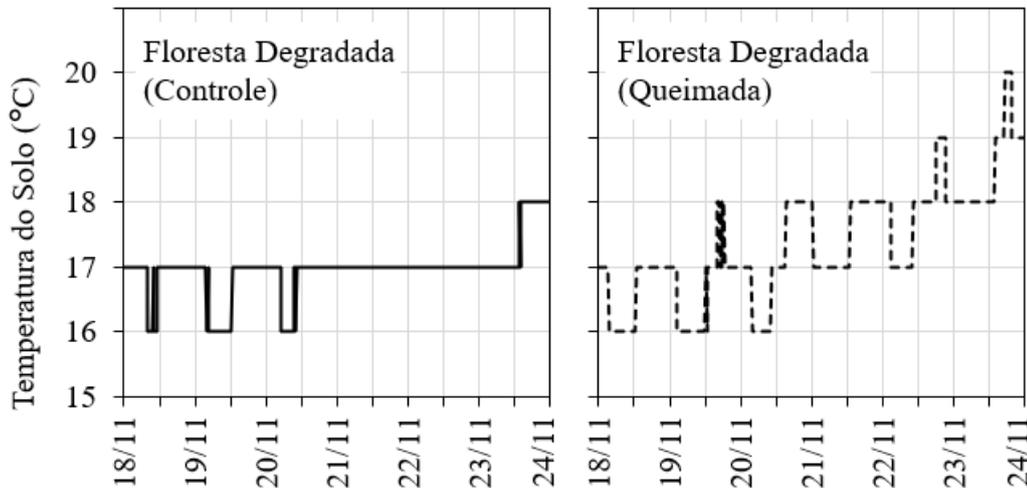


Figura 63. Variação da temperatura do solo à 10 – 20 cm na floresta degradada (controle e queimada).

Esses resultados podem ser explicados por uma maior incidência solar na FQ em virtude da rarefação do dossel bem como na maior proximidade da borda do fragmento florestal, causando uma maior evaporação da água no solo. Esses resultados corroboram com o estudo de White et al. (2020) em uma floresta de coníferas no Chile, em que os autores encontram um aumento de três vezes na evaporação do solo, através de medições com piranômetros, nos primeiros dois anos após um incêndio, associado a uma maior penetração da radiação no solo florestal.

Além disso, após o fogo, foram observados blocos de solos muito endurecidos de dimensões de até aproximadamente 10 x 20 x 20 cm de altura, comprimento e largura, respectivamente (Figura 64). Esses blocos apresentavam uma coloração escura, indicando uma

provável elevada concentração de matéria orgânica atuando como agente cimentante, corroborando com os resultados de aumento de matéria orgânica 2 dias após o fogo (de 56,77 para 67,06 g kg⁻¹). Nesse contexto, uma das hipóteses é que esses blocos poderiam estar associados com formação de fissuras no solo, facilitando a entrada de raios solares na profundidade de 10 – 20 cm. Além disso, as cinzas pretas presentes na superfície do solo após o fogo na FQ podem atuar na diminuição da capacidade de reflexão dos raios solares pela superfície (albedo), como bem apontado por Veraverbeke et al. (2012).



Figura 64. Blocos de solo endurecidos encontrados na floresta degradada (queimada) nos dias seguintes ao fogo.

Na gramínea, é observado que as profundidades que respondem ao aumento de sucção no evento 1 são as mesmas que apresentam condições mais secas durante a estiagem entre 17 e 23 de novembro no evento 2 (Figura 65). Na GC, 0 – 10 cm alcança valores máximos próximos à 40 kPa durante a estiagem de 6 dias, 10 – 20 e 30 – 40 se mantem próximos à 15 kPa enquanto 20 – 30 próximo à 10 kPa e 40 – 50 cm valores mais baixos em torno de 10 kPa. Na GQ, 0 – 10 cm se mantém próximo de 20 kPa enquanto as profundidades entre 20 e 50 cm permanecem em 10 kPa.

Na chuva do dia 24/11, que teve início às 8:15, os sensores da GC responderam depois de 15 minutos do início da chuva, às 8:30 com um acumulado de 3,4 mm, diminuindo de 38 para 19 kPa (Tabela 22). Em contrapartida, essa mesma profundidade só foi responder na GQ após 45 minutos de chuva, com um acumulado de 6,6 mm. Esses resultados vão de encontro com o do evento 1, onde o sensor da profundidade mais superficial na gramínea também demonstra um atrasado na resposta de sucção à entrada de chuva. No entanto, naquele evento a

diferença de acumulado de chuva é maior que 10 mm, enquanto que no evento 2 é de apenas 3,0 mm.

Tabela 22. Tempo e acumulado de chuva necessário para que o sensor de sucção na gramínea responda à entrada de chuva do dia 24/11/2022.

Gramínea (Controle)						
Profundidade (cm)	Horário de Resposta do Sensor	Acumulado até a 1ª Resposta	Tempo de Resposta	Sucção (kPa)		Δ Sucção (kPa)
				Antecedente	Posterior	
0 - 10	08:30	3,4 mm	0h15m	38	19	19
10 - 20	10:00	16,6 mm	1h45m	14	9	5
20 - 30	09:45	15,4 mm	1h30m	18	9	9
30 - 40	09:45	15,4 mm	1h30m	13	12	1
40 - 50	12:15	34,0 mm	4h00m	10	6	4
90 - 100	12:15	34,0 mm	4h00m	4	3	-
140 - 150	12:15	34,0 mm	4h00m	4	3	-
Gramínea (Queimada)						
0 - 10	09:00	6,6 mm	0h45m	22	15	7
10 - 20	09:30	12,2 mm	1h15m	11	5	6
20 - 30	10:15	17,4 mm	2h00m	10	9	1
30 - 40	09:45	15,4 mm	1h30min	11	9	2
40 - 50	10:45	20,8 mm	2h30min	10	4	6
90 - 100	-	-	-	-	-	-
140 - 150	-	-	-	-	-	-

Nota: Dados de 15 em 15 minutos. A sucção antecedente e posterior indicam leituras seguidas em 15 min, sem intervalo entre elas. Δ Sucção = diferença entre sucção antecedente e posterior. Nesse sentido, quanto maior a diferença, mais abrupta é o ganho de umidade.

