



Universidade de Aveiro

2021

**Ana Karolina
Gonçalves Santos**

**Impacto da Aplicação de Resíduos Orgânicos
na Qualidade dos Solos de Áreas Florestais
Ardidas**



Universidade de Aveiro

2021

**Ana Karolina
Gonçalves Santos**

Impacto da Aplicação de Resíduos Orgânicos na Qualidade dos Solos de Áreas Florestais Ardidas

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e com coorientação das Doutoradas Dalila do Rosário Encarnação Serpa e Ana Isabel de Oliveira Machado, Ph.D, investigadoras do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Tese desenvolvida no âmbito do projeto LIFE REFOREST (LIFE17 ENV/ES/000248), coordenado pelo Centro Tecnológico CETIM e inserido no setor de Eficiência dos Recursos e cofinanciado pela União Europeia no âmbito do Programa LIFE.

o júri

Presidente

Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes

Professora auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Vogal
(orientadora)

Doutora Ana Isabel de Oliveira Machado

Bolseira de Pós-Doutoramento, Universidade de Aveiro

Arguente

Doutora Carla Sofia Santos Ferreira

Bolseira de Pós-Doutoramento da Universidade, Cernas - Escola Superior Agrária de Coimbra

agradecimentos

Antes de mais, agradeço a Deus.

Aos meus irmãos.

À Professora Paula, pela orientação e oportunidades dadas ao longo deste trabalho.

À Dalila e à Ana, minhas coorientadoras, pela incalculável partilha de conhecimentos e notável incentivo. Particularmente pelos longos dias laboratoriais com a Ana e pelas apertadas semanas de correções com a Dalila.

À Doutora Diana e à Dona Manuela, pela frequente ajuda no laboratório e, ainda, ao projeto FIREMIX (PTDC/BIA-ECO/29601/2017), pelo apoio às diversas análises laboratoriais. À Doutora Diana Vieira pela ajuda com o mapa dos solos. Aos colegas da equipa Earth Surface Processes team (ESP team) que ajudaram na instrumentação da experiência na área de estudo, e à Bruna Oliveira, pelo contributo no desenvolvimento do desenho experimental e pela orientação ao longo das simulações de chuva.

Deixo ainda uma palavra de agradecimento ao Doutor Jacob Keizer, como coordenador do projeto LIFE REFOREST, por ter permitido o desenvolvimento desta dissertação no âmbito do mesmo. O suporte do consórcio do projeto LIFE REFOREST, em particular à associação FORESTIS e à associação florestal do Baixo Vouga, pelo apoio logístico na experiência de campo.

Um agradecimento muito especial ao Linho e às Giras que estiveram comigo durante esses 5 anos em Aveiro, partilhando as lágrimas e os sonhos de uma estudante universitária.

Ao Bê.

palavras-chave

Incêndio florestal; fertilidade do solo; resíduos orgânicos; percolação

resumo

A rápida implementação de medidas de estabilização de emergência, como a aplicação de resíduos orgânicos, é crucial para a conservação dos ecossistemas florestais da região Mediterrânica, frequentemente assolados por incêndios. Neste estudo foi investigado o efeito de quatro tratamentos orgânicos: micotecnossolo (GT), *mulch* de resíduo de eucalipto (ML), sedimento dragado da Pateira de Fermentelos (PT) e um biofertilizante organomineral (BF), na qualidade de solos florestais ardidos. Foi considerada uma situação de ausência de tratamento, um controlo (CT), por forma a estudar a recuperação natural de um solo ardido.

Para além de avaliar a eficiência da aplicação dos tratamentos, o presente trabalho tinha também como objetivo estudar o efeito da percolação na fertilidade dos solos. Por essa razão, foram realizadas duas escalas de estudo: campo e laboratório. Em campo, foram introduzidos 25 tubos de PVC (de 30 cm de diâmetro e 20 cm de altura) no solo, 5 para cada tratamento, incluindo o CT, logo após o incêndio. Em laboratório, foram montadas colunas, de tubos de PVC, com amostras de solo da camada afetada por cinzas (SAC) e de solo mineral (SM) previamente recolhidas, reproduzindo o perfil de campo. A taxa de aplicação dos tratamentos sólidos (GT, ML e PT), de 260 g/m², foi definida com base em estudos anteriores, enquanto que a taxa de aplicação do tratamento líquido (BF) foi definida de acordo com as recomendações do fabricante (3 litros de biofertilizante, dividido em dois momentos de aplicação). Ambos os ensaios de campo e laboratório tiveram a duração de 7 meses. No final destes, o solo foi recolhido e separado nas mesmas camadas (SAC e SM) para análise de parâmetros físico-químicos. Quer nos solos iniciais, quer nos solos recolhidos após o final da experiência, os parâmetros analisados foram: pH, condutividade elétrica (CE), teor de humidade do solo, matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), azoto Kjeldahl (TKN), fósforo disponível (Pdisp), e Al, Fe, Mn, Ca, Mg e K disponíveis. Para compreender o impacto dos diferentes tratamentos na percolação dos nutrientes, foram realizadas simulações de chuva em laboratório, utilizando uma solução de água da chuva sintética (0.01M CaCl₂.2H₂O). O percolado foi analisado para os parâmetros: pH, CE, sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), azoto total (TN), nitratos (NO₃-N), fósforo total (TP), ortofosfatos (PO₄-P), Al, Fe, Mn, Ca, Mg e K.

De uma forma geral, todos os tratamentos tinham potencial para aumentar a fertilidade do solo ardido, principalmente na camada SAC. No entanto, o GT foi o tratamento mais eficiente com uma rápida mineralização da MO e aumento considerável de Pdisp, que é frequentemente o nutriente limitante em solos florestais. O tratamento BF também demonstrou um elevado potencial para aumentar a fertilidade do solo, contudo a elevada solubilidade dos seus constituintes, promove perdas por percolação, o que poderá aumentar o risco de contaminação das massas de água a jusante de áreas florestais ardidas.

keywords

Forest fire; soil fertility; organic wastes; percolation

abstract

The rapid implementation of emergency stabilization measures, like the application of organic residues, is crucial for the conservation of forest ecosystems in the Mediterranean region, often plagued by fires. This study investigates the effect of four organic treatments: mycotechnosol (GT), mulching with eucalyptus residues (ML), dredged sediments from Pateira de Fermentelos (PT) and an organomineral biofertilizer (BF) on the quality of burnt forest soils. In addition to the treatments, a control (CT), in which no treatment was applied, was also considered to study the natural evolution of burnt soils.

Aside from evaluating the efficiency of the organic treatments, the present work also aimed to study the impact of percolation on soil fertility. For this reason, two study scales were considered: field and laboratory. In the field, 25 PVC tubes (with a diameter of 30 cm and 20 cm height), 5 for each treatment and the CT, were inserted into the soils. In the laboratory, columns were assembled, made of PVC tubes, with samples from the soil layer affected by ash (SAC) and mineral soil (SM) previously collected, reproducing the field profile. The application rate of solid treatments (GT, ML and PT), 260 g/m², was defined based on previous studies, whereas the application rate of the liquid treatment (BF) (3 L divided by two application periods) was defined according to the recommendations of the manufacturer. Both the field and laboratory trials lasted for 7 months.

At the end of the field and laboratory experiments, soils samples separated in the same layers (SAC and SM) were collected for analysing different physicochemical parameters. Both the initial soils and those collected 7 months after treatment application were analysed for the following parameters: pH, electrical conductivity (EC), humidity, organic matter (OM), total organic carbon (TOC), total Kjeldahl nitrogen (TKN), available phosphorus (P_{disp}), and available Al, Fe, Mn, Ca, Mg and K. To understand the impact of different treatments on nutrients percolation, three rainfall simulations were performed in the laboratory conditions using an artificial rain (*i.e.* a 0.01M CaCl₂.2H₂O solution). The percolate was analysed for the following parameters: pH, EC, total suspended (TSS) and volatile solids (VSS), total nitrogen (TN), nitrates (NO₃-N), total phosphorus (TP), orthophosphates (PO₄-P), Al, Fe, Mn Ca, Mg and K.

Overall, all the treatments had the potential to increase the fertility of burnt soils, especially in the SAC layer.

Nonetheless, the GT was the most efficient treatment since it induced a fast mineralization of OM and a substantial increase in P availability, which is often a limiting nutrient in forest soils. The BF treatment also showed a high potential for increasing soil fertility, however the high solubility of its components, promotes losses by percolation, thereby increasing the risk of contamination to downstream water bodies.

ÍNDICE

Índice de Figuras.....	xv
Índice de Tabelas.....	xvii
Siglas e Acrónimos.....	xviii
Nomenclatura Química.....	xix
Capítulo 1 - Introdução.....	1
1.1. Enquadramento e motivação.....	1
1.1.1. Estrutura e Objetivos da Dissertação.....	4
1.2. Efeitos dos incêndios em solos florestais.....	4
1.2.1. Ciclo de nutrientes.....	6
1.2.1.1. Matéria orgânica e conteúdo em carbono.....	8
1.2.1.2. Macro e micronutrientes.....	9
1.3. Medidas de estabilização de emergência com Resíduos Orgânicos.....	11
Capítulo 2 -.....	16
Impacto da Aplicação de Resíduos Orgânicos na Qualidade do Solo de Áreas Florestais Ardidadas.....	16
2.1. Resumo.....	16
2.2. Introdução.....	17
2.3. Material e Métodos.....	18
2.3.1. Área de estudo.....	18
2.3.2. Tratamentos Orgânicos.....	19
2.3.3. Desenho Experimental.....	21
2.3.4. Recolha das amostras e análises laboratoriais.....	24
2.3.4.1. Amostragem.....	24
2.3.4.2. Análises laboratoriais dos solos.....	24
2.3.4.3. Análises laboratoriais dos tratamentos.....	27
2.3.4.4. Análise laboratoriais do percolado.....	27
2.3.5. Análises Estatísticas.....	27
2.4. Resultados.....	28
2.4.1. Caracterização dos tratamentos.....	28
2.4.2. Caracterização do solo inicial.....	29
2.4.3. experiência de campo.....	30
2.4.3.1. Matéria orgânica e Nutrientes no solo.....	30
2.4.3.2. Outras propriedades físico-químicas do solo.....	33

2.4.3.2.1. Metais e catiões de troca.....	33
2.4.3.2.2. pH, Condutividade Elétrica e Humidade do solo.....	35
2.4.4. Experiência de laboratório.....	36
2.4.4.1. Solo.....	36
2.4.4.1.1. Matéria orgânica e nutrientes no solo.....	36
2.4.2.1.2. Outras propriedades físico-químicas do solo.....	40
2.4.2.1.2.1. Metais e Catiões de troca.....	40
2.4.2.1.2.2. pH, Condutividade Elétrica e Humidade do solo.....	41
2.4.4.2. Percolado.....	42
2.4.4.2.1. Matéria orgânica e nutrientes.....	42
2.4.4.2.2. Metais e catiões de troca.....	45
2.4.4.2.3. pH, Condutividade elétrica e sólidos suspensos totais.....	47
2.4.5. Comparação da eficiência dos tratamentos orgânicos em campo e em laboratório.....	49
2.5. Discussão.....	51
2.6. Conclusões.....	56
Capítulo 3 - Conclusões finais e sugestões futuras.....	58
Referências Bibliográficas.....	60
Apêndice A.....	A.1
Apêndice B.....	A.2
Apêndice C.....	A.3
Apêndice D.....	A.4
Apêndice E.....	A.5

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.: Frequência de incêndios em Portugal no período 1990-2018. Fonte: ICNF, 2019.	2
Figura 2.: Área ardida e número de incêndios registados em Portugal nos últimos anos. Fonte: ICNF, 2019.	2
Figura 3.: a) Micotecnossolo a ser inserido no interior de redes biodegradáveis. b) Parcela de estudo LIFE REFOREST num eucaliptal com redes biodegradáveis, Albergaria-a-Velha. Fotos: LIFE REFOREST.	3
Figura 4.: Esquema representativo das camadas orgânicas do horizonte O (horizonte L, F e H) e início da camada mineral (horizonte A) do solo. Fonte: Neary et al., 2005.	5
Figura 5.: Diagrama conceitual do ciclo de nutrientes em ecossistemas florestais. Fonte: Adaptado de (Johnson & Turner, 2019).	7
Figura 6.: Medidas de estabilização de emergência aplicada após evento de incêndio florestal. a) Esquema por WOCAT., b) Robichaud et al., 2010, e c) foto por Prats.	12
Figura 7.: Albergaria-a-Velha: zona afetada pelo fogo de média severidade (amarelo) e local da área de estudo. Fonte: (EFFIS, 2020).	19
Figura 8.: Tratamentos orgânicos aplicados: a) Micotecnossolo (GT); b) Mulch de resíduos de eucalipto (ML); c) Sedimento da Pateira de Fermentelos (PT); d) Biofertilizante químico (BF); e e) Controlo, sem tratamento (CT).	20
Figura 9.: Colares penetrados no solo do campo da área de estudo.	22
Figura 10.: À esquerda: Montagem da coluna de PVC em laboratório para ensaio de percolação. À direita: Esquema ilustrativo do ensaio em colunas.	23
Figura 11.: Em cima: padrões para a reta de calibração para a determinação do Pdisp. Em baixo: amostras de SM (à esquerda) e SAC (à direita) para determinação do Pdisp a partir do Método do Áscido Ascórbico.	26
Figura 12.: Teor (média \pm desvio-padrão) de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), azoto Kjeldahl (TKN) e fósforo disponível (Pdisp) nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.	32
Figura 13.: Razões C/N e N/P nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.	33
Figura 14.: Teor (média \pm desvio-padrão) de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), azoto Kjeldahl (TKN) e fósforo disponível (Pdisp) nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.	38
Figura 15.: Razões C/P e N/P nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.	39
Figura 16.: Valores médios (\pm desvio padrão) da matéria orgânica (MO) no percolado recolhido nas três simulações de chuva.	43
Figura 17.: Valores médios (\pm desvio padrão) de azoto total (TN) e nitratos (NO₃-N) no percolados recolhido nas três simulações de chuva.	43

Figura 18.: Valores médios (\pm desvio padrão) de fósforo total (TP) e fosfatos ($\text{PO}_4\text{-P}$) no percolado recolhido nas três simulações de chuva.....	45
Figura 19.: Valores (\pm desvio padrão) dos metais de troca: a) alumínio (Al), b) ferro (Fe) e c) manganês (Mn), no percolado recolhido nas três simulações de chuva.	46
Figura 20.: Valores (\pm desvio padrão) dos catiões de troca a) cálcio (Ca), b) potássio (K) e c) magnésio (Mg) no percolado recolhido nas três simulações de chuva.	47
Figura 21.: Percentagem de carbono orgânico total (TOC) na camada de solo afetado por cinzas (SAC) e na camada de solo mineral (SM) no final das experiências de campo e de laboratório.....	49
Figura 22.: Percentagem de azoto de Kjeldahl (TKN), fósforo disponível (Pdisp), e metais (Fe, Al, Mn) e catiões (Ca, Mg, K) de troca na camada de solo afetado por cinzas (SAC) e na camada de solo mineral (SM) no final das experiências de campo e laboratório.	51

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.: Temperatura de volatilização: temperatura para alterar a composição de alguns nutrientes do solo. Fonte: Adaptado de (Neary et al., 2005; Scharenbroch et al., 2012).....	8
Tabela 2.: Composição e momento de aplicação das duas misturas com diferentes produtos Ergofert.	21
Tabela 3.: Volume de chuva aplicado em cada ensaio de precipitação por coluna de tratamento do laboratório.....	24
Tabela 4.: Métodos de análise para a determinação das concentrações dos nutrientes.	26
Tabela 5.: Características físico-químicas (valores médios \pm desvio padrão) dos diferentes tratamentos: micotecnosolo (GT), mulch de eucalipto (ML) e sedimento dragado da Pateira de Fermentelos (PT).	28
Tabela 6.: Características químicas: pH, matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC) e azoto Kjeldahl (TKN), do biofertilizante (BF).	29
Tabela 7.: Características químicas (média \pm desvio padrão) do solo inicial da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM).	30
Tabela 8.: Teor (média \pm desvio padrão) de metais e catiões nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.	34
Tabela 9.: pH, condutividade elétrica (CE) e teor de humidade nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.	35
Tabela 10.: Teor (média \pm desvio padrão) de metais e catiões nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.	40
Tabela 11.: pH, condutividade elétrica (CE) e teor de humidade nas camadas de solo afetado por cinzas (SAC) e mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.	41
Tabela 12.: Volume médio de percolado recolhido após as simulações de chuva.	42
Tabela 13.: Valores médios (\pm desvio padrão) de pH, condutividade elétrica (CE) e sólidos suspensos totais (SST) no percolado recolhido nas três simulações de chuva.	48

SIGLAS E ABREVIATURAS

BF	Biofertilizante organomineral químico
CE	Condutividade Elétrica
CT	Controlo
EAA	Espectrofotometria de Absorção Atómica
EEC	Espectrofotometria de Emissão de Chama
GT	Micotecnossolo contido em Geotubos
ML	Mulch de resíduos de eucalipto
MO	Matéria orgânica
Pdisp	Fósforo Disponível à vegetação
PT	Sedimento dragado da Pateira de Fermentelos
RO	Resíduos Orgânicos
SAC	Solo superficial Afetado por Cinzas
SM	Solo Mineral
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TKN	Azoto de Kjeldahl Total
TN	Azoto Total
TOC	Carbono Orgânico Total
TP	Fósforo Total

NOMENCLATURA QUÍMICA

Al	Alumínio
C	Carbono
Ca	Cálcio
Fe	Ferro
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
N	Azoto
NO ₃ -N	Nitrato
P	Fósforo
PO ₄ -P	Ortofosfato

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

Neste capítulo será apresentado o enquadramento do tema e os objetivos e estrutura da presente dissertação. De seguida é apresentado os efeitos dos incêndios nas florestas, salientando as alterações no ciclo de nutrientes do solo. Como resposta a esses efeitos, são relatados estudos com resultados relevantes, no que se refere à aplicação de medidas de estabilização de emergência com recurso à resíduos orgânicos (RO) na melhoria da qualidade do solo. Esses estudos apoiam e evidenciam a significância dos objetivos explorados neste trabalho.

1.1. ENQUADRAMENTO E MOTIVAÇÃO

Os países do sul da Europa lidam desde há muito tempo com os incêndios florestais, que são as principais ameaças das florestas dessa região (Certini et al., 2011; Gonçalves & Sousa, 2017). A tendência para um aumento da temperatura e diminuição da precipitação nestas regiões, devido às alterações climáticas, terão influência imediata no regime dos incêndios florestais em termos de frequência, intensidade e severidade, levando a efeitos significativos nos ecossistemas (Bento-Gonçalves et al., 2012b; IPCC, 2018).

Para além do perfil climático, as mudanças demográficas de uso do solo contribuem para a ocorrência de incêndios florestais na Europa Mediterrânica, resultando em elevadas perdas económicas e ambientais (Bento-Gonçalves et al., 2012b; Schumann et al., 2020). A falta de planeamento urbano tem sido responsável pela expansão ilegal de população nas fronteiras de áreas florestais propensas a incêndios (Pastor et al., 2019; Pausas et al., 2008). Em paralelo, o forte despovoamento do interior leva ao abandono de campos e atividades agrícolas tradicionais, reduzindo a limpeza destas áreas e acumulando combustível sobre o solo florestal (Tedim et al., 2015; Zavala et al., 2014). A presença de monoculturas de espécies inflamáveis e com rápido crescimento para fins económicos, como é o eucalipto, aliada à diminuição da rentabilidade das atividades florestais e à gestão ineficiente de hectares de plantações, potenciam uma paisagem menos resiliente ao fogo (WWF Espanha e ANP Portugal, 2018). Esses fatores tornam o Plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios ainda mais relevante, já que nele estão definidas as responsabilidades dos diferentes agentes sob a perspetiva da prevenção e proteção da floresta contra incêndio (Diário da República, 2006).

A nível europeu, nos últimos 20 anos, tem-se verificado uma redução das áreas ardidas e do número de incêndios registados. No entanto, Portugal, particularmente, detém os maiores números para ambos os parâmetros (San-Miguel-Ayanz et al., 2019; Schumann et al., 2020). Em Portugal, a ocorrência de incêndios é o problema ambiental que mais contribui para a degradação do solo florestal, principalmente nas regiões norte e centro,

onde são registados os maiores números de ignições e de área ardida (Figura 1; ICNF, 2019; Thomas et al., 2000; Vieira & Bento-Gonçalves, 2015).

Apesar de Portugal ter sido o país sul europeu com a maior área ardida em 2018 (Comissão Europeia, 2019), este ano -2018- registou um dos totais mais baixos no país desde 2009 (Figura 2). No verão de 2017, Portugal registou incêndios catastróficos que se traduziram na queima superior a 500 000 hectares de área e na perda de vidas humanas (ICNF, 2019; Pastor et al., 2019).

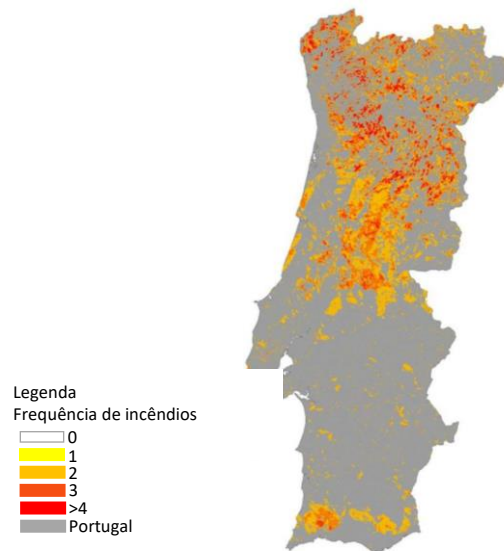


Figura 1.: Frequência de incêndios em Portugal no período 1990-2018. Fonte: ICNF, 2019.

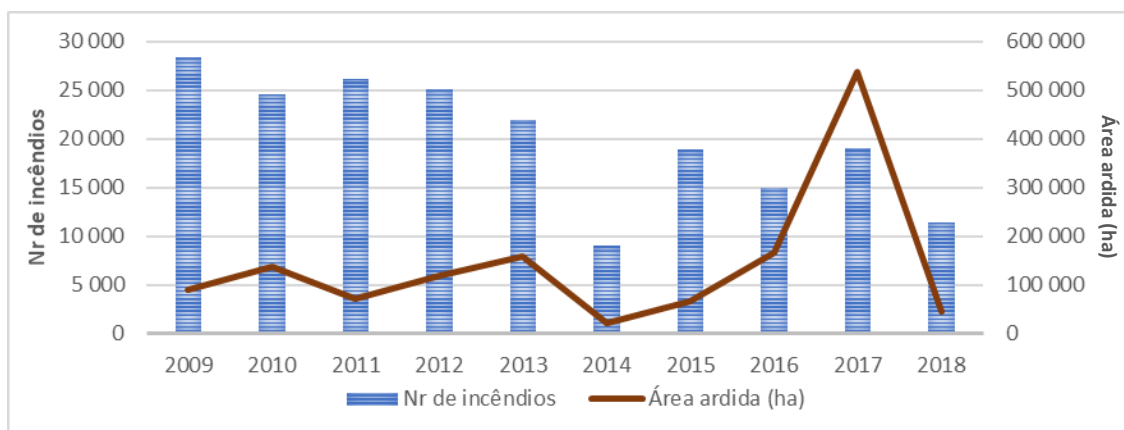


Figura 2.: Área ardida e número de incêndios registados em Portugal nos últimos anos. Fonte: ICNF, 2019.

Em Portugal, a Presidência do Conselho de Ministros publicou o Plano Nacional de Defesa da Floresta contra Incêndios (PNDFCI), na Resolução do conselho de Ministros n.º 65/2006 (Diário da República, 2006), sendo um dos seus eixos de atuação a recuperação e reabilitação dos ecossistemas, uma vez que como resultado dos incêndios, milhares de hectares de solo são degradados.

Como resultado dos incêndios, milhares de hectares de solo são degradados. A preocupação na melhoria da qualidade dos solos foi responsável pelo surgimento do projeto *IBERLIM* (Thomas et al., 2000), sendo um dos primeiros estudos sobre a importância da reflorestação e utilização de tratamentos de estabilização do solo, após incêndio, em Portugal.

Em 2018 surge o projeto LIFE REFOREST LIFE17 ENV/ES/000248, projeto no qual a presente dissertação está inserida.

O principal objetivo do LIFE REFOREST é mitigar a perda de solo associada a eventos de precipitação de chuva após incêndio em áreas florestais. Para isso, pretende-se validar um tratamento inovador baseado em *micotoxosferas*¹ (*LIFE REFOREST: Recovering Ecosystems*, 2018), e comparar a sua eficiência com a prática convencional de *mulching*², à base de resíduos de eucalipto. Uma vez que o projeto também visa acelerar o desenvolvimento da vegetação, o micotecossolo é constituído por lamas orgânicas inoculadas com fungos e misturadas com palha e sementes de herbáceas. Estes componentes estão contidos numa rede biodegradável em forma de tubo (Figura 3). O objetivo da aplicação dos geotubos é a diminuição da erosão e a rápida recuperação da vegetação em áreas ardidas, minimizando a poluição de cursos de água a jusante. Simultaneamente, são valorizados RO e subprodutos, contribuindo para uma economia circular e reduzindo as emissões de gases com efeito de estufa, associadas à sua gestão.

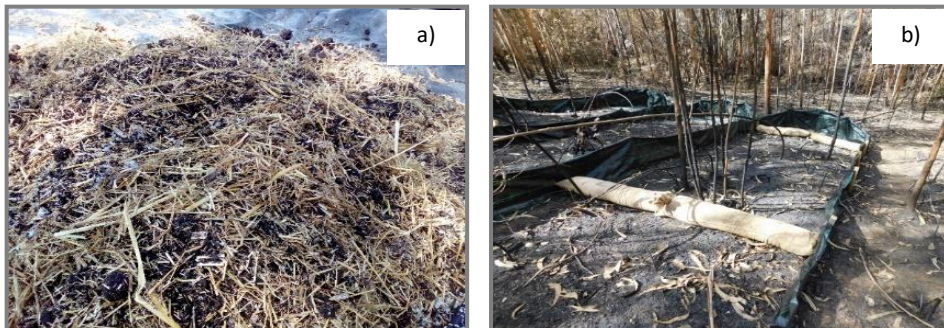


Figura 3.: a) Micotecossolo a ser inserido no interior de redes biodegradáveis. b) Parcela de estudo LIFE REFOREST num eucaliptal com redes biodegradáveis, Albergaria-a-Velha. Fotos: LIFE REFOREST.

¹ Ecosistema composto por resíduos orgânicos inoculados com espécies de fungos e sementes. Esse material é denominado micotecossolo.

² Na técnica de *mulching*, um material orgânico (*mulch*) é espalhado sobre a superfície do solo para melhoria das suas características físico-químicas e biológicas, dentre as quais a taxa de infiltração do solo, sua estrutura e conteúdo em nutrientes (P. R. Robichaud et al., 2010).

1.1.1. ESTRUTURA E OBJETIVOS DA DISSERTAÇÃO

Sendo desenvolvido no âmbito do projeto LIFE REFOREST, este trabalho pretendeu avaliar os efeitos da aplicação de diferentes tratamentos orgânicos na qualidade do solo de áreas florestais ardidas. Para tal, estabeleceram-se os seguintes objetivos específicos:

- Seleção e caracterização de diferentes tratamentos orgânicos com potencial para aumentar a fertilidade do solo após incêndio;
- Estudar os efeitos de diferentes tratamentos orgânicos nos conteúdos em matéria orgânica (MO), macro e micronutrientes da camada de solo afetada por cinzas (SAC) e da camada de solo mineral (SM), em condições de campo e laboratoriais;
- Estudar o efeito da percolação da água da chuva na fertilidade do solo após fogo, através de ensaios laboratoriais em colunas;
- Identificar o(s) tratamento(s) com maior potencial de minimização da perda da fertilidade do solo em áreas ardidas.

Definidos os objetivos, a presente dissertação está dividida em 3 capítulos.

O primeiro capítulo apresenta o enquadramento geral e os objetivos deste trabalho. É referido o efeito do incêndio florestal na reserva de nutrientes do solo, e o uso de resíduos orgânicos como medidas de estabilização de emergência.

O segundo capítulo é redigido em formato de artigo científico, apresentando a descrição geral da área de estudo e a metodologia adotada. São discutidos os resultados obtidos e apresentadas as principais conclusões.

O terceiro e último capítulo finaliza este trabalho com conclusões gerais, sendo complementada por sugestões para trabalhos futuros, com o propósito de atenuar os impactos dos incêndios nos solos florestais.

1.2. EFEITOS DOS INCÊNDIOS EM SOLOS FLORESTAIS

Os incêndios florestais causam alterações físico-químicas a nível dos solos, cuja magnitude depende, entre outros, da intensidade do incêndio, da disponibilidade de material combustível, da vegetação existente e da profundidade de solo atingida pelo calor (Neary et al., 2005; Pausas et al., 2008; Thomas et al., 2000; Zavala et al., 2014).

A consequência mais imediata após o incêndio é a perda total ou parcial da cobertura vegetal da camada superior, que confere proteção ao solo face aos fenómenos de erosão. Essa camada é designada como Horizonte Orgânico (O), que é constituído pelos Horizontes L, F e H, conforme se apresenta esquematizado na Figura 4. É no Horizonte

O que está presente o material orgânico em vários estágios de decomposição, consistindo numa importante cobertura protetora e de armazenamento de nutrientes, que simultaneamente regula a temperatura do solo e fornece habitat para a biota (Neary et al., 2005; Neary et al., 1999). Sob o Horizonte O, situa-se o Horizonte A, correspondente ao início da camada mineral. Essa camada contém alguma matéria orgânica (MO) decomposta e estabilizada (húmus), que permite selar as partículas minerais do solo. Deste modo, são estabelecidas ligações entre os agregados do solo, contribuindo para a sua estrutura (Figura 4; Neary et al., 2005).

Durante um incêndio, a destruição da estrutura do solo, descrita por Neary *et al.* (2005), tem início com a queima da MO, levando à menor estabilidade dos agregados (Caon et al., 2014) e fazendo com que o solo entre em colapso, reduzindo a porosidade e a circulação de ar e água (Neary et al., 2005).

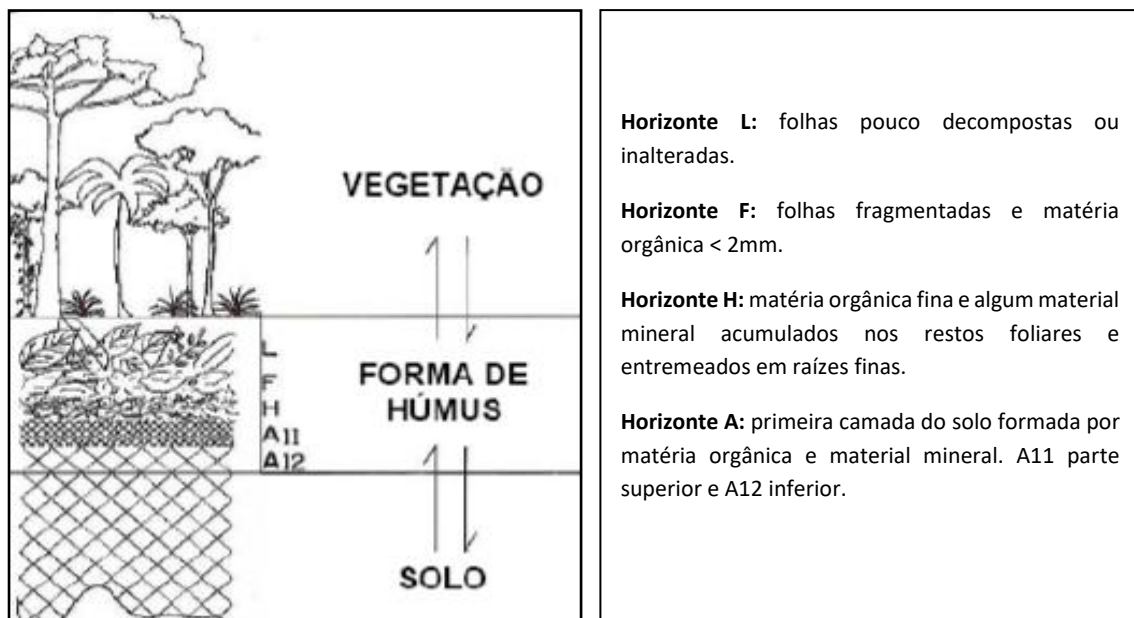


Figura 4.: Esquema representativo das camadas orgânicas do horizonte O (horizonte L, F e H) e início da camada mineral (horizonte A) do solo. Fonte: Neary *et al.*, 2005.

Após os verões quentes da região do Mediterrâneo, segue-se a época das chuvas (Cheyette, 2014). Tendo ocorrido incêndios florestais, o resultado é traduzido no elevado escoamento superficial, responsável pela erosão do solo e perda dos nutrientes, como demonstrado por (Ferreira et al., 2016a; Ferreira et al., 2016b; Gonçalves & Sousa, 2017; Hosseini et al., 2017; Machado et al., 2015; Serpa et al., 2020).

No pós incêndio, a resposta hidrológica e geomorfológica é influenciada em conformidade com os padrões de precipitação dos meses seguintes (Shakesby & Doerr, 2006). O aumento da camada hidrofóbica do solo em incêndios que desenvolvem temperaturas até 350°C (temperatura na qual há reversão e destruição das substâncias hidrofóbicas), a redução da cobertura vegetal e a subsequente redução da taxa de

evapotranspiração comprometem a taxa de infiltração e reduzem a capacidade de retenção de água, contribuindo para o aumento do escoamento superficial (DeBano, 2003; Neary et al., 2005; Pereira et al., 2018). Como consequência, o escoamento pode originar pequenos canais, intensificando a perda de sedimentos (DeBano, 2003). Muitos desses sedimentos são transportados para os cursos de água a jusante da área ardidada, levando ao seu assoreamento, alterando o seu caudal e contaminando os cursos de água com nutrientes (Observatório Técnico Independente et al., 2019). Essas ocorrências facilitam eventos adversos tais como cheias, eutrofização e erosão fluvial.