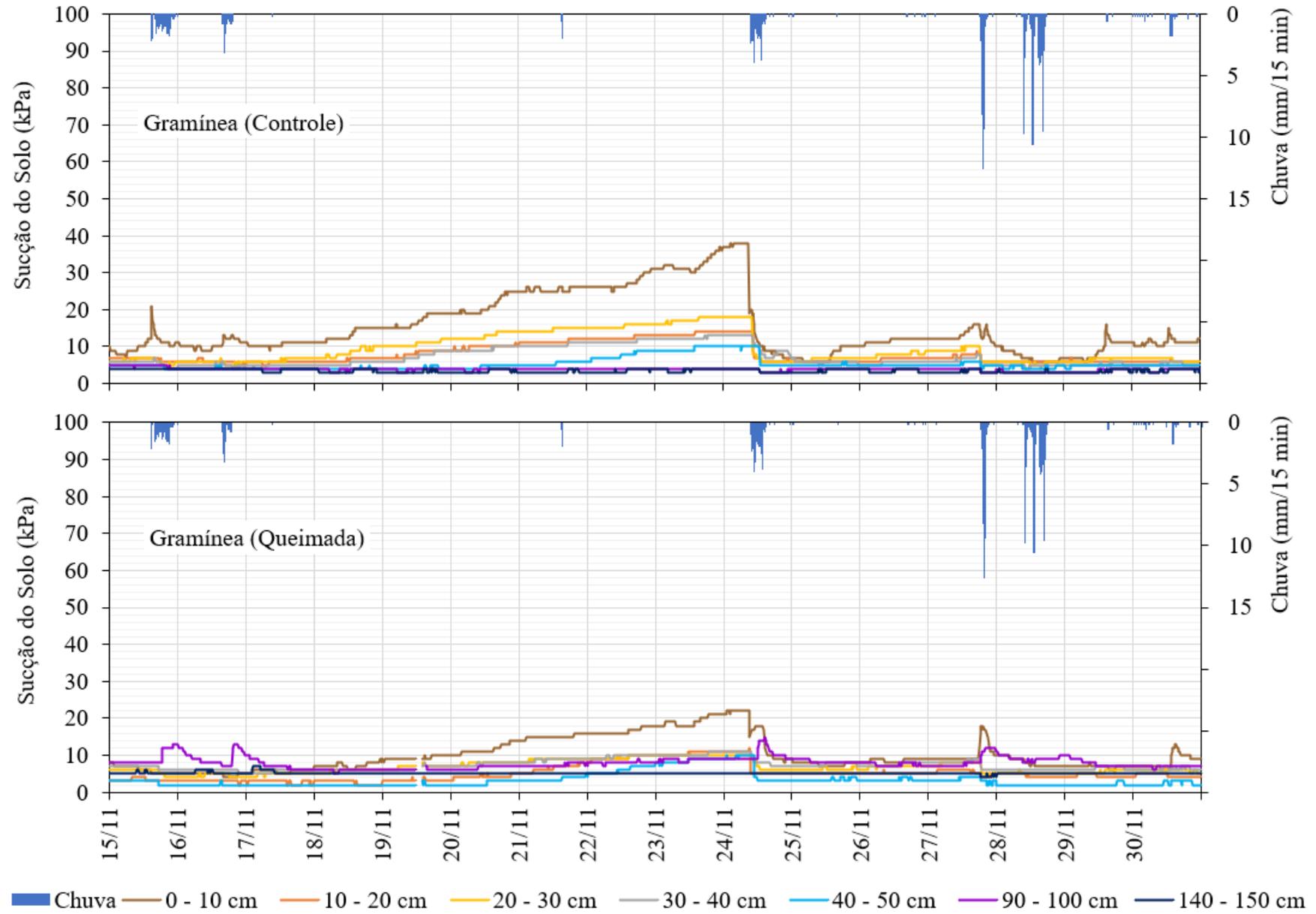


Figura 65. Resposta da sucção do solo à entrada de chuva com dados de 15 minutos na gramínea controle e queimada para o evento 2

6 CONCLUSÕES

Os resultados dessa dissertação demonstram que houve diferença na resposta das propriedades do solo estudadas e na sucção do solo ao fogo entre a floresta degradada e gramíneas. Essa diferença pode estar relacionada com o distinto comportamento do fogo, onde a temperatura média das chamas apresentou uma diferença de 100°C entre as coberturas, sendo maior na floresta degradada. Por conseguinte, a temperatura do solo apresentou diferenças significativas, onde na floresta degradada a superfície do solo (0 cm) se manteve acima dos 100°C durante aproximadamente 11 horas, enquanto que na gramínea, que não ultrapassou 50°C, o tempo de residência foi menor do que 1 hora.

As propriedades do solo estudadas possuem diferenças acerca do tempo de resposta ao fogo bem como a duração das alterações. A composição granulométrica do solo demonstrou uma mudança gradual nos primeiros 5 cm do solo em ambas as coberturas, porém, com um aumento gradual no teor de areia na floresta degradada e aumento no teor de argila para a gramínea. Em relação à densidade do solo, os resultados apontaram para um aumento progressivo da densidade em um curto período de tempo após o fogo, com uma diferença significativa a partir de 30 dias nos primeiros 5 centímetros do solo em ambas as coberturas. A densidade de partículas apresentou um comportamento distinto nas duas coberturas, demonstrando um aumento após o fogo na floresta degradada até 20 cm e uma variação na gramínea a partir de 10 cm.