Dados os efeitos dos incêndios em solos florestais, a Comissão das Comunidades Europeias (2006) apresentou uma Estratégica Temática de Proteção do Solo aos Estados-Membros, prevenindo e reabilitando os solos, dada a sua constante degradação, redução da fertilidade e alteração do ciclo dos nutrientes. De modo a alcançar estes objetivos, a Estratégica exige que os Estados-Membros identifiquem zonas de risco (*i.e.* risco de erosão, de diminuição da matéria orgânica, de salinização e de compactação) através de sistemas de monitorização. Uma vez identificadas, são estabelecidas metas para essas zonas de risco, para que, posteriormente, se adotem programas e medidas para atingir tais metas.

Como resultados esperados, a avaliação de impacto, com base nas diretrizes da Comissão, indicou que a degradação do solo custará até 38 mil milhões de euros por ano. Contudo, os custos associados através das obrigações impostas pela Estratégica indicam um custo bastante inferior, de até 290 milhões de euros por ano para a União Europeia. Para além disso, os benefícios da aplicação da Estratégica têm tendência a aumentar já que o melhor conhecimento da dimensão e localização das ameaças do solo permite a adoção de medidas mais específicas e eficientes na intervenção para a melhoria deste (Comissão das Comunidades Europeias, 2006).

1.2.1. CICLO DE NUTRIENTES

Um solo fértil fornece nutrientes em quantidades adequadas à sobrevivência e ao desenvolvimento da flora a partir das reservas contidas nas suas frações minerais e orgânicas (Cunha, 2007).

Uma vez que as plantas absorvem os nutrientes na sua forma mineral, a quantidade disponível para assimilação será limitada conforme a presença destes no solo (Machado, 2011). A conversão de um elemento de uma forma orgânica para um estado inorgânico/mineral, disponível para a nutrição da vegetação, é denominado por mineralização (Neary et al., 2005). O reverso, ou seja, a transformação de forma inorgânica/mineral para a forma orgânica, é a imobilização (Santos et al., 2015).

O ciclo de nutrientes da floresta engloba três componentes principais: o ciclo geoquímico, o ciclo bioquímico e o ciclo biogeoquímico (Figura 5; Johnson & Turner,

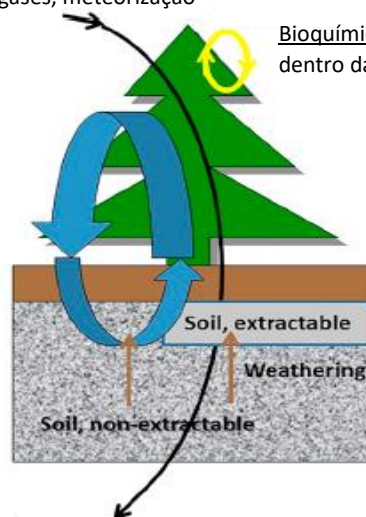
2019). No ciclo biogeoquímico, consideram-se as interações solo-planta, de forma que as entradas e saídas de nutrientes têm três origens, conforme se esquematiza na Figura 5:

- A componente geológica, através da meteorização geoquímica das rochas, de minerais existentes nas camadas do solo e de fontes de nutrientes disponíveis.
- A componente atmosférica, através do transporte de gases e de material particulado pelo vento, ou pelos nutrientes dissolvidos nas chuvas (deposição húmida).
- E pela componente biológica, caracterizada pelos materiais biológicos, como a decomposição de animais, a queda de folhas e ramos (deposição seca), ou por fertilizantes aplicados no solo (Johnson & Turner, 2019).

Geoquímico: Entrada de nutrientes no ecossistema: Precipitação, deposição seca, gases, meteorização da rocha original.

Bioquímico: Translocação interna dos nutrientes dentro da planta.

Biogeoquímico: Captura dos nutrientes por plantas, meteorização da rocha, queda de folhas e fezes de animais, e atividade nas raízes.



Geoquímico: Saída de nutrientes no ecossistema: Lixiviação/ percolação, erosão, perdas gasosas.

Figura 5.: Diagrama conceitual do ciclo de nutrientes em ecossistemas florestais. Fonte: Adaptado de (Johnson & Turner, 2019).

Na ocorrência de incêndios, o conteúdo de nutrientes na sua forma disponível aumenta, principalmente no Horizonte O, devido à deposição de cinzas e à mineralização dos nutrientes. Esse aumento faz com que as camadas superiores do solo detenham as maiores quantidades de macronutrientes essenciais para as plantas, como o carbono (C), azoto (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (Caon et al., 2014; Duguay et al., 2007; Neary et al., 2005; Santos et al., 2015; Serpa et al., 2020). A quantidade desses nutrientes depende principalmente do tipo de combustível, do tipo de solo e das temperaturas atingidas durante a queima (Tabela 1; Caon et al., 2014; Neary et al., 2005; Scharenbroch et al., 2012). Nos incêndios a altas temperaturas, o

ciclo de nutrientes é alterado, sendo parte dos nutrientes volatilizados³ e perdidos na forma gasosa (Tabela 1) (Caon et al., 2014; Neary et al., 2005).

Tabela 1.: Temperatura de volatilização: temperatura para alterar a composição de alguns nutrientes do solo. Fonte: Adaptado de (Neary et al., 2005; Scharenbroch et al., 2012).

Característica do solo	Temperatura de volatilização [°C]	Fonte
Matéria Orgânica	100	Neary et al., 2005
Azoto	200	White et al., 1973; Weast, 1988
Fósforo e Potássio	774	Raison et al., 1985; Weast, 1988
Sódio	880	Weast, 1988
Magnésio	1 107	Weast, 1988; Debono, 1991
Cálcio	1 240	Weast, 1988
	1 484	Raison et al., 1985

No caso do ciclo do azoto, as quantidades de N disponível, sob a forma de ião amoníaco e a soma de nitritos e nitratos ($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$), tendem a aumentar nas camadas de solo, principalmente no Horizonte O. A mineralização da MO transforma a forma orgânica do azoto no ião amoníaco. Os microrganismos autotróficos irão potenciar a nitrificação, oxidando o ião amoníaco em ião nitrito ($\text{NO}_2\text{-N}$) e, posteriormente, em ião nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$). O processo reverso, de redução do $\text{NO}_3\text{-N}$ em N_2 e N_2O , é denominado desnitrificação (Neary et al., 2005). A desnitrificação pode ser biológica, tendo em conta a ação de microrganismos anaeróbios; ou química, pela reação entre a MO do solo e o ião nitrito. Esta última é intensificada em solos ácidos, de pH menor que 5 (Santos et al., 2015).

Com a destruição da MO, a perda de grupos OH^- dos minerais argilosos, a formação de óxidos e a libertação de catiões básicos fazem com que o pH da camada do solo afetada pelas cinzas aumente (Bodí et al., 2014; Duguay et al., 2007; Observatório Técnico Independente et al., 2019; Zavala et al., 2014).

1.2.1.1. MATÉRIA ORGÂNICA E CONTEÚDO EM CARBONO

A MO do solo provém principalmente de tecidos vegetais. Através da mineralização, os compostos dos resíduos transformam-se em produtos mais simples devido à atividade microbiológica. Como resultado ocorre a humificação, ou seja, a formação de compostos húmicos (Fernandes, 2016).

A MO é responsável pelo bom funcionamento dos ciclos dos nutrientes, tem efeito tampão, moderando as variações de pH, e ainda possibilita a capacidade de trocas

³ Volatilização é a passagem de uma substância química do estado líquido ou sólido ao estado de gás ou vapor.

catiônicas. Em solos ácidos, a MO forma quelatos com cádmio, cobre, zinco e alumínio, contribuindo para o aumento da retenção de metais nocivos e a redução da toxicidade destes (Fernandes, 2016; Fernandes, 2009).

Durante o incêndio, a destruição da MO e a remoção de boa parte do Horizonte O gera cinzas, cuja composição é rica em C. A elevada concentração de carbono deve-se sobretudo à combustão incompleta, que resulta em material orgânico pirogénico abundante em C (Bodí et al., 2014; Certini et al., 2011). Contudo, após o incêndio, esse conteúdo de C orgânico do solo tende a diminuir devido à mineralização do C da matéria orgânica, seguida pela volatilização e remoção de cinzas pelos agentes erosivos externos (Certini et al., 2011; Neary et al., 2005; Zavala et al., 2014). A mineralização da MO do solo leva ao aumento da condutividade elétrica (CE), pelo elevado conteúdo de solutos inorgânicos dissolvidos (Observatório Técnico Independente et al., 2019; Rabello, 2009). A longo prazo, o teor de C pode aumentar, devido à incorporação das cinzas não mobilizadas, no solo, e à recuperação da vegetação (Caon et al., 2014).

1.2.1.2. MACRO E MICRONUTRIENTES

Os macronutrientes C, N, P, K, Ca e Mg são os elementos necessários em maiores quantidades para a fertilização do solo e da vegetação. Os restantes elementos necessários em menores quantidades, quando comparados aos macronutrientes, são designados como micronutrientes.

▪ **Macronutrientes:**

O azoto é um nutriente limitante em ecossistemas florestais. Como é o único nutriente não fornecido ao solo pela meteorização química das rochas, o azoto total (TN) é maioritariamente orgânico, fazendo com que as suas perdas estejam relacionadas com a destruição da MO (Francos et al., 2018; Caon et al., 2014; Neary et al., 2005).

Apesar do teor de TN aumentar imediatamente após o incêndio dada à sua presença no leito de cinzas (Francos et al., 2018), este é facilmente volatilizado a temperaturas relativamente baixas (Tabela 1). Em incêndios de baixa severidade em florestas de eucalipto, a volatilização pode remover até 75% do TN (Bodí et al., 2014; Caon et al., 2014; Neary et al., 2005).

As cinzas ricas com N disponível e incorporadas no solo possibilitam que plantas fixadoras de azoto capturem esse nutriente através do sistema radicular (Machado, 2011). Isso possibilita a recuperação das perdas e garante a sustentabilidade das florestas (Bodí et al., 2014; Neary et al., 2005; Shakesby et al., 2015; Zavala et al., 2014).

A seguir ao azoto, o fósforo na forma disponível (P_{disp}) para as plantas é o segundo nutriente mais limitante no solo (Caon et al., 2014; Neary et al., 2005). A abundância de fósforo em solos previamente cultivados, e após incêndio, é entendida como resultado

da fertilização e da alta temperatura de volatilização (Tabela 1; Caon et al., 2014; Duguy et al., 2007). Neary *et al.* (2005) refere que incêndios de alta severidade causam a perda de fósforo total (TP) em até 60%.

Pelo facto do fósforo ser um elemento muito estável e com temperatura de volatilização elevada (Tabela 1), o P_{disp} para as plantas é resultado da combustão e mineralização da MO do solo superficial (Caon et al., 2014; Ferreira et al., 2016a; Neary et al., 1999, 2005).

A forma disponível do P depende do pH do solo. Quando o pH é inferior a 7.2, predomina o ortofosfato H₂PO₄-P, caso contrário predomina o HPO₄-P, sendo a primeira forma absorvida pelas plantas mais rapidamente (Fernandes, 2009; Santos et al., 2015). Em áreas de florestas de eucalipto ardidas com maior intensidade, as concentrações de P_{disp} aumentam, enquanto que o P orgânico diminui (Caon et al., 2014; Neary et al., 2005). Em média, as perdas de ortofosfatos (PO₄-P) por erosão e escoamento superficial representam uma fração considerável das exportações de TP (Ferreira et al., 2016a).

O P encontra-se em maior quantidade no solo mineral, sob a forma de apatites. Na presença de solos calcários, o fósforo é imobilizado em meio alcalino, formando compostos insolúveis com iões de Ca²⁺, por adsorção. Este fosfato de cálcio é indisponível para a assimilação pelas plantas (Caon et al., 2014; Neary et al., 1999, 2005). Na maioria dos solos ácidos portugueses, o P encontra-se indisponível, formando compostos insolúveis com os iões Al, Mg e Fe (Fernandes, 2009; Neary et al., 2005).

Relativamente aos nutrientes Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺ e K⁺, a sua abundância nas cinzas depende da vegetação ardida e do ecossistema afetado. A solubilidade destes catiões é favorecida pelo aumento do pH (Bodí et al., 2014; Campos et al., 2016; Francos et al., 2018).

Apesar da elevada temperatura de volatilização do Mg (Tabela 1), grande parte da quantidade de Mg presente no solo está indisponível para as plantas, sendo a sua forma mineral libertada lentamente (Mikkelsen, 2010). Quando associado a outros catiões presentes na solução do solo⁴, o Mg adsorvido no solo pode ser capturado e convertido na forma disponível. O catião K⁺, importante nas reações com Mg, está na sua forma disponível para as plantas, uma vez que se encontra solúvel na solução do solo através dos pontos de troca catiónica (Ribeiro, 2013). Devido a elevada solubilidade, esse nutriente está fortemente sujeito à lixiviação, dependendo sobretudo da quantidade de água que percola no solo. Sua perda é atenuada com a neutralização do solo (Ribeiro, 2013).

Como os catiões não são facilmente volatilizados, geralmente permanecem na forma disponível, estando presentes em quantidades elevadas na camada de cinzas (Tabela 1; Neary et al., 2005). A MO não destruída e a elevada quantidade de catiões na camada superficial do solo induzem à elevada capacidade de troca catiónica entre os catiões

⁴ Entende-se por solução do solo a fase aquosa que preenche os espaços vazios e poros da matriz do solo.

presentes em solução e os cátions adsorvidos na superfície do material orgânico (Neary et al., 2005). Essas trocas permitem o armazenamento de cátions solúveis encontrados no solo, e a adsorção destes impede que sejam perdidos por lixiviação. No entanto, a perda da capacidade de troca catiónica, como resultado da MO do solo destruída pelo fogo, foi relatada por vários autores (Neary et al., 2005; Zavala et al., 2014).

- **Micronutrientes**

Dentre os micronutrientes para a nutrição do solo e da flora estão incluídos os metais. As cinzas produzidas por incêndios são enriquecidas por metais vestigiais devido à volatilização da MO. De facto, estudos revelaram um aumento nos níveis de Hg, Cd e Ni em solos de eucalipto, imediatamente após um incêndio florestal (Campos et al., 2015, 2016). Em virtude da elevada toxicidade, contaminantes como Hg, Cd, Ni e Pb estão na lista europeia de substâncias prioritárias no solo, Diretiva 2008/105/CE, relativa a normas de qualidade ambiental no domínio da política da água.

A altas temperaturas, minerais como hidróxidos de Fe e de Al podem recristalizar (Observatório Técnico Independente et al., 2019). A incorporação da camada de cinzas no Horizonte O subjacente e a lixiviação, contribui para o aumento da concentração destes complexos no solo e para a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (Campos et al., 2016).

1.3. MEDIDAS DE ESTABILIZAÇÃO DE EMERGÊNCIA COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

A camada de cinzas resultante dos incêndios florestais, para além de rica em nutrientes assimiláveis pelas plantas, fornece, temporariamente, uma camada de proteção à superfície do solo. Todavia, em climas do mediterrâneo com influência atlântica, como é o caso de Portugal, a perda de cinzas pelos agentes erosivos e pela maior exposição do solo acarreta um maior desequilíbrio no ecossistema, uma vez que estes solos montanhosos são normalmente pouco desenvolvidos, e pobres em nutrientes e em MO (Cellier et al., 2012; Pereira et al., 2018; Vieira & Bento-Gonçalves, 2015; Zavala et al., 2014).

No clima acima mencionado, a erosão da camada superior do solo, onde se localizam os únicos nutrientes existentes na maioria dos solos portugueses, geralmente acontece nos primeiros 4-6 meses após o incêndio (Bento-Gonçalves et al., 2012a; Gonçalves & Sousa, 2017). Por isso, em áreas florestais afetadas e com elevado risco de degradação, diferentes medidas de estabilização de emergência (Figura 6) devem ser implementadas o mais rápido possível, antes dos primeiros eventos prejudiciais de chuva. Essa implementação precoce permite: (i) aumentar a capacidade de recuperação do

ecossistema, (ii) restaurar as funções ecológicas, e ainda (iii) gerir o material lenhoso resultante do fogo, para mitigar o risco de novos incêndios florestais (Bento-Gonçalves et al., 2012a; Francos et al., 2018; Pereira et al., 2018; Robichaud et al., 2010).

Tirando partido do *mulch* (ou seja, os sobrantes da exploração florestal, corte e rechega), as barreiras de tronco ou cordões de *mulch* são aplicados nas encostas segundo as curvas de nível. Os sedimentos arrastados pelo solo são intercetados e impedidos de atingirem os cursos de água. A infiltração é fortemente promovida, reduzindo o escoamento superficial (Figura 6a; Bento-Gonçalves et al., 2013; Francos et al., 2018; Robichaud et al., 2010). Contudo, esta técnica carece de elevada mão de obra.



Figura 6.: Medidas de estabilização de emergência aplicada após evento de incêndio florestal. a) Esquema por WOCAT., b) Robichaud et al., 2010, e c) foto por Prats.

O recurso à cobertura protetora do solo, com recurso a resíduos vegetais (Figura 6c), merece destaque. Esta técnica reduz as taxas de erosão, pois protege o solo do impacto das gotas de chuva, e promove a infiltração. A cobertura conserva a humidade do solo, influenciando positivamente as atividades microbiológicas e a flora (Francos et al., 2018; Lucas-Borja et al., 2019). Para além disso, pode ser usada em conjunto com a sementeira que contribui para a rápida recolonização após incêndio (Figura 6b). Esta técnica reduz os impactos negativos nas comunidades de plantas nativas e melhora a infiltração de água, tirando partido da melhoria da estrutura do solo (Bento-Gonçalves et al., 2013; Francos et al., 2018; Robichaud et al., 2010).