Os resultados da porosidade total corroboram com a densidade do solo e de partículas, onde há uma diminuição na porosidade após o fogo na floresta degradada principalmente nos primeiros 5 cm do solo. Em relação à concentração matéria orgânica, na floresta degradada há um aumento significativo em 2 dias após o fogo em 0 – 5 cm, mas que em seguida diminuiu significativamente em 30 dias, evidenciando uma alta sensibilidade. Por outro lado, na gramínea, não há alterações dessa propriedade em nenhuma profundidade e intervalo de tempo. A hidrofobia não apresentou alterações depois da queimada em ambas as coberturas, permanecendo severamente hidrofóbico na floresta degradada e hidrofílico na gramínea.

Em relação à sucção do solo, ambas as coberturas queimadas apresentam uma resistência à entrada de água da chuva até 20 cm de profundidade do solo, onde os sensores de sucção só respondem a partir de um acumulado cerca de 4x maior em relação às coberturas não queimadas nas mesmas profundidades. Por outro lado, em relação à saída de água, a floresta degradada e gramínea possuem comportamentos opostos. A FQ apresentou uma resposta mais

rápida de perda de sucção em relação à FC após eventos de chuva durante curtos períodos de estiagem até a profundidade de 50 cm, enquanto a GC que apresenta perdas mais rápidas de sucção nas mesmas profundidades em relação à GQ.

Cerca de 3 meses após o fogo, a profundidade de 10 – 20 cm na FQ passou a apresentar um aumento significativo na sucção do solo comparado com FC, mesmo em curtos intervalos de estiagem durante o período úmido. No evento 2, as taxas de aumento de sucção foram de 33,7 kPa por dia na FQ, contra 6,5 kPa por dia na FC, evidenciando uma perda de água do solo na FQ de cerca de 5x maior que a FC. Além disso, o comportamento do aumento de sucção do solo exibe um padrão que coincide com o intervalo de maior radiação solar, indicando perdas de água por evaporação.

Por fim, apesar do fogo provocar alterações imediatas diretas em algumas propriedades do solo, efeitos indiretos no comportamento da sucção só são observadas a partir de 3 meses após o fogo e, por enquanto, confinados aos 50 cm iniciais. A partir dos ensaios analisados das propriedades físicas do solo, o aumento da densidade do solo após o incêndio nos primeiros centímetros da floresta queimada pode ter contribuído para o atraso na resposta dos sensores superficiais. No entanto, para a alta taxa de aumento de sucção a partir dos 3 meses, outros fatores parecem governar. Dentre as hipóteses estão uma maior densidade de raízes finas que promoveria um aumento nas taxas de evapotranspiração ou uma maior incidência de raios solares no solo, promovido pela rarefação do dossel, formação de fissuras no solo e uma diminuição no albedo provocado pelas cinzas.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relações aos limites da dissertação, é necessário expandir o número amostral da granulometria e os pontos amostrais do teste de repelência para verificar se a hidrofobia é espacialmente uniforme no solo florestal ou ocorre de forma pontual, acompanhando a presença de fungos na serrapilheira. Também é interessante realizar o ensaios de hidrofobia no período úmido para avaliar se a condições severas de hidrofobia na floresta vai persistir, uma que os ensaios foram realizados durante o período seco.

Além disso, ressalta-se que as parcelas experimentais não estão isoladas de fluxos laterais. Quanto a cobertura vegetal submetida à queimada, é interessante a aplicação desse estudo em outras espécies de gramíneas e herbáceas, especialmente à *Melinis minutiflora*, popularmente conhecida como capim-gordura e *Pteridium arachnoideum*, conhecida como samambaia-das-queimadas, em virtude de sua predominância em áreas altamente degradadas.

Por fim, os resultados obtidos nessa dissertação demonstram alterações na sucção nos perfis dos solos após o fogo e indicam direções futuras no avanço para a compreensão do efeito do fogo na detonação de movimentos gravitacionais de massa. As etapas futuras dessa dissertação incluem a resolução dos limites supracitados, bem como a análise da densidade de raízes, ensaios de capacidade de retenção hídrica da serrapilheira e ensaios de condutividade hidráulica e capacidade de infiltração do solo antes e após o fogo.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L. M.; CHADWICK, R.; MOISE, A.; BROWN, J.; MARENGO, J. A. Assessment of rainfall variability and future change in Brazil across multiple timescales. **International Journal of Climatology**, v. 41, n. S1, p. E1875–E1888, 2021. John Wiley and Sons Ltd.
- ANDREU, V.; IMERSON, A. C.; RUBIO, J. L. Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. **Catena**, v. 44, p. 69–84, 2001.
- ARAÚJO, J. R.; MAYER, J. M. **Teia Serrana: formação histórica de Nova Friburgo**. Nova Friburgo: Editora ao Livro Técnico, 2003.
- ATAROFF, M.; NARANJO, M. E. Interception of water by pastures of *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov. and *Melinis minutiflora* Beauv. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 149, p. 1616–1620, 2009.
- AVELAR, A. S.; COELHO NETTO, A. L.; LACERADA, W. A.; BECKER, L. B.; MENDONÇA, M. B. Mechanisms of the Recent Catastrophic Landslides in the Mountainous Range of Rio de Janeiro, Brazil Mechanisms of the recent catastrophic landslides in the mountainous range of Rio de. **Proceedings of the Second World Landslide Forum**, 2011. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/287395470>>. .
- BADÍA, D.; MARTÍ, C. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. **Arid Land Research and Management**, v. 17, p. 23–41, 2003.
- BERTALANFFY, L. VON. **Teoria Geral dos Sistemas**. Petrópolis: Vozes, 1977.
- BERTOLINO, A. V. F. A.; SOARES, I. L. P.; CUNHA, L. Dinâmica hidrológica e erosiva em agricultura tradicional de corte e queima no bioma de mata Atlântica (RJ) – Brasil. **Territorium**, , n. 22, p. 65–75, 2015. Coimbra University Press.
- BISDOM, E.; DEKKER, L.; SCHOUTE, J. F. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. **Geoderma**, v. 56, p. 105–118, 1993.
- BODÍ, M. B.; DOERR, S. H.; CERDÀ, A.; MATAIX-SOLERA, J. Hydrological effects of a layer of vegetation ash on underlying wettable and water repellent soil. **Geoderma**, v. 191, p. 14–23, 2012.