As coberturas usadas nos tratamentos pós-incêndio podem ser húmidas (*hidromulch*), onde os componentes são preparados com água para formar uma pasta a aplicar na superfície do solo; ou secas (*mulch*), como a palha, a caruma de pinheiros, que caem quando as copas não são consumidas pelo fogo, os resíduos florestais e os RO (Cellier et al., 2012; Lucas-Borja et al., 2019; P. R. Robichaud et al., 2010). Em solos ardidos no centro de Portugal, a utilização de RO como o *mulch* de palha, caruma e detritos florestais tem bons resultados (Bento-Gonçalves et al., 2013). Esses resíduos melhoram as propriedades do solo, nomeadamente em termos de MO, nutrientes e estrutura das camadas. Contudo, é de observar que grandes quantidades de resíduos lenhosos no

coberto florestal poderão servir de combustível para futuros incêndios ou contribuir para a proliferação de pragas (Observatório Técnico Independente et al., 2019).

O uso de compostos biossólidos estabilizados, tais como as lamas de estações de tratamento, melhoram a qualidade dos solos da região Mediterrânica, que, para além de degradados pelo fogo, frequentemente já são deficientes em nutrientes e MO (Cellier et al., 2012; Larchevêque et al., 2006a). A estabilização dos compostos biossólidos é relevante tanto para a diminuição do risco de lixiviação de metais pesados, como para a atuação deste como fonte de liberação lenta de nutrientes (Marie Larchevêque et al., 2010). Além disso, a utilização destes compostos biossólidos estabilizados em solos constitui uma alternativa à sua deposição em aterros, promovendo a economia circular.

A mistura de diferentes tipos de *mulch* pode fornecer nutrientes ao solo com maior eficiência. Lamas orgânicas misturadas com resíduos verdes alteram as propriedades químicas do solo queimado, aumentando os teores de matéria orgânica, P e N total e disponível (Cellier et al., 2012; Larchevêque et al., 2006a). Resíduos orgânicos com elevada razão C/N, como resíduos verdes misturados com lamas residuais, reduzem a taxa de mineralização do N e diminuem o risco de lixiviação, proporcionando libertação duradoura de N para as plantas (Larchevêque et al., 2006b). A combinação desses RO de cobertura com sementes favorece o desenvolvimento da biomassa vegetal. A redução da exposição à radiação solar e o aumento da humidade é responsável pela intensa atividade microbiológica e fixação dos nutrientes (Castro et al., 2007; Cellier et al., 2012; Observatório Técnico Independente et al., 2019; Sergio A. Prats et al., 2012; Thomas et al., 2000). A melhoria da fertilidade do solo após o uso de *mulch* com recurso à RO também pode ser presenciada tanto pelo aumento da concentração de macronutrientes foliares de espécies de plantas, como pela redução da mortalidade delas (Larchevêque et al., 2010).

Embora o uso de RO seja promissor na recuperação do solo, na regeneração florestal de ecossistemas queimados e na sua reutilização, é importante considerar cuidadosamente a taxa na qual esse material é adicionado como tratamento de estabilização de emergência, de modo a evitar a acumulação de metais pesados nos solos, a sua contaminação e a eutrofização de lençóis freáticos e cursos de água (Cellier et al., 2012; Marie Larchevêque et al., 2010).

O Decreto-lei 68/99, de 11 de março, transposto da Diretiva Europeia 91/676/CEE relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, refere que, a cada exploração com cobertura do solo com efluentes, não deve aplicar estrumes com uma taxa maior que $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Uma vez que a aplicação do RO em quantidades aceitáveis aumenta a cobertura vegetal do solo e estimula a atividade de microrganismos, caso a taxa de aplicação seja muito alta, poderá ocorrer um efeito reverso. Deste efeito salienta-se i) o acentuado crescimento de microrganismos

indesejados, ii) o aumento da toxicidade e salinidade, e iii) a redução da eficiência do tratamento, afetando negativamente as culturas (Kubná & Plošek, 2013).

Assim, tendo em conta a evolução dos nutrientes do solo após a aplicação de medidas de estabilização de emergência, já vista por outros autores, neste trabalho foram estudados diferentes tratamentos orgânicos sobre o solo, conforme mostrados no Capítulo 2.

1.4. FERTILIZANTES

Para a melhoria da fertilidade do solo, existem no mercado inúmeros produtos fertilizantes que conferem nutrientes ao solo, com o intuito de melhorar o crescimento vegetal.

Em Portugal, as regras de colocação no mercado de matérias fertilizantes devem obedecer ao Decreto-Lei nº 103/2015, que assegura a execução, na ordem jurídica interna, das obrigações decorrentes do Regulamento (CE) nº 2003/2003 do Parlamento Europeu, relativo aos adubos (ME, 2015). Este diploma foi recentemente revogado pelo Regulamento (UE) 2019/1009 do Parlamento Europeu e do Conselho, que estabelece as regras relativas à disponibilização de produtos fertilizantes no mercado, alterando também os Regulamentos (CE) nº 1069/2009 e (CE) nº 1107/2009.

O Regulamento (UE) 2019/1009, alarga o âmbito de harmonização que se encontrava previsto no Regulamento (CE) n.º 2003/2003, relativo aos adubos, a matérias recicladas e matérias orgânicas, tendo como objetivo incentivar a produção de fertilizantes em grande escala a partir de matérias-primas orgânicas ou secundárias nacionais, alinhado, assim, com o modelo de economia circular, de modo a transformar resíduos em nutrientes para as culturas (DGAE, 2019).

A nível nacional, o Decreto-Lei nº 103/2015 apresenta como objetivo final: “disponibilizar um quadro legislativo com maior clareza jurídica, que permita uma mais correta colocação no mercado das matérias fertilizantes. Com vista a enquadrar as exigências que se afiguram fundamentais na utilização sustentável das matérias fertilizantes com componentes orgânicos, estabelece critérios de qualidade para estas matérias produzidas a partir de resíduos e matérias orgânicas biodegradáveis.” O âmbito de aplicação do referido decreto-lei, abrange os adubos em conformidade com o disposto no Regulamento (CE), bem como as matérias fertilizantes não harmonizadas colocadas no mercado nacional e destinadas, nomeadamente, à agricultura, silvicultura e jardinagem. No seu Anexo IV é apresentada uma listagem dos resíduos da Lista Europeia de Resíduos que podem ser utilizados para a produção dos tipos de matérias fertilizantes dos grupos dos adubos orgânicos, dos adubos organominerais e dos corretivos orgânicos (ME, 2015).

Com interesse para o presente estudo, destaca-se: os resíduos da agricultura, horticultura, aquacultura, silvicultura, caça e pesca (02 01); os resíduos do processamento de madeira e fabrico de painéis e mobiliário (03 01); as lamas do tratamento de águas residuais urbanas (19 08 05), e os resíduos biodegradáveis (20 01 08 e 20 02 01).

CAPÍTULO 2 -

IMPACTO DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA QUALIDADE DO SOLO DE ÁREAS FLORESTAIS ARDIDAS

2.1. RESUMO

A rápida implementação de medidas de estabilização de emergência, como a aplicação de resíduos orgânicos, é crucial para a conservação dos ecossistemas florestais da região Mediterrânica, frequentemente assolados por incêndios. Neste estudo, foi investigado o efeito de quatro tratamentos orgânicos: micotecnossolo (GT), mulch de resíduo de eucalipto (ML), sedimento dragado da Pateira de Fermentelos (PT) e um biofertilizante organomineral (BF), na qualidade de solos florestais ardidos. Foi considerada uma situação de ausência de tratamento, um controlo (CT), por forma a estudar a recuperação natural de um solo ardido.

Para além de avaliar a eficiência da aplicação dos tratamentos, o presente trabalho tem também como objetivo, estudar o efeito da percolação na fertilidade dos solos. Por essa razão, foram realizadas duas escalas de estudo: campo e laboratório. Em campo, foram introduzidos 25 tubos de PVC (de 30 cm de diâmetro e 20 cm de altura) no solo, 5 para cada tratamento, incluindo o CT, logo após o incêndio. Em laboratório, foram montadas colunas, de tubos de PVC, com amostras de solo da camada afetada por cinzas (SAC) e de solo mineral (SM) previamente recolhidas, reproduzindo o perfil de campo. A taxa de aplicação dos tratamentos sólidos (GT, ML e PT), de 260 g/m², foi definida com base em estudos anteriores, enquanto que a taxa de aplicação do tratamento líquido (BF) foi definida de acordo com as recomendações do fabricante (3 litros de biofertilizante, dividido em dois momentos de aplicação). Ambos os ensaios de campo e laboratório tiveram a duração de 7 meses. No final destes, o solo foi recolhido e separado nas mesmas camadas (SAC e SM) para análise de parâmetros físico-químicos. Quer nos solos iniciais, quer nos solos recolhidos após o final da experiência, os parâmetros analisados foram: pH, condutividade elétrica (CE), teor de humidade do solo, matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), azoto Kjeldahl (TKN), fósforo disponível (P_{disp}), e Al, Fe, Mn, Ca, Mg e K disponíveis. Para compreender o impacto dos diferentes tratamentos na percolação dos nutrientes, foram realizadas simulações de chuva em laboratório, utilizando uma solução de água da chuva sintética (0.01M CaCl₂.2H₂O). O percolado foi analisado para os parâmetros: pH, CE, sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), azoto total (TN), nitratos (NO₃-N), fósforo total (TP), ortofosfatos (PO₄-P), Al, Fe, Mn, Ca, Mg e K.

De uma forma geral, todos os tratamentos tinham potencial para aumentar a fertilidade do solo ardido, principalmente na camada SAC. No entanto, o GT foi o tratamento mais

eficiente na rápida mineralização da MO e no aumento considerável de P_{disp}, que é frequentemente o nutriente limitante em solos florestais. O tratamento BF também demonstrou um elevado potencial para aumentar a fertilidade do solo, contudo a elevada solubilidade dos seus constituintes, promove perdas por percolação, o que poderá aumentar o risco de contaminação das massas de água a jusante de áreas florestais aridas.

2.2. INTRODUÇÃO

O fogo é um fator preocupante nas florestas do mediterrâneo, sendo-o também no Norte e Centro de Portugal. As cinzas resultantes são ricas em N, P, MO (Neary *et al.*, 2005), e alguns metais vestigiais (Campos *et al.*, 2016). A sua deposição no horizonte orgânico do solo e a mineralização dos nutrientes são responsáveis pelo aumento da quantidade disponível e essencial à nutrição das plantas (Neary *et al.*, 2005; Duguay *et al.*, 2007; Caon *et al.*, 2014; Serpa *et al.*, 2020).

Durante a queima, boa parte dos nutrientes é volatilizada, sendo significativamente perdida após picos de precipitação, devido ao impacto das gotas de chuva, que promovem a erosão, e o escoamento superficial (Hosseini *et al.*, 2017; Machado *et al.*, 2015; Serpa *et al.*, 2020). Isso contribui para a diminuição da fertilidade dos solos do Mediterrâneo que, por si só, já são normalmente pouco desenvolvidos e pobres em nutrientes (Larchevêque *et al.*, 2006; Cellier *et al.*, 2012; Vieira & Bento-Gonçalves, 2015; Pereira *et al.*, 2018). Para além disso, a remoção da vegetação altera o regime hidrológico, diminuindo a capacidade de retenção de água (Lucas-Borja *et al.*, 2019).

O *mulching* é muito utilizado após incêndios, devido à elevada eficiência na proteção do solo contra o efeito do impacto das gotas de chuva, e à redução das taxas de escoamento, restaurando as funções ecológicas e as propriedades do sistema (Bento-Gonçalves *et al.*, 2012; Prosdocimi *et al.*, 2016; Francos *et al.*, 2018). Uma vez que o clima do Mediterrâneo é caracterizado por verões quentes e secos e outonos chuvosos (Lucas-Borja *et al.*, 2019), é necessário a aplicação de cobertura no solo antes do período de precipitação intensa para evitar a perda de nutrientes. Vários estudos com uso de RO, dentre os quais lamas municipais, resíduos verdes e misturas com sementes de herbáceas, demonstraram um aumento na mineralização da MO do solo. Isso promove a melhoria da fertilidade pelo acúmulo de C, N e P mineralizado passível de ser assimilado pelas plantas, contribuindo para a sua nutrição e crescimento (Caravaca *et al.*, 2003; Larchevêque *et al.*, 2006, 2010; Cellier *et al.*, 2012; Tejada & Benítez, 2020). O uso de resíduos orgânicos representa uma alternativa à disposição em aterro (Cellier *et al.*, 2012; Larchevêque *et al.*, 2006), valorizando subprodutos e praticando uma economia circular.

O projeto LIFE REFOREST LIFE17 ENV/ES/000248 coordenado pelo Centro Tecnológico CETIM e cofinanciado pela União Europeia, no âmbito do Programa LIFE, tem como objetivo mitigar a perda de solo associada a episódios de chuva após incêndios florestais. Para tal será desenvolvida uma solução inovadora, que consiste num micotecnosolo composto maioritariamente por lamas orgânicas inoculadas com fungos, juntamente com palha e sementes de herbáceas.

Sendo o objetivo deste estudo a compreensão do impacto da aplicação de resíduos orgânicos na qualidade dos solos de áreas florestais ardidadas, foram i) selecionados e caracterizados diferentes tratamentos orgânicos com potencial para aumentar a fertilidade do solo após incêndio; ii) estudados os efeitos destes diferentes tratamentos nos conteúdos em MO, macro e micronutrientes das camadas de solo afetada por cinzas (SAC) e de solo mineral (SM), em condições de campo e laboratoriais; iii) estudado o efeito da percolação da água da chuva na fertilidade do solo após o incêndio, através de ensaios laboratoriais em colunas; e, por fim, iv) identificado o(s) tratamento(s) com maior potencial de minimização da perda da fertilidade do solo em áreas ardidadas. Para tal, realizaram-se experiências em condições de campo que foram validadas através de experiências em laboratório, com recurso a ensaios de percolação.

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado numa área florestal pertencente ao concelho de Albergaria-a-Velha, Aveiro, no Centro Norte de Portugal. Na área de estudo, cerca de 1492 hectares de uma plantação predominante de eucalipto comercial, *Eucalyptus globulus*, arderam entre os dias 5 e 7 de setembro de 2019 (Figura 7). Pela observação da queima parcial das copas das árvores e das cinzas negras resultantes da queima completa da camada superficial do solo, o incêndio teve severidade moderada (Keeley, 2009).

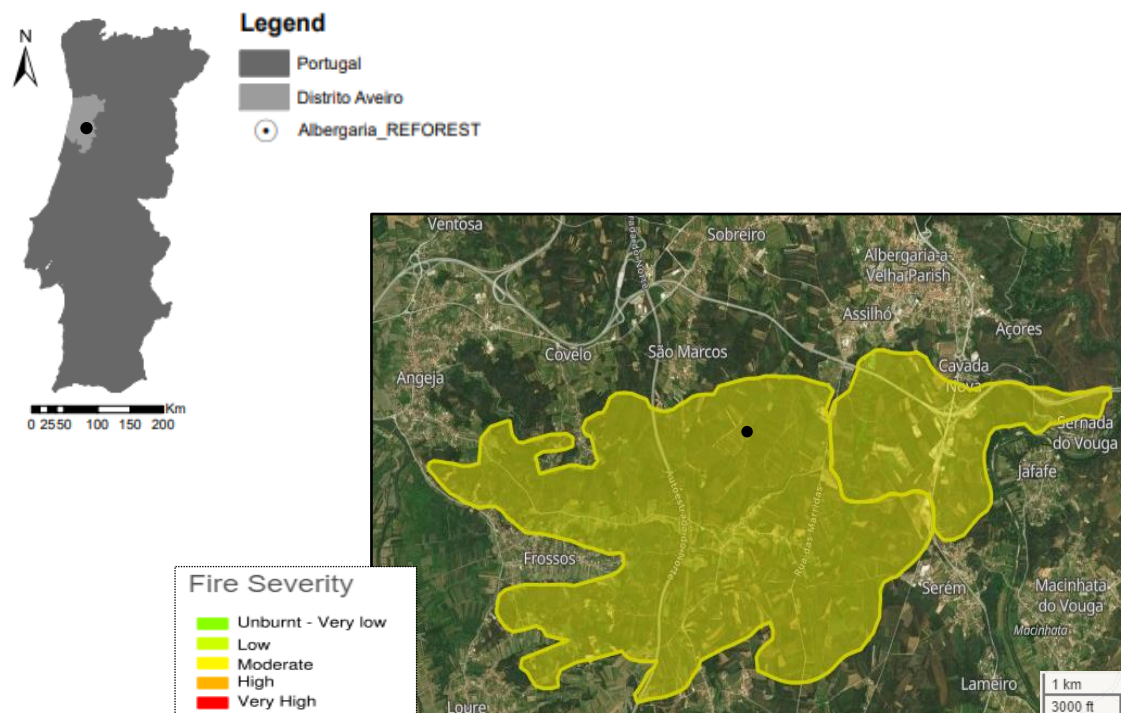


Figura 7.: Albergaria-a-Velha: zona afetada pelo fogo de média severidade (amarelo) e local da área de estudo. Fonte: (EFFIS, 2020).

Os solos da área de estudo são Cambissolos Húmicos, segundo a informação do Atlas Digital do Ambiente. O clima da região é quente e temperado, com elevada pluviosidade no inverno, sendo classificado como Csb, segundo Köppen e Geiger (Climate Change & Infectious Diseases Group, 2019). Na estação udométrica de Albergaria-a-Velha (40.698 N, -8.482 W; 131 m de altitude), a precipitação média anual é de 1429 mm, variando entre 961 mm e 2599 mm (SNIRH, 2020: 2000-2006). Na estação climatológica mais próxima (Barragem de Castelo Burgães; 40.853 N, -8.379 W, 306 m de altitude), a temperatura média registada nos últimos anos é 14,4 °C, variando entre 3,2 °C em dezembro e 22,7 °C em agosto (SNIRH, 2020: 2000-2019).

2.3.2. TRATAMENTOS ORGÂNICOS

Para o presente estudo foram seleccionados 4 tratamentos diferentes a serem testados: micotecnossolo (GT), mulch (ML), sedimentos da pateira (PT) e um biofertilizante (BF) (Figura 8). Tanto para a experiência laboratorial como para a de campo, foi adicionado um controlo (CT), de forma a comparar a aplicação dos diferentes tratamentos com o cenário “sem intervenção”.

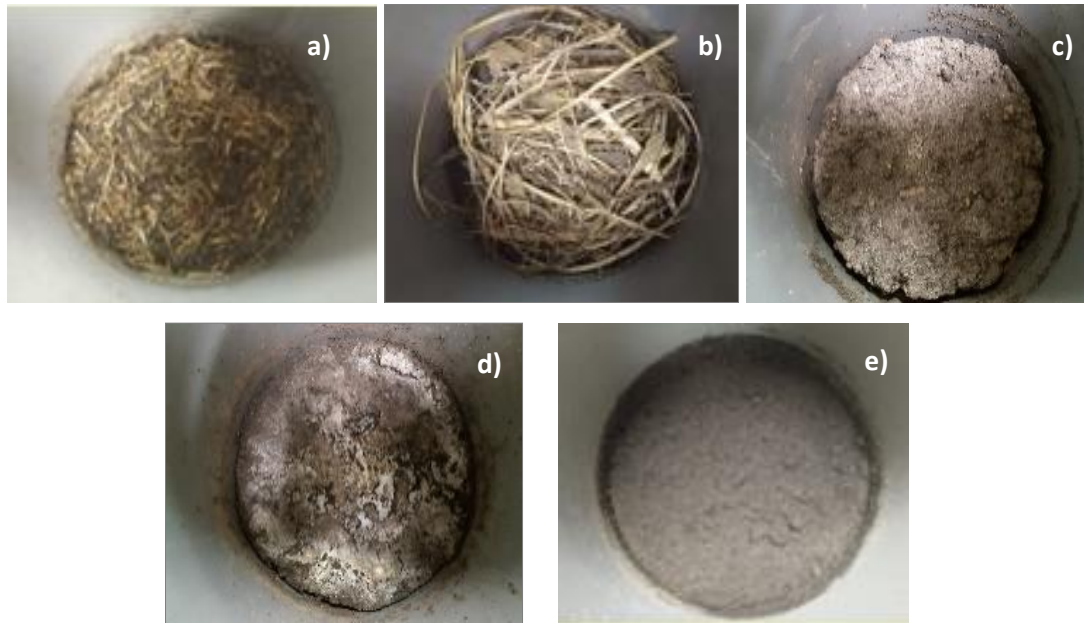


Figura 8.: Tratamentos orgânicos aplicados: a) Micotecnossolo (GT); b) Mulch de resíduos de eucalipto (ML); c) Sedimento da Pateira de Fermentelos (PT); d) Biofertilizante químico (BF); e e) Controlo, sem tratamento (CT).

Todos os tratamentos testados foram selecionados de acordo com o seu potencial para aumentar a fertilidade dos solos florestais após incêndio, sendo as suas principais características:

- O GT é uma mistura homogénea de micotecnossolo contido nos geotubos do projeto LIFE REFOREST. Este resíduo foi conceptualizado pelos parceiros do projeto e é constituído por 18% de lasca de madeira, 18% de lamas urbanas, 9% de lamas agroalimentares, 45% de palha, e 10% de lasca de madeira inoculada com micélio *Hypholoma fasciculare* e sementes. A adição de fungos e sementes herbáceas tem como objetivo impulsionar a recuperação do ecossistema, aumentando a atividade microbiana.

- O ML é um *mulch* à base de resíduos de *Eucalyptus globulus* triturado. É um dos tratamentos orgânicos mais usados em áreas florestais para a mitigação de erosão após incêndio e tem o potencial de fornecer matéria orgânica e nutrientes ao solo após a perda completa de vegetação no incêndio. Para o presente estudo, o *mulch* usado foi fornecido por um produtor próximo à área de estudo, por colaboração com a Associação Florestal do Baixo Vouga.

- O PT é um sedimento dragado da lagoa natural da Pateira de Fermentelos, Aveiro, Portugal. Este tratamento orgânico foi dragado de uma lagoa integrada na Zona de Proteção Especial da Ria de Aveiro (PTZPE0004) (Laranjeira, 2012). A sua seleção foi baseada no potencial de fornecer sedimentos finos ao solo, de forma a potencializar a formação de agregados e, então, estabilizar a estrutura do solo após incêndio.

▪ Já o BF é um biofertilizante químico organomineral Ergofert® em desenvolvimento pela empresa B.E.A. SRL Biotecnologie per l'Ecologia e l'Agricoltura. Este biofertilizante é inoculado com microrganismos (*Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.*, *actinobacteria*, *saprophytic fungi*) de modo a favorecer tanto a nutrição da planta quanto a manutenção e fortalecimento do equilíbrio da rizosfera, permitindo uma maior absorção dos nutrientes (BEA Srl, 2020), como demonstrado em ensaios com castanheiros e eucaliptos (FAI, 2016; Laranjo et al., 2017).

Neste presente estudo, foram aplicados 1.5 litros de duas misturas de produtos Ergofert® (Tabela 2).

Tabela 2.: Composição e momento de aplicação das duas misturas com diferentes produtos Ergofert.

Momento de aplicação	Produtos Ergofert®	Taxa de aplicação [g produto/L mistura]
Novembro 2019 - Mistura 1	E. START PLUS BIO	33,3
	E. CU/ZN	0,7
	E. CALCIO MAGNESIO	4,0
	E. STIM BIO	0,7
	E. RESTORE SOIL BIO	6,7
Fevereiro 2020 - Mistura 2	E. SHARK	3,3
	E. BORO	1,3
	E. STIM BIO	0,7
	E. RESTORE SOIL BIO	6,7

Este biofertilizante obedece as especificações distinguidas pela Norma Portuguesa NP 1048, não estando sujeito à autorização prévia, sendo a sua colocação no mercado da responsabilidade do agente económico.

2.3.3. DESENHO EXPERIMENTAL

▪ **No campo:**

Após quatro semanas do incêndio florestal, e em pontos aleatórios da área ardida em uma zona não inclinada, foram introduzidos no solo 25 colares de PVC (30 cm de diâmetro interno e 20 cm de comprimento) até que, pelo menos, 15 cm ficasse penetrado (Figura 9).



Figura 9.: Colares penetrados no solo do campo da área de estudo.

▪ **No laboratório:**

Para a montagem laboratorial, foram coletadas amostras de solo em pontos aleatórios da mesma área, correspondentes ao horizonte A (0-10 cm), sendo estas separadas em 2 camadas diferentes: solo afetado por cinzas (SAC) e solo mineral (SM), imediatamente abaixo. Todas as amostras foram submetidas à crivagem a 2 mm, sendo posteriormente misturadas por camada e homogeneizadas criando uma amostra composta, segundo a ISO 11 464, de forma diminuir diferenças por variabilidade espacial. Até a análise, as amostras foram mantidas a 4°C.

De forma a compreender o impacto da aplicação dos diferentes tratamentos orgânicos em termos de processos e transformações a nível dos nutrientes no solo à escala de campo, elaborou-se um ensaio de percolação em laboratório, onde foram utilizados 15 colares idênticos aos do campo. Do fundo para o topo de cada colar foi colocado 10 cm de camada de SM e 1 cm de SAC recolhidos no campo, simulando as condições observadas na área de estudo (Figura 10). Na base de cada colar foi colocado um tecido de algodão para evitar a perda de material (Figura 10). Assim, os colares do laboratório passaram a denominar-se colunas.

O solo em cada coluna foi mantido à sua capacidade de campo por 3 semanas, para maturação (Tan, 1996). E só então adicionaram-se os tratamentos a estudar.

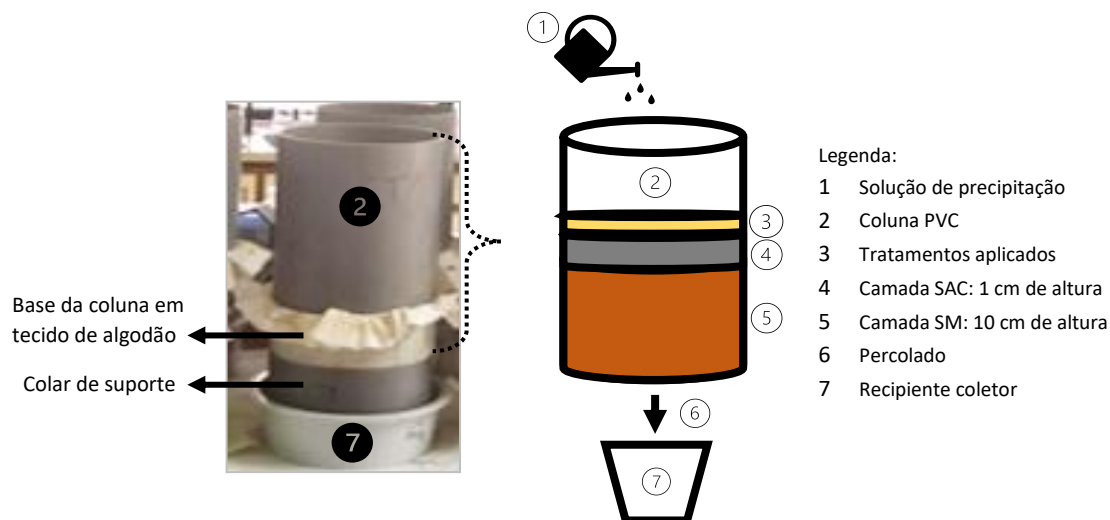


Figura 10.: À esquerda: Montagem da coluna de PVC em laboratório para ensaio de percolação. À direita: Esquema ilustrativo do ensaio em colunas.

▪ **Adição dos tratamentos orgânicos:**

Para cada um dos tratamentos, assim como para o CT, foram consideradas 3 e 5 réplicas de colunas no laboratório e de colares no campo, respetivamente. Os tratamentos ML e GT foram adicionados em novembro de 2019 à taxa de aplicação de 260 g/m². Esta taxa foi selecionada pelo projeto LIFE REFOREST (para o *mulch* e o micotecnossolo) tendo por base o estudo efetuado por (Keizer et al., 2018), no âmbito do projeto RECARE, onde foram testadas duas taxas de aplicação do *mulch* diferentes (2.6 e 8.0 Mg/ha) para a mitigação da erosão após incêndio. O estudo mostrou que a menor taxa, 2.6 Mg/ha, foi a que apresentou uma melhor relação custo-eficiência. A mesma taxa foi assumida para o tratamento PT, enquanto que para o BF, foi aplicado 1.5 litros de mistura em dois momentos distintos (ver secção 2.3.2), conforme as quantidades de aplicação referida nas instruções do produto (Tabela 2).

▪ **Ensaio de percolação:**

Nas colunas de laboratório, simulou-se 3 eventos de chuva baseados em dados reais de campo, ao longo de 7 meses, de forma a recriar as condições de humidade do solo, transporte transversal de nutrientes entre camadas (SAC e SM) e transformações dos nutrientes pela comunidade microbiana.

Os ensaios de percolação dos solos em laboratório seguiram o protocolado no manual OPPTS 835.1240 Leaching Studies, utilizando uma solução de 0.01M CaCl₂.2H₂O (pH 5,5) como chuva artificial (US EPA, 2008). Segundo Enell *et al.* (2004), esse procedimento constitui uma simulação realística do que acontece em campo, num evento de chuva.

O critério de seleção do volume utilizado na primeira simulação foi o volume máximo de precipitação diária registado pelos pluviómetros posicionados na área de estudo do projeto LIFE REFOREST, durante o mês de outubro. Os volumes utilizados na segunda e terceira simulações, no entanto, correspondem à mediana da quantidade de precipitação diária registada pelos mesmos pluviómetros, durante os meses de novembro e dezembro (Tabela 3), devido aos elevados valores de precipitação máxima diária ocorridos nesse período. O valor da mediana evita que o volume de precipitação máxima diária desses meses fosse responsável pela lavagem dos nutrientes disponíveis nos solos das colunas. Esses valores foram adaptados para as colunas através da área da base destas. A aplicação da chuva artificial foi feita manualmente e de forma constante através de um regador. O primeiro ensaio foi feito em dezembro de 2019, os dois últimos foram feitos nos dias 10 e 30 de março de 2020.

Tabela 3.: Volume de chuva aplicado em cada ensaio de precipitação por coluna de tratamento do laboratório.

Tempo	1ª Simulação	2ª Simulação	3ª Simulação
Volume aplicado (mL)	1212	245	305
Precipitação (mm)	38,60	7,80	9,71

2.3.4. RECOLHA DAS AMOSTRAS E ANÁLISES LABORATORIAIS

2.3.4.1. AMOSTRAGEM

Ao fim de 7 meses de experiência, em maio de 2020, os colares e as colunas foram desmontados, perfazendo um total de 80 amostras. Tal como na recolha inicial, foram distinguidas duas camadas: SAC e SM. Essa distinção foi baseada na visualização da cor do solo, onde era visível a cor das cinzas/tratamento até os 5 cm, em média. Todas as amostras foram secas à temperatura ambiente (humidade média relativa de 3%) e crivadas a 2 mm, sendo armazenadas até a sua análise. Cada amostra de solo foi analisada para os seguintes parâmetros: pH, CE, humidade, MO, carbono orgânico total (TOC), azoto de Kjeldahl (TKN), P_{disp}, Al, Fe, Mn, Ca, Mg e K.

2.3.4.2. ANÁLISES LABORATORIAIS DOS SOLOS

A análise do pH e CE foi realizada segundo o protocolo ISO 10390:2005 e ISO 11265:1994, respetivamente. Para tal, foi utilizada água destilada como extrator na proporção 1:5, m/v. O pH foi medido diretamente na solução solo-água através do sensor Hanna Instruments HI 991300N, com agitação contínua. Após a filtração dessa solução em filtros de membrana celulose mista (poro de 0,45 µm), se procedeu à leitura da CE, pelo mesmo sensor.

A determinação do teor de humidade das amostras (2 a 4 g) foi realizada segundo a ISO 11465:1994 (24 h a 105 °C na estufa), e calculada de acordo com a equação (1):

$$\text{Humidade [\%]} = \frac{\text{Massa (amostra húmida)} - \text{Massa (amostra seca a 105°C)}}{\text{Massa (amostra húmida)}} \times 100 \quad (1)$$

A seguir, as amostras foram expostas 4h a 550°C na mufla, obtendo o seu conteúdo em MO, segundo a ISO 10694:1995. Este teor foi calculado como exposto na equação (2):

$$\text{MO [\%]} = \frac{\text{Massa (amostra seca a 105 °C)} - \text{Massa (amostra seca a 550°C)}}{\text{Massa (amostra seca a 105 °C)}} \times 100 \quad (2)$$

A determinação do TOC seguiu o método de combustão através do *solids module* Analytik Jena HT 1300 (Schumacher, 2002). As amostras após serem pesadas, aproximadamente 100 mg para o SAC e 200 mg para o SM (reta de leitura de 6 a 24 g C), foram colocadas em barcas de cerâmica para serem submetidas à combustão, à 1350 °C. O resultado é lido diretamente pelo aparelho Analytik Jena HT 1300.

O TKN foi determinado pela ISO 11261:1995, acompanhado pelas normas técnicas dos equipamentos de digestão FOSS e de destilação VELP. Cerca de 2 g de amostra de solo foram digeridas com a adição de 10 ml de ácido sulfúrico e 1 pastilha de Kjeltab (3.5 g K₂SO₄ + 0.4 g CuSO₄·5H₂O). Após destilação, através do uso de 35% NaOH, ácido bórico e indicador misto, procedeu-se à determinação de azoto por titulação com uma solução de 0.04N H₂SO₄. O TKN nas amostras de solo calculou-se através das equações (3 e 4):

$$\text{TKN [\%]} = \frac{(V_{\text{titulado ácido}} - V_{\text{titulado branco}}) \times N_{\text{ácido}} \times 0,014}{\text{massa amostra}} \times 100 \quad (3)$$

$$\text{TKN [mg N} \cdot \text{g}^{-1} \text{ solo]} = \text{TKN [\%]} \times 10 \quad (4)$$

Para a análise dos restantes nutrientes e metais, cerca de 3 g das amostras foram submetidos à extração de Mehlich III (Mehlich, 1984) em meio ácido (1:10, m/v). Após agitação de 5 minutos, a suspensão foi filtrada e o eluato armazenado para as análises seguintes.