- BODÍ, M. B.; MARTIN, D. A.; BALFOUR, V. N.; et al. Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. **Earth-Science Reviews**, mar. 2014.
- BOLSAS, L.; FREITAS, L. E.; COELHO NETTO, A. L. Análise espaço-temporal dos incêndios em Nova Friburgo: subsídios ao estudo da suscetibilidade de terreno frente aos deslizamentos. XVIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. **Anais...**, 2019.
- BYRAM, G. M. Combustion of forest fuels. **Forest fire: control and use**. p.61–89, 1959.
- CANNON, S. H.; DEGRAFF, J. The increasing wildfire and post-fire debris flow threat in Western USA and implications for consequences of climate change. In: K. Sass; P. Canuti (Orgs.); **Landslides: disaster risk reduction**. p.177–190, 2009.
- CANNON, S. H.; GARTNER, J. E. Wild-fire related debris flow from a hazards perspective. **Debris-flow hazards and related phenomena**, p. 1–2, 2005.
- CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: A review. **Oecologia**, mar. 2005.
- CHAN, K. Y. Development of Seasonal Water Repellence under Direct Drilling. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 1, p. 326–329, 1992. John Wiley & Sons, Ltd.
Disponível em: <<https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600010054x>>. .
- COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913–919, 2003.
- COELHO NETTO, A. L. **Surface hydrology and soil erosion in a tropical mountainous rainforest drainage basin, Rio de Janeiro**, 1985. Leuven, Bélgica: Katholieke Universiteit .
- COELHO NETTO, A. L. OVERLANDFLOW PRODUCTION IN A TROPICAL RAINFOREST CATCHMENT: THE ROLE OF LITTER COVER. , v. 14, p. 213–231, 1987.
- COELHO NETTO, A. L. A interface florestal-urbana e os Desastres Naturais relacionados à água no Maciço da Tijuca: desafios ao planejamento urbano numa perspectiva sócio-ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 46–60, 2005.
- COELHO NETTO, A. L.; SATO, A. M.; AVELAR, A. DE S.; et al. **January 2011: The Extreme Landslide Disaster in Brazil**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2013.
- COELHO NETTO, A. L.; SILVA, R. P.; FACADIO, A. C.; LIMA, P. H. M. Movimentos gravitacionais de massa e evolução das encostas montanhosas em regiões tropicais: estudos

em Nova Friburgo, RJ. n: **Willy Lacerda: doutor no saber e na arte de viver.** . p.235–241, 2016. Rio de Janeiro: Editora Outras Letras.

DANTAS, M. E.; SHINZATO, E.; IVO, A.; et al. **DIAGNÓSTICO GEOAMBIENTAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO.** 2005.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira.** 1996.

DEBANO, L. F. **The Effect of Hydrophobic Substances on Water Movement in Soil During Infiltration.** 1971.

DEBANO, L. F. Water repellent soils: a state-of-the-art. **US Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report,** , n. PSW-46, 1981.

DEBANO, L. F. The effect of fire on soil properties. In: A. E. Harvey; L. F. Neuenschwander (Orgs.); **Proceedings-management and productivity of western-montane forest soils,** 1991. Tech. Rep. INT-280. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. p. 151-156, 1991.

DEBANO, L. F. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. **Journal of Hydrology,** v. 321–322, p. 195–206, 2000. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/jhydrol>. .

DEBANO, L. F.; NEARY, D. G.; FFOLLIOTT, P. F. **Fire Effects on Ecosystems.** New York: John Wiley & Sons, New York, 1998.

DEKKER, L. W.; RITSEMA, C. J. How water moves in a water repellent sandy soil: 1. Potential and actual water repellency. **Water Resources Research,** v. 30, n. 9, p. 2507–2517, 1994. John Wiley & Sons, Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/94WR00749>>. .

DEKKER, L. W.; RITSEMA, C. J. Preferential flow paths in a water repellent clay soil with grass cover. . **Water Resources Research,** v. 32, n. 5, p. 1239–1294, 1996.

DEKKER, L. W.; RITSEMA, C. J.; OOSTINDIE, K.; BOERSMA, O. H. EFFECT OF DRYING TEMPERATURE ON THE SEVERITY OF SOIL WATER REPELLENCY. **Soil Science,** v. 163, n. 10, 1998. Disponível em: <https://journals.lww.com/soilsci/Fulltext/1998/10000/EFFECT_OF_DRYING_TEMPERATURE_ON_THE_SEVERITY_OF.2.aspx>. .

DIAS, M. A.; COELHO NETTO, A. L. A influência da topografia na distribuição de gramíneas em um fragmento de floresta atlântica urbana montanhosa - Maciço da Tijuca/RJ. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 12, n. 2, p. 3–14, 2011.