Na determinação do Pdisp, o filtrado foi analisado por espectrofotometria pelo Método do Ácido Ascórbico (APHA, 1999). Este método tem por base a reação do molibdato de amónio e do tartarato de potássio com o ortofosfato das amostras, formando uma espécie química ácida que, na presença do ácido ascórbico, desenvolve a cor azul (Figura

11). As amostras são lidas no comprimento de onda de 880 nm. Adicionalmente, na eventual presença de cor no filtrado devido à extração, uma correção foi efetuada, subtraindo a absorvância registada na amostra de controlo sem o desenvolvimento da cor azul, a cada amostra correspondente. Para as amostras de controlo foi removido ao reagente combinado, do método de ácido ascórbico, os reagentes tartarato de potássio e o ácido ascórbico de modo a reproduzir o mesmo efeito matriz da amostra sem o desenvolvimento da cor azul (1:1 v/v 5N H₂SO₄ e ácido ascórbico).

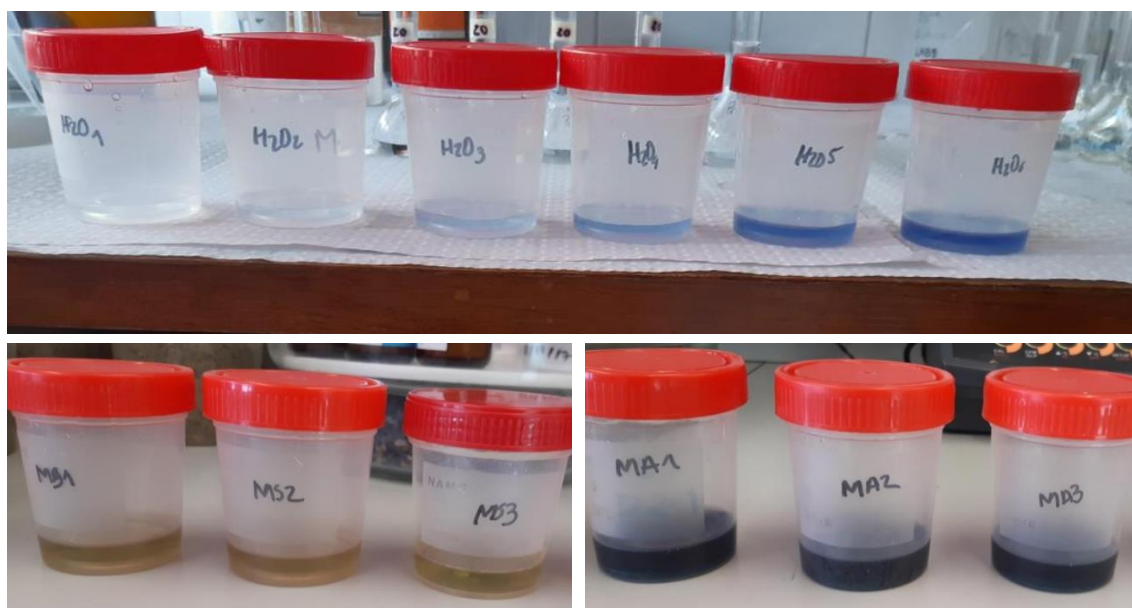


Figura 11.: Em cima: padrões para a reta de calibração para a determinação do Pdisp. Em baixo: amostras de SM (à esquerda) e SAC (à direita) para determinação do Pdisp a partir do Método do Ácido Ascórbico.

Os metais e catiões foram analisados por Espectrofotometria de Absorção Atômica e de Emissão de Chama (EAA e EEC) (APHA, 1999) do filtrado após a extração de Mehlich III. Para simplificar o procedimento laboratorial, foi feita uma única solução de padrões combinados com a solução extratora de Mehlich, em meio ácido, para K, Ca, Mg, Al, Fe e Mn.

Tabela 4.: Métodos de análise para a determinação das concentrações dos nutrientes.

Nutriente	Método	Comprimento de onda [nm]	Gama dos padrões [mg/L]
Pdisp	Ácido Ascórbico	880	0 – 1,5
K⁺	EEC	766,5	0 – 10,0
Ca²⁺	EAA	422,7	0 – 5,0
Mg²⁺	EAA	285,2	0 – 1,0
Al³⁺	EAA	309,3	0 – 100,0
Fe	EAA	248,3	0 – 6,0
Mn	EAA	279,5	0 – 2,0

2.3.4.3. ANÁLISES LABORATORIAIS DOS TRATAMENTOS APLICADOS

Os tratamentos orgânicos mencionados em 2.3.2. também foram submetidos a análises para quantificar o teor de humidade, MO, TKN e TOC.

A humidade e MO seguiram a mesma metodologia descrita. O TKN e o TOC dos tratamentos GT, ML e PT foram igualmente determinados pelo método da digestão Kjeldahl e pelo método de combustão através do *solids module* Analytik Jena HT 1300, respetivamente. No entanto, as amostras GT e ML foram secas à 48h à 45-50°C na estufa, e depois moídas, antes de serem submetidas tanto para combustão para determinação do TOC como para a determinação do Pdisp, conforme as amostras de solo.

A caracterização química do BF foi calculada através do conteúdo percentual presente nos rótulos. A MO do BF foi determinada pelo método já citado.

2.3.4.4. ANÁLISE LABORATORIAIS DO PERCOLADO

Uma vez que se fizeram 3 ensaios e existiam 15 colunas, foi totalizada uma quantidade de 45 amostras de percolado a serem analisadas em termos de pH, CE, SST e SSV, TN e NO₃, TP e PO₄, Al, Fe, Mn, Ca, Mg e K.

O recipiente na base da coluna (Figura 10) recolheu o percolado, do qual se fez a análise dos SST e SSV pelo método 2540D (APHA, 1999). O pH e CE foram lidos através do sensor Hanna Instruments HI 991300N (APHA, 1999).

Os nutrientes TN e TP, bem como suas formas disponíveis (NO₃-N e PO₄-P), submeteram-se ao sistema de análise por injeção de fluxos FOSS (FIStar 5000 Analyser). Para tal, 20 mL de cada amostra foi submetido a uma digestão oxidativa, usando peroxidossulfato/alcalino (Oxisolv®), sendo depois filtradas por filtros de membrana celulose mista com um poro de 0,45 µm. Para o N, usaram-se as gamas de deteção no intervalo [0,1 – 5] mg NO₃-N/L e comprimento de onda de 540 nm. Para o P, as gamas pertenciam aos intervalos [0,1 – 1] e [0,5 – 5] mg PO₄-P/L e comprimento de onda de 720 nm.

As amostras de percolado foram filtradas por um filtro de celulose com um poro de 0,45 µm para a determinação de metais e catiões, e posteriormente acidificadas com ácido nítrico (pH<2), sendo a sua análise por EAA e por EEC (APHA, 1999) (Tabela 4).

2.3.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As diferenças nas propriedades do solo, entre camadas (SAC e SM) e tratamentos (CT, GT, ML, PT e BF), no final das experiências de campo e laboratório, foram verificadas

através da análise de variância – ANOVA de duas vias. Por outro lado, as diferenças nas propriedades do lixiviado entre simulações de chuva e tratamentos (CT, GT, ML, PT e BF), foram avaliadas através de uma ANOVA de duas vias com repetição. Em ambos os casos, foram testados os pressupostos da normalidade e homogeneidade de variância dos dados, antes da realização das análises de variância. A normalidade foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk, enquanto que a homogeneidade dos dados foi avaliada através do teste de Levene. Sempre que o critério da normalidade não era cumprido, os dados foram transformados logaritmicamente e submetidos novamente à análise.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o *software SigmaPlot* 12.5.0.38, considerando-se um nível de significância de 95%.

2.4. RESULTADOS

Nesta secção são apresentados os resultados do estudo da fertilidade dos solos e dos tratamentos aplicados. Os resultados das ANOVA realizadas são apresentados nos apêndices.

2.4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS

As principais características físico-químicas dos tratamentos orgânicos e do biofertilizante utilizados no presente trabalho são apresentadas nas Tabelas 5 e 6, respetivamente. No que diz respeito aos tratamentos orgânicos, o ML é o tratamento mais enriquecido em MO e TOC. Dos 3 tratamentos, o GT foi o que apresentou os teores mais elevados de azoto, possuindo o dobro dos teores de TKN relativamente ao ML, e 15 vezes mais TKN que o tratamento PT (Tabela 5). De igual modo, o GT foi o tratamento com maior teor de Pdisp, cerca de 5 e 69 vezes superiores aos tratamentos ML e PT, respetivamente (Tabela 5).

Tabela 5.: Características físico-químicas (valores médios \pm desvio padrão) dos diferentes tratamentos: micotecnossolo (GT), *mulch* de eucalipto (ML) e sedimento dragado da Pateira de Fermentelos (PT).

	Humidade [%]	MO [%]	TOC [mg/g solo]	TKN [mg/g solo]	Pdisp [μ g/g solo]
GT	34,1 \pm 2,2	66,7 \pm 3,6	241,0 \pm 3,0	26,13 \pm 0,25	1130,5 \pm 12,2
ML	23,5 \pm 1,5	81,9 \pm 3,9	410,8 \pm 4,0	13,76 \pm 2,14	213,7 \pm 5,3
PT	67,3 \pm 6,2	12,5 \pm 3,8	-	1,77 \pm 0,06	16,3 \pm 0,6

Uma vez que se tratou de uma mistura de diferentes fertilizantes líquidos, a composição do BF foi calculada através do conteúdo rotulado de TOC e TKN. Tal como se pode visualizar na Tabela 6, este biofertilizante organomineral tem um elevado teor de MO.

Tabela 6.: Características químicas: pH, matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC) e azoto Kjeldahl (TKN), do biofertilizante (BF).

	pH	MO [%]	TOC [g/L]	TKN [g/L]
BF	6,5	61,6 ± 1,3	8,13	0,91

Diferentemente dos tratamentos orgânicos GT, ML e PT, não se conhece a quantidade de fósforo existente no biofertilizante, uma vez que este não continha informação rotulada sobre a presença de fósforo na sua composição.

2.4.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO INICIAL

As principais características do solo inicial encontram-se resumidas na Tabela 7. Com exceção do teor de humidade, a camada SAC foi a que registou valores mais elevados de matéria orgânica, bem como de macro e micronutrientes comparativamente com a camada SM. Especificamente no que diz respeito à MO, TOC, TKN e P_{disp}, os valores registados na camada SAC foram cerca de 3 vezes superiores aos valores da camada SM.

Tabela 7.: Características químicas (média \pm desvio padrão) do solo inicial da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM).

	Unidades	SAC	SM
pH		5,46 \pm 0,03	4,63 \pm 0,03
EC	[μ S.cm ²]	157,23 \pm 1,98	40,80 \pm 0,26
Humidade	[%]	5,8 \pm 0,2	8,7 \pm 0,3
MO	[%]	37,26 \pm 1,00	13,33 \pm 0,13
TOC	[mg/g solo]	196 \pm 4	55,13 \pm 0,96
TKN	[mg/g solo]	11,69 \pm 1,02	4,40 \pm 0,11
Pdisp	[μ g/g solo]	23,25 \pm 5,57	7,10 \pm 0,24
Fe	[μ g/g solo]	52,94 \pm 0,51	25,49 \pm 0,49
Al	[μ g/g solo]	1061 \pm 15	801 \pm 5
Mn	[μ g/g solo]	16,3 \pm 0,08	< L.D.
Mg	[μ g/g solo]	56,48 \pm 1,30	2,31 \pm 0,02
Ca	[μ g/g solo]	936 \pm 12	27,99 \pm 0,59
K	[μ g/g solo]	86,04 \pm 1,34	26,89 \pm 0,08

L.D – limite de deteção.

2.4.3. EXPERIÊNCIA DE CAMPO

As propriedades dos solos dos diferentes tratamentos no final da experiência de campo, isto é, 7 meses após a aplicação dos tratamentos, estão descritas nas seções seguintes.

2.4.3.1. MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES NO SOLO

Os teores de matéria orgânica e nutrientes na camada de solo afetada por cinzas (SAC) e na camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo, são apresentados na Figura 12.

Em concordância com os resultados observados para o solo inicial, os valores de MO, TOC, TKN e Pdisp na camada SAC foram significativamente mais elevados ($p < 0.001$; Apêndice A) do que na camada SM.

No que diz respeito à MO, não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos, quer na camada SAC ($p > 0.48$; Apêndice A), quer na camada SM ($p > 0.05$; Apêndice A). Na camada SAC, foi, no entanto, evidente que os tratamentos ML e BF apresentavam os valores mais elevados de MO comparativamente ao tratamento controlo.

Resultados semelhantes foram observados para o TOC, tal como seria de esperar tendo em conta a estreita relação deste parâmetro com a MO.

Relativamente ao TKN, foram observadas diferenças significativas entre tratamentos ($p=0.002$; Apêndice A), mas somente para a camada SAC. Nesta camada, o tratamento ML registou valores significativamente mais elevados de TKN comparativamente com os restantes tratamentos ($p < 0.001$; Apêndice B), tendo-se observado um incremento de 119% relativamente ao controlo. O segundo tratamento mais relevante em termos de incremento dos teores de TKN no solo foi o PT, uma vez que produziu um incremento de 59% relativamente ao controlo. Os tratamentos GT e BF foram os que registaram os valores mais baixos de TKN, não diferindo significativamente ($p > 0.88$; Apêndice B) do controlo.

Quanto ao Pdisp, e concordantemente com o que se verificou para os parâmetros MO e TOC, não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos, quer para a camada SAC ($p > 0.17$; Apêndice B), quer para a camada SM ($p > 0.65$; Apêndice B). Na camada SAC, o tratamento GT foi o que registou os valores mais elevados de Pdisp (incremento de 53% relativamente ao CT). Na camada SM, o tratamento ML registou um decréscimo de 60% no teor de Pdisp relativamente ao CT, contrariamente aos restantes tratamentos que apresentaram valores semelhantes.

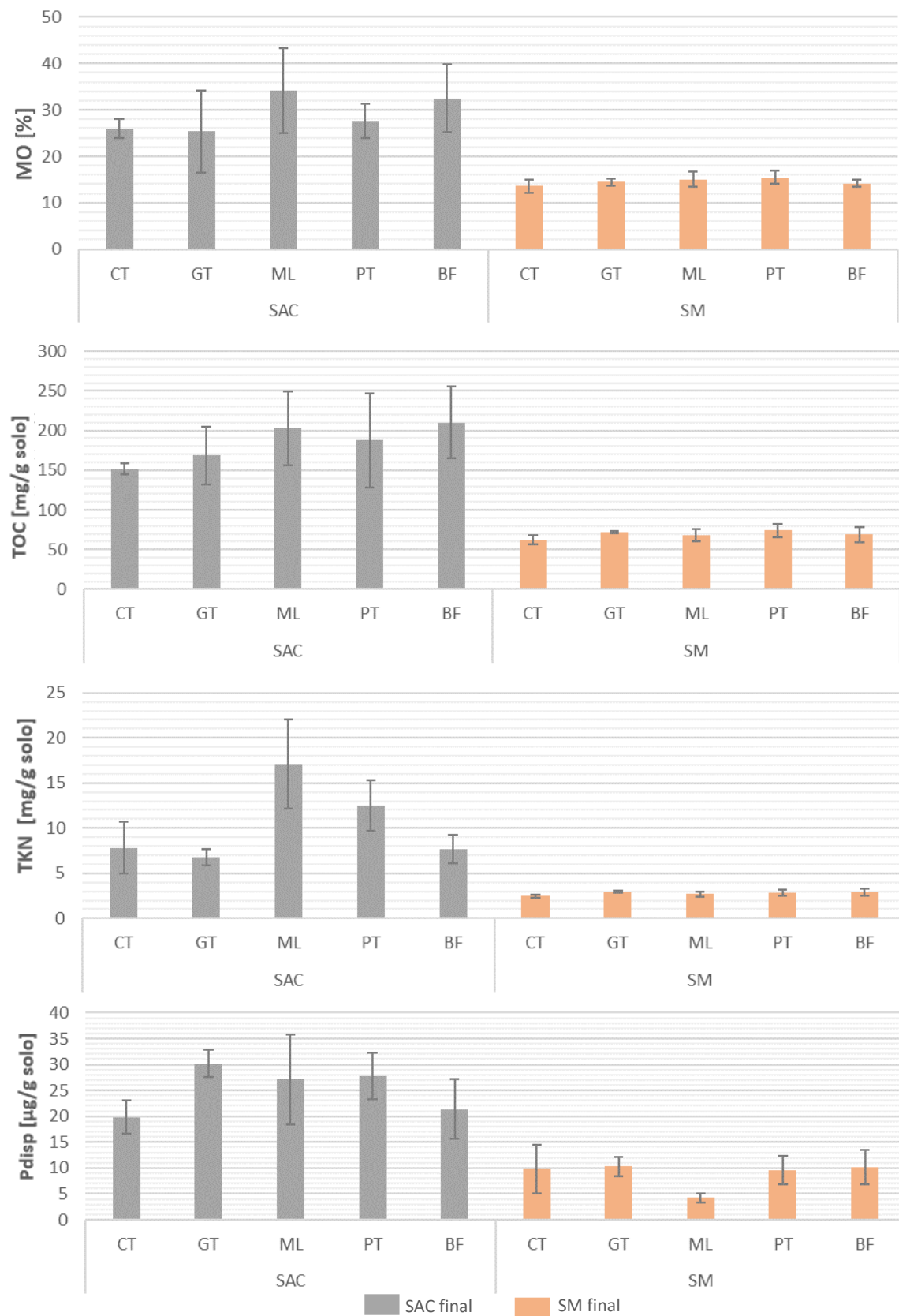


Figura 12.: Teor (média ± desvio-padrão) de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), azoto Kjeldahl (TKN) e fósforo disponível (Pdisp) nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.

Comparando as razões C/N dos solos, 7 meses após o incêndio (Figura 13), constatou-se que os valores foram bastante semelhantes entre tratamentos na camada SM. Na camada SAC, os tratamentos BF (27) e GT (25) apresentaram valores mais elevados que o controlo (19), enquanto que o ML (12) e PT (15) registaram valores mais baixos.

Quanto à razão N/P, foi destacado o seu valor elevado para o tratamento ML, em ambas as camadas. Na camada SAC, os solos tratados com GT tiveram os valores inferiores ao controlo, em oposição aos solos tratados com os restantes tratamentos, indicando a forte presença de azoto nos solos tratados com ML, PT e BF. Em contrapartida, apenas os solos com ML tiveram razão N/P superior ao controlo, na camada SM.

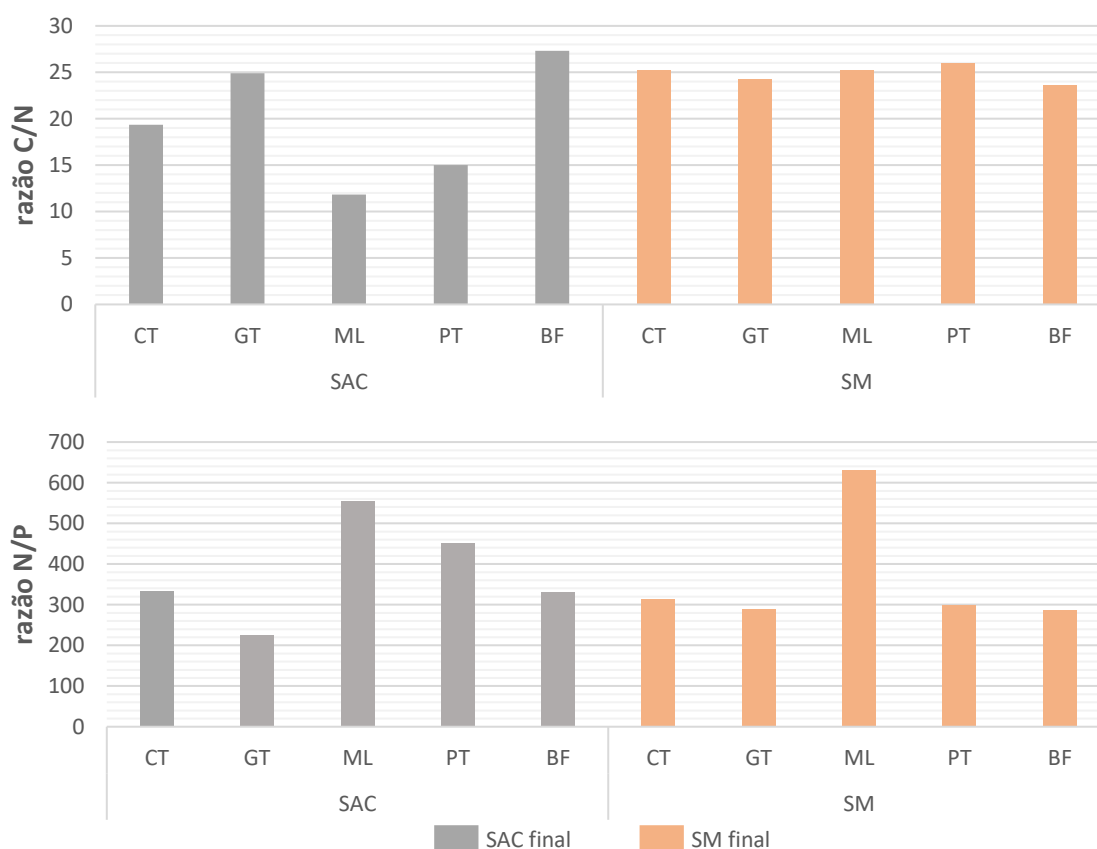


Figura 13. Cálculo das razões C/N e N/P nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.

2.4.3.2. OUTRAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO

2.4.3.2.1. METAIS E CATIONES DE TROCA

Consistentemente com o que foi observado para a MO, TOC, TKN e P_{disp}, foram observadas diferenças significativas nos teores de metais e cationes de troca, entre a camada SAC e

a camada SM ($p < 0.001$; Apêndice A), sendo que os valores mais elevados foram geralmente registados na camada SAC (Tabela 8).

Tabela 8.: Teor (média \pm desvio padrão) de metais e catiões nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.

		Al $\mu\text{g/g}$ solo	Fe $\mu\text{g/g}$ solo	Mn $\mu\text{g/g}$ solo
SAC	CT	1104,30 \pm 71,63	67,27 \pm 5,14	11,37 \pm 1,26
	GT	1135,81 \pm 74,56	67,40 \pm 6,95	9,16 \pm 1,71
	ML	1189,59 \pm 35,18	57,03 \pm 4,94	9,59 \pm 1,11
	PT	1166,93 \pm 67,35	67,71 \pm 3,03	9,77 \pm 0,87
	BF	1351,09 \pm 78,49	69,34 \pm 17,21	5,81 \pm 0,64
SM	CT	833,28 \pm 89,96	41,73 \pm 3,68	0,41 \pm 0,08
	GT	1029,99 \pm 36,4	37,14 \pm 3,92	1,21 \pm 0,44
	ML	993,90 \pm 62,4	30,66 \pm 1,97	0,64 \pm 0,26
	PT	981,81 \pm 32,96	46,63 \pm 1,48	1,65 \pm 0,58
	BF	1049,37 \pm 86,49	49,74 \pm 6,37	0,78 \pm 0,12
		Ca $\mu\text{g/g}$ solo	Mg $\mu\text{g/g}$ solo	K $\mu\text{g/g}$ solo
SAC	CT	686,76 \pm 116,98	89,67 \pm 16,28	53,00 \pm 3,50
	GT	1469,86 \pm 128,26	206,02 \pm 11,77	45,37 \pm 4,10
	ML	598,17 \pm 118,41	55,89 \pm 6,78	41,29 \pm 5,65
	PT	1303,80 \pm 175,15	61,30 \pm 7,82	31,63 \pm 1,74
	BF	915,78 \pm 163,64	128,15 \pm 10,40	59,06 \pm 1,67
SM	CT	12,34 \pm 3,50	3,21 \pm 0,51	23,11 \pm 0,74
	GT	24,90 \pm 13,59	5,14 \pm 0,70	23,05 \pm 4,09
	ML	9,58 \pm 2,01	4,35 \pm 1,27	25,31 \pm 5,50
	PT	38,75 \pm 5,74	4,74 \pm 0,17	18,24 \pm 1,57
	BF	20,38 \pm 3,07	6,48 \pm 0,77	34,75 \pm 2,94

Relativamente aos teores de metais no solo, o tratamento BF registou valores significativamente ($p < 0.001$; Apêndice B) mais elevados de Al no solo do que o controlo, em ambas as camadas, contrariamente aos restantes tratamentos que apresentaram valores semelhantes ao controlo (Tabela 8). No caso do Fe, não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0.05$; Apêndice B), quer na camada SAC, quer na camada SM (Tabela 8). No que diz respeito ao Mn, no solo tratado com BF os teores foram significativamente mais baixos que nos restantes tratamentos, mas somente na camada SAC. Nesta camada, contrariamente à camada SM, o controlo foi o tratamento que apresentou os teores mais elevados de Mn (Tabela 8).

O Ca foi o catião de troca mais abundante na camada SAC em todos os tratamentos (Tabela 8). Para este elemento, todos os tratamentos, com exceção do ML, registaram valores significativamente ($p < 0.03$; Apêndice B) mais elevados do que o controlo na camada SAC, especialmente o tratamento GT (+113%, em comparação ao CT). Pelo contrário, na camada SM, os teores de Ca dos solos tratados foram semelhantes aos do solo controlo. Um padrão semelhante foi encontrado para o Mg, uma vez que todos os tratamentos diferiram significativamente do controlo ($p \leq 0.004$; Apêndice B) na camada SAC (Tabela 8). Nesta camada do solo, os tratamentos GT e BF apresentaram o maior incremento no teor de Mg relativamente ao controlo. Na camada SM, tal como para o Ca, os teores de Mg dos solos tratados foram semelhantes aos do solo controlo. Relativamente ao K, na camada SAC, o tratamento BF foi o único que apresentou teores superiores ao controlo (Tabela 8), embora não significativamente ($p = 0.195$; Apêndice B). Na camada SM, este tratamento apresentou teores mais elevados de K que todos os outros tratamentos.

2.4.3.2.2. PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E HUMIDADE DO SOLO

Os valores de pH, CE e humidade do solo, 7 meses após a aplicação dos tratamentos no campo são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9.: pH, condutividade elétrica (CE) e teor de humidade nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em campo.

		pH	CE [$\mu\text{S.cm}^2$]	Humidade [%]
SAC	CT	4,92 \pm 0,16	221,58 \pm 70,83	18,39 \pm 4,21
	GT	4,99 \pm 0,32	237,13 \pm 133,51	21,82 \pm 4,01
	ML	5,23 \pm 0,20	50,08 \pm 8,92	11,01 \pm 3,63
	PT	5,12 \pm 0,25	107,20 \pm 72,73	9,81 \pm 2,65
	BF	5,17 \pm 0,25	45,70 \pm 13,44	18,88 \pm 6,45
SM	CT	4,79 \pm 0,04	31,47 \pm 5,6	15,07 \pm 3,46
	GT	5,18 \pm 0,12	33,12 \pm 3,04	17,84 \pm 4,17
	ML	4,94 \pm 0,11	29,96 \pm 4,43	16,26 \pm 2,55
	PT	4,65 \pm 0,10	46,28 \pm 2,92	15,51 \pm 1,94
	BF	4,70 \pm 0,14	32,13 \pm 3,04	16,75 \pm 3,84

De acordo com os resultados estatísticos, foram encontradas diferenças significativas no pH ($p = 0.002$; Apêndice A) e na CE ($p < 0.001$; Apêndice A) entre os solos da camada SAC e SM, sendo que, de um modo geral, os valores mais elevados destes parâmetros foram registados na camada SAC. A humidade do solo, por outro lado, apresentou

valores semelhantes entre camadas ($p=0.273$; Apêndice A), mas ainda assim verificou-se uma tendência para valores mais elevados na camada SAC do que na camada SM.

Entre tratamentos, não foram observadas diferenças significativas no pH do solo ($p=0.06$; Apêndice A), sendo que os valores rondaram o pH de 5 (solos ácidos). Pelo contrário, para a CE ($p=0.03$; Apêndice A) e humidade do solo ($p=0.03$; Apêndice A), foram encontradas diferenças significativas entre tratamentos. Na camada SAC, os valores mais elevados de CE foram observados nos solos tratados com GT, enquanto que na camada SM foram registados nos solos tratados com PT. No que diz respeito à humidade do solo, houve uma maior consistência nos resultados, dado que em ambas as camadas, os valores mais elevados deste parâmetro foram observados no tratamento GT.

2.4.4. EXPERIÊNCIA DE LABORATÓRIO

2.4.4.1. SOLO

As propriedades dos solos dos diferentes tratamentos no final da experiência de laboratório, ou seja, 7 meses após a aplicação dos tratamentos, são apresentadas a seguir. É de notar que, nas condições laboratoriais, verificou-se uma “nuvem de bolor” formada no interior das colunas com solo tratado com o tratamento BF.

2.4.4.1.1. MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES NO SOLO

Os teores de MO e nutrientes (TOC, TKN e Pdisp) na camada de solo afetada por cinzas (SAC) e na camada mineral do solo (SM), no final da experiência de laboratório são apresentados na Figura 14.

Tal como observado em campo, os valores de MO, TOC, TKN e Pdisp na camada SAC foram significativamente mais elevados ($p \leq 0.002$; Apêndice C) na camada SAC do que na camada SM.

Relativamente à MO, não se observaram diferenças significativas entre os tratamentos ($p>0.70$; Apêndice C), em ambas as camadas. Contudo, na camada SAC, observou-se um ligeiro aumento do teor de matéria orgânica do solo nos tratamentos GT e PT relativamente ao controlo, enquanto que nos tratamentos ML e BF registou-se um decréscimo. Na camada SM, por outro lado, todos os tratamentos apresentaram um decréscimo nos teores de matéria orgânica relativamente ao controlo.

Quanto ao TOC, na camada SAC, foram observadas diferenças significativas ($p < 0.05$; Apêndice D) nos teores de TOC entre os tratamentos aplicados. Comparando os teores

de TOC entre os diferentes tratamentos, foram identificados padrões semelhantes aos descritos para a MO, em ambas as camadas do solo.

No que diz respeito ao TKN, observou-se um decréscimo dos teores de azoto dos tratamentos relativamente ao controlo, em ambas as camadas. Na camada SAC, o tratamento que registou o menor decréscimo (-7%) foi o ML, enquanto que o inverso se verificou na camada SM.

Quanto ao Pdisp, foram encontradas diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0.001$; Apêndice D), quer para a camada SAC, quer para a camada SM. Na camada SAC, o tratamento que registou o maior incremento relativamente ao controlo foi o BF (77%), seguido do GT (40%) e PT (25%). Na camada SM, por outro lado, o tratamento PT foi o que registou o maior incremento relativamente ao controlo (148%), enquanto que o GT foi o único tratamento que apresentou um decréscimo (-22%) comparativamente ao controlo.

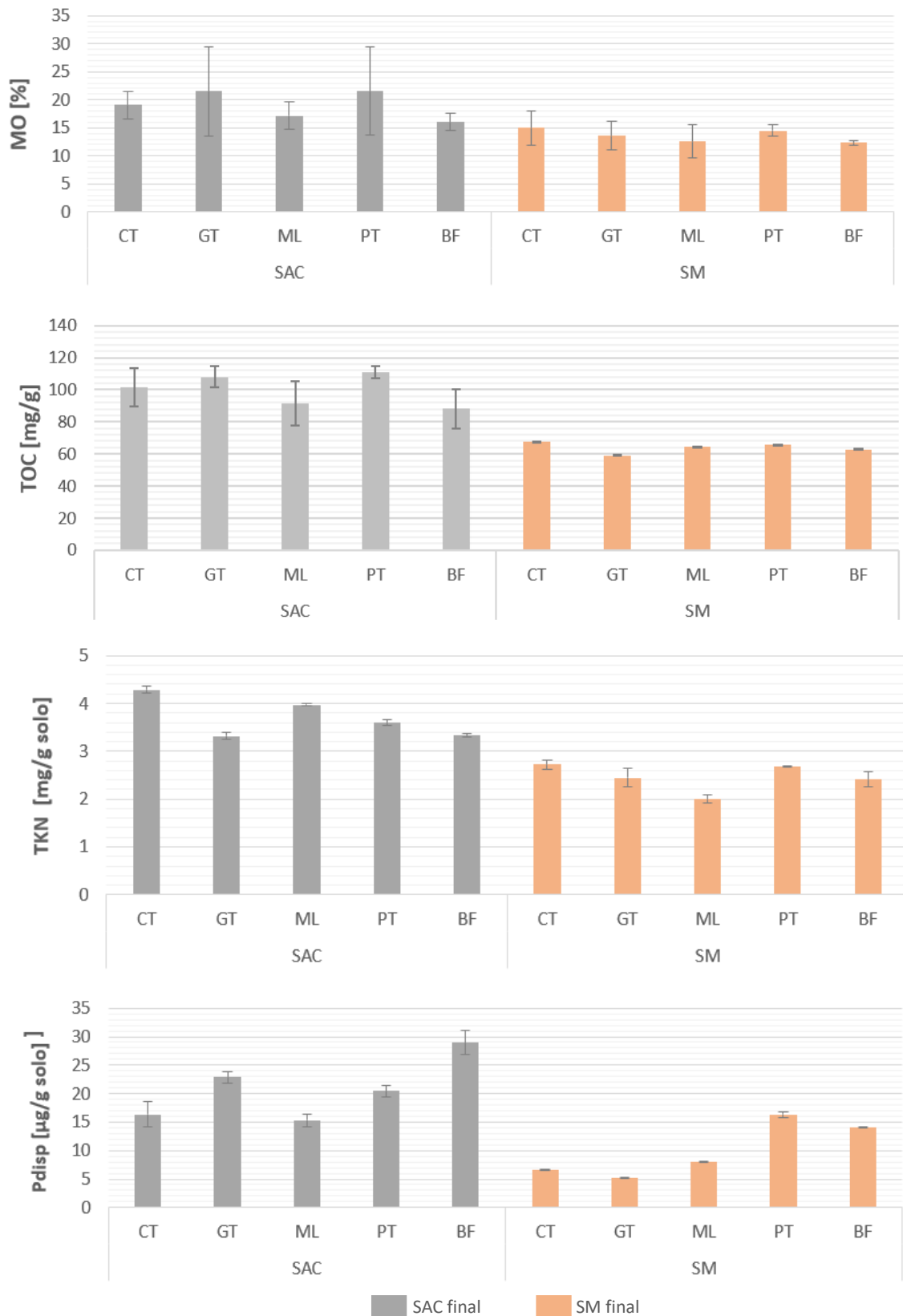


Figura 14.: Teor (média ± desvio-padrão) de matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (TOC), azoto Kjeldahl (TKN) e fósforo disponível (Pdisp) nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.