DOERR, S. H. **Short communication on standardizing the “water drop penetration time” and the “molarity of an ethanol droplet” techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils.** 1998.

DOERR, S. H.; SHAKESBY, R. A.; WALSH, R. P. D. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. **Earth-Science Reviews**, v. 51, p. 33–65, 2000. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/earscirev>. .

DOERR, S.; THOMAS, A. Soil moisture: A controlling factor in water repellency? **Soil Water Repellency: Occurrence, Consequences, and Amelioration**, p. 137–149, 2003.

DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. **Water in environmental planning.** New York: W.H. Freeman and Company, 1978.

FACADIO, A. C.; COELHO NETTO, A. L.; AMARAL, D. F.; et al. Geomorphological evolution of slopes in Rio de Janeiro’s hills and mountains landscape: Holocene environmental changes and extreme rainfall events. 1st Latin American Radiocarbon Conference. **Anais...** , 2019. Niterói, Rio de Janeiro.

FACADIO, A. C.; COELHO NETTO, A. L.; MACARIO, K.; BARTH, O. M.; ISHIMINE, K. Extreme rainfall induced landslides and landscape evolution in the mountainous region of Rio de Janeiro state, SE-Brazil: geochronological and paleoenvironmental evidences. International Conference on Geomorphology. **Anais...** , 2022. Coimbra, Portugal.

FACHIN, P. A.; WOUK, T.; PEREIRA, A. A.; LOPES THOMAZ, E. O EFEITO DA QUEIMADA NA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DO SOLO EM AGRICULTURA DE ROÇA-DE-TOCO . **Geoambiente (Revista Eletrônica do Curso de Geografia - UFG)**, v. 27, 2016.

FERNANDES, N. F.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; et al. Topographic controls of landslides in Rio de Janeiro: field evidence and modeling. **CATENA**, v. 55, n. 2, p. 163–181, 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816203001152>>. .

FIGUEIRÓ, A. S.; COELHO NETTO, A. L. Climatic variability and pluviometric trends in a humid tropical environment at Resende municipality- middle Paraíba do Sul river valley (Rio de Janeiro- Brazil). **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, v. 2, n. 2, p. 8, 2011.

FOX, D. M.; DARBOUX, F.; CARREGA, P. Effects of fire-induced water repellency on aggregate stability, splash erosion, and saturated hydraulic conductivity for different size fractions. **Hydrological Processes**, v. 21, p. 2377–2384, 2007.

FRAGA, J. S.; OLIVEIRA, R. R.; AMORIM, T. DE A.; SILVA, I. M.; COELHO-NETTO, A. L. Florestas Secundárias de diferentes idades e a estabilidade de encostas em Nova Friburgo (Estado do Rio de Janeiro, Brasil). **Pesquisas, Botânica**, v. 68, p. 287–309, 2015.

FREDLUND, D. G. Slope Stability Analysis Incorporating the Effect of Soil Suction. In: M. G. Anderson; K. S. Richards (Orgs.); **Slope Stability**. p.113–144, 1987. Chichester: John Wiley.

FREITAS, L. E.; COELHO NETTO, A. L. Efeitos do fogo na vegetação florestal e implicações na interceptação das chuvas: Maciço da Tijuca, Rio de Janeiro (RJ). **Conjecturas**, v. 22, n. 5, p. 793–814, 2022. Uniao Atlantica de Pesquisadores.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico**. . São Paulo, 2021.

GHESTEM, M.; SIDLE, R. C.; STOKES, A. The influence of plant root systems on subsurface flow: Implications for slope stability. **BioScience**, v. 61, n. 11, p. 869–879, 2011.

GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S. Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. **Soil Science**, v. 136, p. 231–236, 1983.

GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S. Modifications induced in the soil physio-chemical parameters by experimental fires at different intensities. , v. 162, p. 479–486, 1997.

GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S.; GIACHETTI, M. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. **Soil Science**, v. 146, p. 255–261, 1988.

GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H. The effect of fire on soil organic matter - A review. **Environment International**, 2004. Elsevier Ltd.

GREENWAY, D. R. Vegetation and slope stability. In: M. G. Anderson; K. S. Richards (Orgs.); **Slope stability**. p.187–230, 1987. New York: John Wiley & Sons LTD.

HORTON, R. E. The hole of infiltration in the hydrologic cycle. **Hydrology**, 1933.

IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change, 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University press. 2021.**

JANSEN, R. C. **Distribuição dos sistemas radiculares em encostas florestadas e sua influência sobre a infiltração.**, 2001. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

JESKE-PIERUSCHKA, V.; LEDRU, M. A Mata Atlântica no final do Quaternário : Dinâmicas climatobotânicas e antropogênicas desde o Último Máximo Glacial.

Metamorfoses florestais: culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica. p.37–53, 2016.

JOHNSON, A. M. Debris flow. In: D. Brunsten; D. B. Prior (Orgs.); **Slope instability**. p.257–361, 1984. Wiley, New York.

KEIZER, J. J.; DOERR, S. H.; MALVAR, M. C.; FERREIRA, A. J. D.; PEREIRA, V. M. F. G. Temporal and spatial variations in topsoil water repellency throughout a crop-rotation cycle on sandy soil in north-central Portugal. **Hydrological Processes**, v. 21, n. 17, p. 2317–2324, 2007. John Wiley & Sons, Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/hyp.6756>>. .

KETTERINGS, Q. M.; BIGHAM, J. M.; LAPERCHE, V. **Changes in Soil Mineralogy and Texture Caused by Slash-and-Burn Fires in Sumatra, Indonesia.** 2000.

KRÄMER, I.; HÖLSCHER, D. Soil water dynamics along a tree diversity gradient in a deciduous forest in Central Germany. **Ecohydrology**, v. 3, n. 3, p. 262–271, 2010.

LACERDA, W. A. Landslide initiation in saprolite and colluvium in southern Brazil: Field and laboratory observations. **Geomorphology**, v. 87, n. 3, p. 104–119, 2007.

LAWALL, S. **Os efeitos dos diferentes tipos de uso e cobertura da terra, características dos solos e chuvas na hidrologia dos solos da Região Serrana do Rio de Janeiro**, 2018.

Tese de Doutorado, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- LEI, M.; CUI, Y.; NI, J.; et al. Temporal evolution of the hydromechanical properties of soil-root systems in a forest fire in China. **Science of the Total Environment**, v. 809, 2022. Elsevier B.V.
- LEMOS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3 ed ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência dos Solos, 1996.
- LEONEL, M. **O uso do fogo: o manejo indígena e a piromania da monocultura**. 2000.
- LEVIA, J. D. F.; FROST, E. E. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. **Progress in Physical Geography**, v. 20, n. 5, p. 605–632, 2006.
- LÖBMANN, M. T.; GEITNER, C.; WELLSTEIN, C.; ZERBE, S. The influence of herbaceous vegetation on slope stability – A review. **Earth-Science Reviews**, 1. out. 2020. Elsevier B.V.
- MAO, J.; NIEROP, K. G. J.; DEKKER, S. C.; DEKKER, L. W.; CHEN, B. Understanding the mechanisms of soil water repellency from nanoscale to ecosystem scale: a review. **Journal of Soils and Sediments**, 29. jan. 2019. Springer Verlag.
- MARQUES, M. C. D. O.; COELHO NETTO, A. L.; SATO, A. M. Influência de floresta secundária e gramínea na deflagração de deslizamentos translacionais rasos em Nova Friburgo, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 19, n. 4, p. 793–806, 2018.
- MARTIN, D. A.; MOODY, J. A. Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 15, p. 2893–2903, 2001.
- MATAIX-SOLERA, J.; DOERR, S. H. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. **Geoderma**, v. 118, p. 77–88, 2004.
- MATAIX-SOLERA, J.; GUERREIRO, C. **The impacts of fire on plant ash behaviour and properties in relation to soil mineralogy and morphology, water repellency and soil aggregate stability**. 2007.
- MATEUS, F. A.; DO COUTO MIRANDA, C.; VALCARCEL, R.; FIGUEIREDO, P. H. A. Estoque e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 3, p. 336–343, 2013.

MEYER, G. A.; PIERCE, J. L.; WOOD, S. H.; JULL, A. J. T. Fire, storms, and erosional events in the Idaho batholith. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 15, p. 3025–3038, 2001.

MIRANDA, J. C. **Intercepção das chuvas pela vegetação florestal e serrapilheira nas encostas do Maciço da Tijuca: Parque Nacional da Tijuca, RJ.**, 1992. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

NEARY, D. G.; KLOPATEK, C. C.; DEBANO, L. F.; FFOLLIOTT, P. F. Fire effects on belowground sustainability: A review and synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 122, n. 1–2, p. 51–71, 1999.

OBRIST, D.; YAKIR, D.; III, J. A. A. **Temporal and spatial patterns of soil water following wildfire-induced changes in plant communities in the Great Basin in Nevada, USA.** 2004.

OLIVEIRA, R. R. **O rastro do homem na floresta: sustentabilidade e funcionalidade da Mata Atlântica sob o manejo caiçara.**, 1999. Dissertação de Doutorado, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

OLIVEIRA, R. R.; AVELAR, A. DE S.; OLIVEIRA, C. A.; et al. Degradação da floresta e desabamentos ocorridos em fevereiro de 1996 no maciço da Tijuca, RJ. XLVII congresso nacional de Botânica, Nova Friburgo. **Anais...**, 1996.

ONDA, Y.; DIETRICH, W. E.; BOOKER, F. Evolution of overland flow after a severe forest fire, Point Reyes, California. **Catena**, v. 72, n. 1, p. 13–20, 2008.

PARISE, M.; CANNON, S. H. Wildfire impacts on the processes that generate debris flows in burned watersheds. **Natural Hazards**, v. 61, n. 1, p. 217–227, 2012.

PRANDINI, L.; GUIDICINI, G.; BOTTURA, J. A.; PONÇANO, W.; SANTOS, A. R. Behavior of the vegetation in slope stability: a critical review. **Bulletin of the International Association of Engineering Geology**, v. 16, p. 51–55, 1977.

RENGERS, F. K.; MCGUIRE, L. A.; OAKLEY, N. S.; et al. Landslides after wildfire: initiation, magnitude, and mobility. **Landslides**, v. 17, n. 11, p. 2631–2641, 2020. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest

distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROBICHAUD, P. R.; WAGENBRENNER, J. W.; PIERSON, F. B.; et al. Infiltration and interrill erosion rates after a wildfire in western Montana, USA. **Catena**, v. 142, p. 77–88, 2016. Elsevier B.V.

RODRÍGUEZ-ALLERES, M.; BENITO, I.; BLAS, E. Extent and persistence of water repellency in north-western Spanish soils. **Hydrological Processes**, v. 21, n. 17, p. 2291–2299, 2007.

SANSEVERO, J. B. B.; GARBIN, M. L.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; VALLADARES, F.; SCARANO, F. R. Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 1, p. 31–36, 2020. Associacao Brasileira de Ciencia Ecologica e Conservacao.

SELBY, M. J. **Hillslope materials and processes**. Inc., New York, 1993.

SHAKESBY, R. A.; DOERR, S. H. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. **Earth-Science Reviews**, v. 74, n. 3–4, p. 269–307, 2006.

SILVA, J. S.; REGO, F. C.; MAZZOLENI, S. Soil water dynamics after fire in a Portuguese shrubland. **International Journal of Wildland Fire**, v. 15, n. 1, p. 99–111, 2006.

SILVA, R. P. **Modelagem da suscetibilidade de terreno à deflagração de escorregamentos translacionais rasos: uma abordagem geo-hidroecológica aplicada à engenharia geotécnica.**, 2022. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SILVEIRA, C. S. **Infiltração e transporte de solutos na zona não saturada de um solo florestal - Parque Nacional da Tijuca, RJ**, 2004.

SILVEIRA, C. S.; BARBOSA, M. C.; COELHO NETTO, A. L. A tracer experiment as an alternative methodology to understand infiltration pathway in a tropical rainforest soil. **Solos e Rochas**, v. 28, n. 3, p. 261–270, 2005.

SIX, K.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil & Tillage Research**, v. 79, p. 7–31, 2004.

SNYMAN, H. A. Short-term response of rangeland following an unplanned fire in terms of soil characteristics in a semi-arid climate of South Africa. **Journal of Arid Environments**, v. 55, n. 1, p. 160–180, 2003. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196302002525>>. .

SOTO, B.; DIAZ-FIERROS, F. Soil water balance as affected by throughfall in gorse (*Ulex europaeus*, L.) shrubland after burning. **Journal of Hydrology**, v. 195, n. 1, p. 218–231, 1997. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169496032325>>. .

SU, L.; YANG, J.; ZHAO, X.; MIAO, Y. Effects of fire on interception loss in a coniferous and broadleaved mixed forest. **Journal of Hydrology**, v. 613, 2022. Elsevier B.V.

TÄUMER, K.; STOFFREGEN, H.; WESSOLEK, G. Determination of repellency distribution using soil organic matter and water content. **Geoderma**, v. 125, n. 1, p. 107–115, 2005.

Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706104001880>>. .

TEREFE, T.; MARISCAL-SANCHO, I.; PEREGRINA, F.; ESPEJO, R. Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study. **Geoderma**, v. 143, n. 3, p. 273–280, 2008. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706107003321>>. .

THOMAZ, E. L. Ash Physical Characteristics Affects Differently Soil Hydrology and Erosion Subprocesses. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 3, p. 690–700, 2018. John Wiley and Sons Ltd.

THOMAZ, E. L. Effects of fire on the aggregate stability of clayey soils: A meta-analysis. **Earth-Science Reviews**, 1. out. 2021. Elsevier B.V.

THOMAZ, E. L.; FACHIN, P. A. Effects of heating on soil physical properties by using realistic peak temperature gradients. **Geoderma**, v. 230–231, p. 243–249, 2014. Elsevier.

TINEBRA, I.; ALAGNA, V.; IOVINO, M.; BAGARELLO, V. Comparing different application procedures of the water drop penetration time test to assess soil water repellency in a fire affected Sicilian area. **Catena**, v. 177, p. 41–48, 2019. Elsevier B.V.

TSUKAMOTO, Y. **Effect of vegetation on debris slide occurrences on steep forested slopes in Japan Islands**. IAHS-AISH Publ, 1990.

ULERY, A. L.; GRAHAM, R. C. Forest fire effects on soil color and texture. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 135–140, 1993.

VERAVERBEKE, S.; VERSTRAETEN, W. W.; LHERMITTE, S.; VAN DE KERCHOVE, R.; GOOSSENS, R. Assessment of post-fire changes in land surface temperature and surface albedo, and their relation with fireburn severity using multitemporal MODIS imagery. **International Journal of Wildland Fire**, v. 21, n. 3, p. 243–256, 2012.

VIEIRA, B. C.; FERNANDES, N. F. Landslides in Rio de Janeiro: The role played by variations in soil hydraulic conductivity. **Hydrological Processes**, v. 18, n. 4, p. 791–805, 2004. John Wiley and Sons Ltd.

VOGELMANN, E.; REICHERT, J. M.; PREVEDELLO, J.; et al. Soil hydro-physical changes in natural grassland of southern Brazil subjected to burning management. **Australian Journal of Soil Research**, v. 50, p. 465–472, 2012.

VOGELMANN, E. S.; PREVEDELLO, J.; REICHERT, J. M. ORIGEM DOS COMPOSTOS HIDROFÓBICOS E SEUS EFEITOS EM FLORESTAS DE <i>Pinus</i> E <i>Eucalyptus</i>. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 1067–1079, 2015. Universidade Federal de Santa Maria. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/20670>>. Acesso em: 1/1/2023.

WALLIS, M. G.; SCOOTER, D. R.; HORNE, D. J. An evaluation of the Intrinsic Sorptivity Water Repellency Index on a range of New Zealand soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 29, p. 353–362, 1991.

WANG, S.; FU, B. J.; GAO, G. Y.; YAO, X. L.; ZHOU, J. Soil moisture and evapotranspiration of different land cover types in the Loess Plateau, China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 8, p. 2883–2892, 2012.

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The nature and properties of soils**. 15th edition ed. Pearson Education, 2017.

WELLS, W. G. The effects of fire on the generation of debris flows in Southern California. In: J. E. Costa; G. F. Wieczorek (Orgs.); **Debris flows/avalanches: process, recognition, and mitigation**. v. 7, p.105–114, 1987. GSA Reviews in Engineering Geology.

WHITE, D. A.; BALOCCHI-CONTRERAS, F.; SILBERSTEIN, R. P.; RAMÍREZ DE ARELLANO, P. The effect of wildfire on the structure and water balance of a high

conservation value Hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser.) forest in central Chile. **Forest Ecology and Management**, v. 472, 2020. Elsevier B.V.

WOODS, S. W.; BALFOUR, V. N. The effect of ash on runoff and erosion after a severe forest wildfire, Montana, USA. **International Journal of Wildland Fire**, v. 17, n. 5, p. 535–548, 2008.

ZAU, A. S. **Variação da cobertura vegetal e efeitos na hidrologia superficial: Maciço da Tijuca, RJ.**, 1994. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

APÊNDICE A – Resultados dos Ensaios de Hidrofobia na Floresta Degradada.¹⁰

					Tempo em Segundos										Tempo em Segundos									
Pontos Amostrais					Floresta Pré-Fogo Superfície (0 cm)					Floresta Pré-Fogo (5 cm)					Floresta Pré-Fogo (10 cm)									
p1	p2	p3	p4	p5	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600					
p6	p7	p8	p9	p10	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600					
p11	p12	p13	p14	p15	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600					
p16	p17	p18	p19	p20	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600					
p21	p22	p23	p24	p25	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600	>3600					
Pontos Amostrais					Floresta 2 dias Pós-Fogo (0 cm)					Floresta 2 dias Pós-Fogo (5 cm)					Floresta 2 dias Pós-Fogo (10 cm)									
p1	p2	p3	p4	p5	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	1380	>1800	840	240	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800					
p6	p7	p8	p9	p10	>1800	>1800	>1800	>1800	<5	>1800	>1800	>1800	840	840	>1800	>1800	780	<5	>1800					
p11	p12	p13	p14	p15	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	720	1440	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	<5	540					
p16	p17	p18	p19	p20	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	<5	<5	720	600	1020					
p21	p22	p23	p24	p25	1440	>1800	>1800	<5	<5	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	>1800	780	>1800					

¹⁰ Inicialmente, os ensaios foram realizados até 1 hora (3.600 segundos) mas em virtude da escassez de tempo, foi necessário diminuir o tempo total para 30 minutos.

Tempo em Segundos

Tempo em Segundos

Tempo em Segundos

Pontos Amostrais

Floresta 15 dias Pós-Fogo (0 cm)

Floresta 15 dias Pós-Fogo (5 cm)

Floresta 15 dias Pós-Fogo (10 cm)

p1	p2	p3	p4	p5
p6	p7	p8	p9	p10
p11	p12	p13	p14	p15
p16	p17	p18	p19	p20
p21	p22	p23	p24	p25

>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
1740	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
960	>1800	>1800	>1800	>1800

780	420	>1800	>1800	>1800
<5	600	660	>1800	>1800
600	660	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800

>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
<5	>1800	>1800	180	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800

Pontos Amostrais

Floresta 30 dias Pós-Fogo (0 cm)

Floresta 30 dias Pós-Fogo (5 cm)

Floresta 30 dias Pós-Fogo (10 cm)

p1	p2	p3	p4	p5
p6	p7	p8	p9	p10
p11	p12	p13	p14	p15
p16	p17	p18	p19	p20
p21	p22	p23	p24	p25

>1800	>1800	>1800	1500	120
>1800	>1800	>1800	>1800	60
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	480	480	>1800	1020
>1800	>1800	60	300	>1800

>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	1260	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	1740
>1800	1020	>1800	>1800	1020

<1	<1	60	>1800	>1800
60	540	360	>1800	>1800
720	600	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	>1800
>1800	>1800	>1800	>1800	1440

APÊNDICE B – Resultados dos Ensaios de Hidrofobia na Gramínea.

					Tempo em Segundos										Tempo em Segundos										Tempo em Segundos				
Pontos Amostrais					Gramínea Pré-Fogo Superfície (0 cm)					Gramínea Pré-Fogo (5 cm)					Gramínea Pré-Fogo (10 cm)														
p1	p2	p3	p4	p5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p6	p7	p8	p9	p10	<5	<5	<5	17	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p11	p12	p13	p14	p15	6	<5	<5	6	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p16	p17	p18	p19	p20	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p21	p22	p23	p24	p25	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
Pontos Amostrais					Gramínea 2 dias Pós-Fogo (0 cm)					Gramínea 2 dias Pós-Fogo (5 cm)					Gramínea 2 dias Pós-Fogo (10 cm)														
p1	p2	p3	p4	p5	<5	<5	<5	<5	12	<5	6	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p6	p7	p8	p9	p10	<5	<5	<5	180	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p11	p12	p13	p14	p15	<5	<5	<5	<5	6	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p16	p17	p18	p19	p20	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										
p21	p22	p23	p24	p25	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5										

Tempo em Segundos

Pontos Amostrais

p1	p2	p3	p4	p5
p6	p7	p8	p9	p10
p11	p12	p13	p14	p15
p16	p17	p18	p19	p20
p21	p22	p23	p24	p25

Gramínea 15 dias Pós-Fogo (0 cm)

<5	<5	12	20	<5
<5	<5	120	60	60
<5	<5	<5	<5	300
8	<5	<5	<5	9
<5	<5	<5	<5	<5

Tempo em Segundos

Gramínea 15 dias Pós-Fogo (5 cm)

<5	6	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5

Tempo em Segundos

Gramínea 15 dias Pós-Fogo (10 cm)

<5	6	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5

Pontos Amostrais

p1	p2	p3	p4	p5
p6	p7	p8	p9	p10
p11	p12	p13	p14	p15
p16	p17	p18	p19	p20
p21	p22	p23	p24	p25

Gramínea 30 dias Pós-Fogo (0 cm)

<5	6	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	6	<5
10	<5	10	10	<5

Gramínea 30 dias Pós-Fogo (5 cm)

<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5

Gramínea 30 dias Pós-Fogo (10 cm)

<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5
<5	<5	<5	<5	<5