No ensaio de laboratório, os valores da razão C/N no tratamento controlo foram praticamente idênticos aos valores encontrados em campo, para ambas as camadas. O mesmo não aconteceu para os solos tratados, uma vez que na camada SAC, apenas o tratamento ML (23) apresentou valores inferiores ao controlo (24). Na camada SM, pelo contrário, o tratamento ML foi o que apresentou maior incremento (32) na razão C/N relativamente ao controlo (25) (Figura 15).

No que diz respeito à razão N/P dos solos, no geral verificou-se uma tendência para valores mais elevados na camada SM do que na camada SAC, enquanto que na experiência de campo, estas camadas apresentavam valores semelhantes. Na camada SAC, todos os tratamentos apresentaram uma razão N/P inferior ao controlo (260). Na camada SM, o único tratamento com valor inferior ao controlo (410) foi o BF (260). Nesta camada, os solos tratados com PT lideraram na razão N/P, com o valor de (477) (Figura 15).

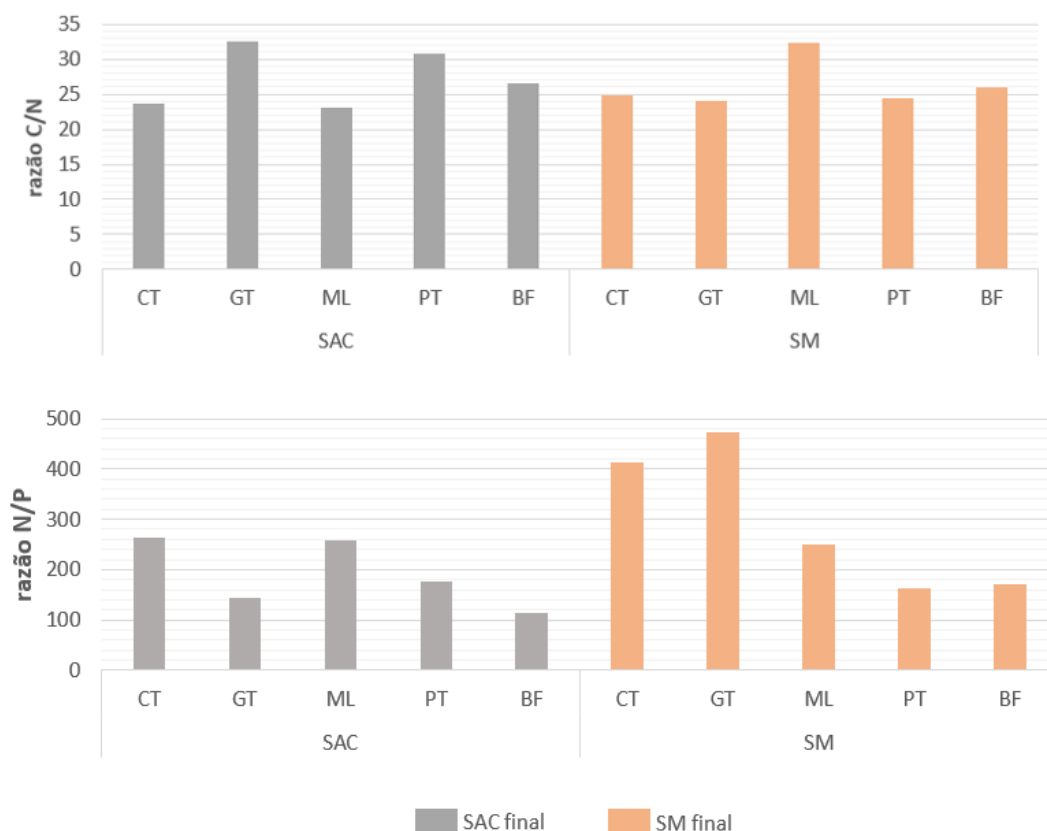


Figura 15.: Cálculo das razões C/P e N/P nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.

2.4.2.1.2. OUTRAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO

2.4.2.1.2.1. METAIS E CATIONES DE TROCA

Os teores de metais (Al, Fe e Mn) e cationes de troca (Ca, Mg e K) no solo, diferiram significativamente ($p < 0.001$; Apêndice C) entre a camada SAC e SM do solo (Tabela 10) sendo que os valores mais elevados foram observados na camada SAC, em concordância com o que foi descrito para a matéria orgânica e nutrientes (TOC, TKN e Pdisp).

Tabela 10.: Teor (média \pm desvio padrão) de metais e cationes nos solos da camada afetada por cinzas (SAC) e da camada mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.

		Al $\mu\text{g/g solo}$	Fe $\mu\text{g/g solo}$	Mn $\mu\text{g/g solo}$
SAC	CT	801,78 \pm 6,10	41,19 \pm 2,17	2,01 \pm 1,67
	GT	815,67 \pm 7,09	42,55 \pm 1,40	1,33 \pm 0,23
	ML	834,34 \pm 6,39	41,31 \pm 1,39	1,33 \pm 0,10
	PT	823,14 \pm 6,53	42,76 \pm 1,48	1,31 \pm 0,29
	BF	967,81 \pm 6,92	42,33 \pm 1,73	0,61 \pm 0,27
SM	CT	675,22 \pm 0,13	28,54 \pm 0,17	< L.D.
	GT	775,06 \pm 0,18	34,08 \pm 0,21	< L.D.
	ML	745,38 \pm 0,11	29,94 \pm 0,12	< L.D.
	PT	734,93 \pm 0,18	35,02 \pm 0,15	< L.D.
	BF	675,22 \pm 0,10	28,54 \pm 0,16	< L.D.
		Ca $\mu\text{g/g solo}$	Mg $\mu\text{g/g solo}$	K $\mu\text{g/g solo}$
SAC	CT	376,75 \pm 29,49	2,98 \pm 0,14	54,79 \pm 3,40
	GT	852,45 \pm 18,58	100,18 \pm 3,25	40,16 \pm 4,11
	ML	295,10 \pm 29,31	2,97 \pm 0,28	42,22 \pm 1,18
	PT	766,22 \pm 30,87	7,60 \pm 0,64	33,99 \pm 0,88
	BF	712,43 \pm 218,62	67,98 \pm 3,68	84,42 \pm 8,17
SM	CT	6,27 \pm 0,14	0,99 \pm 0,04	21,08 \pm 0,21
	GT	18,67 \pm 0,18	2,74 \pm 0,08	37,48 \pm 0,18
	ML	9,77 \pm 0,12	1,21 \pm 0,06	38,23 \pm 0,14
	PT	37,36 \pm 0,11	3,81 \pm 0,10	37,80 \pm 0,23
	BF	25,19 \pm 0,16	4,14 \pm 0,13	69,48 \pm 0,24

*L.D. – limite de deteção

Da mesma forma, foram encontradas diferenças significativas entre tratamentos para os metais de troca ($p < 0.001$; Apêndice C), com exceção do Mn que apresentou sempre valores muito baixos ($\leq 2.01 \mu\text{g/g solo}$). De um modo geral, na camada SAC, todos os tratamentos apresentaram teores mais elevados de Al e Fe que o tratamento controlo, enquanto que para o Mn, praticamente todos os tratamentos apresentaram valores inferiores ao controlo (Tabela 10). Na camada SM, todos os tratamentos apresentaram

teores de Al e Fe mais elevados que o controlo, sendo que o tratamento GT foi o que registou os teores mais elevados de Al e, o tratamento PT o que apresentou os valores mais elevados de Fe.

Para os catiões de troca, à semelhança dos metais, também foram identificadas diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0.001$; Apêndice C). No que diz respeito ao Ca e Mg, na camada SAC, o GT foi o tratamento que registou os teores mais elevados destes elementos, apresentando valores, respetivamente, 2 e 33 vezes superiores ao controlo (Tabela 10); enquanto que o ML foi o tratamento que registou os valores mais baixos. No caso do K, o tratamento BF foi o único tratamento que registou teores mais elevados (incremento de 54%) que o controlo (Tabela 10).

Tal como para os metais, na camada SM, todos os tratamentos apresentaram teores de catiões de troca superiores ao tratamento controlo, sendo que o tratamento BF foi o que registou os teores mais elevados destes elementos.

2.4.2.1.2.2. PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E HUMIDADE DO SOLO

Os valores de pH, EC e humidade do solo na camada SAC e SM no final da experiência de laboratório são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11.: pH, condutividade elétrica (CE) e teor de humidade nas camadas de solo afetado por cinzas (SAC) e mineral (SM), 7 meses após a aplicação dos tratamentos em laboratório.

		pH	CE [$\mu\text{S.cm}^2$]	Humidade [%]
SAC	CT	4,56 \pm 0,07	201,60 \pm 22,37	4,96 \pm 1,01
	GT	4,27 \pm 0,24	257,33 \pm 10,89	6,36 \pm 1,68
	ML	4,71 \pm 0,19	170,74 \pm 14,27	3,75 \pm 0,31
	PT	4,50 \pm 0,03	786,00 \pm 4,58	7,69 \pm 1,42
	BF	4,45 \pm 0,08	1264,33 \pm 339,99	12,35 \pm 3,29
SM	CT	4,81 \pm 0,07	78,90 \pm 2,91	6,80 \pm 0,25
	GT	4,45 \pm 0,03	114,33 \pm 4,81	6,63 \pm 1,05
	ML	4,57 \pm 0,03	100,00 \pm 5,29	3,67 \pm 0,32
	PT	4,44 \pm 0,01	143,37 \pm 4,63	11,48 \pm 0,47
	BF	4,68 \pm 0,04	334,67 \pm 6,13	14,00 \pm 0,50

Para todos os parâmetros, foram encontradas diferenças significativas (pH: $p=0.01$, CE: $p < 0.001$, humidade: $p=0.01$; Apêndice C), entre as duas camadas (Tabela 11). O pH foi, de um modo geral, mais elevado na camada SAC do que na camada SM, exceto para o tratamento GT e para o controlo. Os valores de CE, por outro lado, foram sempre superiores na camada SAC que na camada SM. E a humidade do solo foi

tendencialmente mais elevada no SM do que no SAC para quase todos os tratamentos, exceto o ML.

Foram também encontradas diferenças significativas entre tratamentos, para os parâmetros pH, CE e humidade do solo ($p < 0.001$; Apêndice C). Os valores mais elevados de pH na camada SAC foram registados no tratamento ML, sendo o único tratamento que apresentou um valor superior ao controlo (Tabela 11). Na camada SM, todos os solos tratados apresentaram valores de pH inferiores ao controlo. Relativamente aos parâmetros CE e humidade do solo, o tratamento BF foi o que apresentou valores mais elevados em ambas as camadas do solo. Todos os tratamentos apresentaram valores de CE superiores ao controlo, enquanto que para a humidade do solo, os tratamentos PT e BF foram os que apresentaram consistentemente valores superiores ao controlo.

2.4.4.2. PERCOLADO

As características do percolado recolhido nas 3 simulações de chuva são apresentadas nas secções a seguir.

O volume médio de percolado recolhido em cada simulação e para os diferentes tratamentos estão na tabela a seguir.

Tabela 12.: Volume médio de percolado recolhido após as simulações de chuva.

Tratamentos	Volume médio de percolado recolhido (mL)		
	1ª simulação	2ª simulação	3ª simulação
CT	1027	300	145
GT	850	298	142
ML	1040	304	218
PT	830	230	143
BF	1953	284	31

2.4.4.2.1. MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES

Para a maioria dos tratamentos, a MO no percolado não apresentou grande variabilidade entre simulações ($p = 0.125$; Apêndice E), no entanto para o tratamento BF foi observado um aumento substancial (16 vezes) da MO entre a primeira e a última simulação de chuva (Figura 16). Comparando os tratamentos, o BF foi o tratamento que registou os valores mais elevados de MO em todas as simulações, enquanto que os restantes tratamentos apresentaram valores muito semelhantes entre si ($p > 0.1$; Apêndice E).

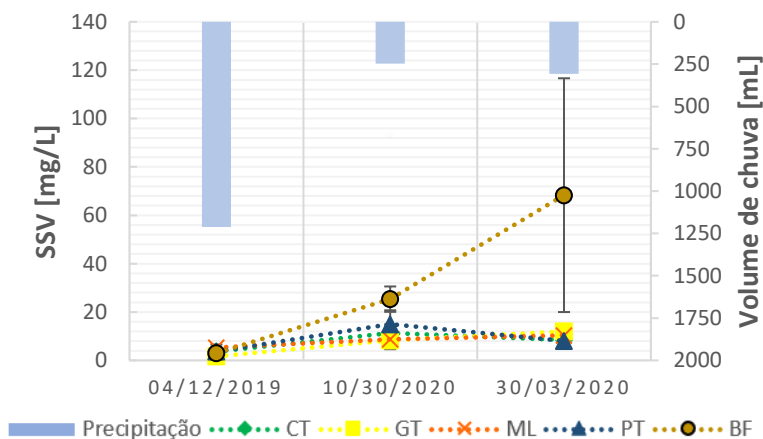
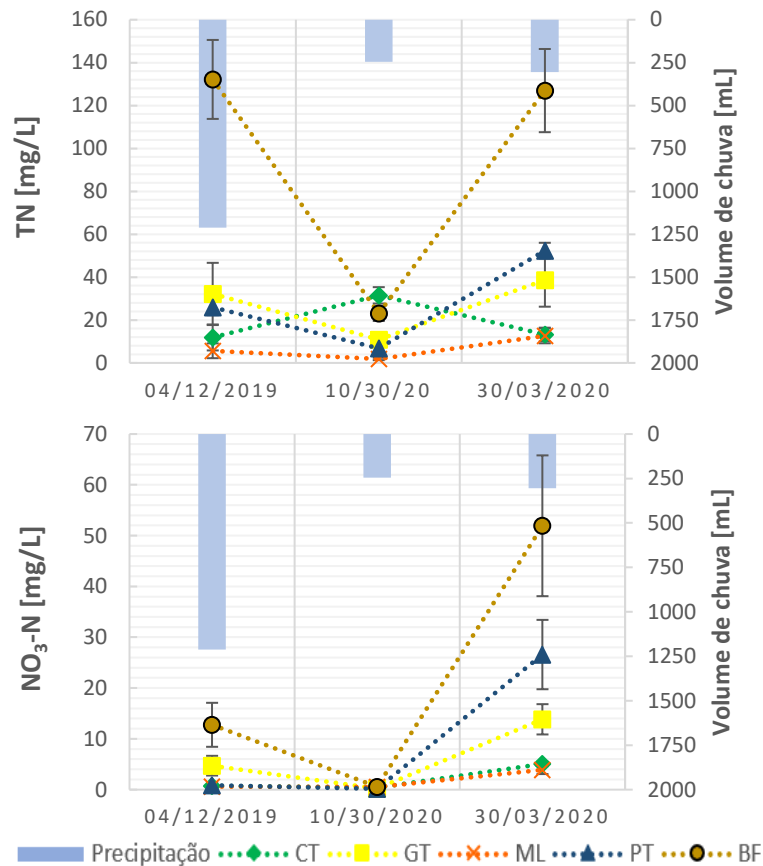


Figura 16.: Valores médios (\pm desvio padrão) da matéria orgânica (MO) no percolato recolhido nas três simulações de chuva.

Contrariamente ao que foi observado para a MO, as concentrações de nutrientes (TN, $\text{NO}_3\text{-N}$, TP e $\text{PO}_4\text{-P}$) no percolato variaram significativamente ($p < 0.05$; Apêndice E) entre simulações.

Relativamente ao TN, o padrão de variação das concentrações foi semelhante para a maioria dos tratamentos, sendo que no geral os valores mais elevados de TN foram observados na 3ª simulação de chuva, exceto para o tratamento BF que apresentou os valores mais elevados de TN na 1ª simulação (Figura 17). No controlo, no entanto, o padrão de variação das concentrações foi inverso ao observado nos tratamentos, registando-se os valores mais elevados de TN na 2ª simulação de chuva (Figura 17). Para este parâmetro, foram encontradas diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0.001$; Apêndice E), sendo que o tratamento BF foi aquele que, de um modo geral, apresentou os valores mais elevados de TN no percolato.

No caso dos nitratos, quer os tratamentos, quer o controlo, apresentaram o mesmo padrão de variação ao longo do tempo, registando-se os valores mais elevados de $\text{NO}_3\text{-N}$ na 3ª simulação (Figura 17). À semelhança do que foi observado para o TN, foram observadas diferenças significativas ($p < 0.001$; Apêndice E) entre os tratamentos, sendo o tratamento BF aquele que registava os valores mais elevados de $\text{NO}_3\text{-N}$, principalmente na 3ª simulação de chuva.



No que diz respeito às formas de P, no geral, o padrão de variação das concentrações de TP foi inverso ao observado para o PO₄-P, para todos os tratamentos (Figura 18). Os valores mais baixos de TP foram observados no percolado da 2ª simulação de chuva, enquanto que as concentrações mais elevadas de PO₄-P foram também registadas nesta simulação. No geral, o tratamento BF registou concentrações de TP significativamente mais elevadas ($p < 0.05$; Apêndice E) que os restantes tratamentos, exceto na 2ª simulação. Este tratamento foi também o que registou as concentrações mais elevadas de PO₄-P, no entanto os valores foram muito semelhantes aos encontrados no percolado do tratamento ML (Figura 18).

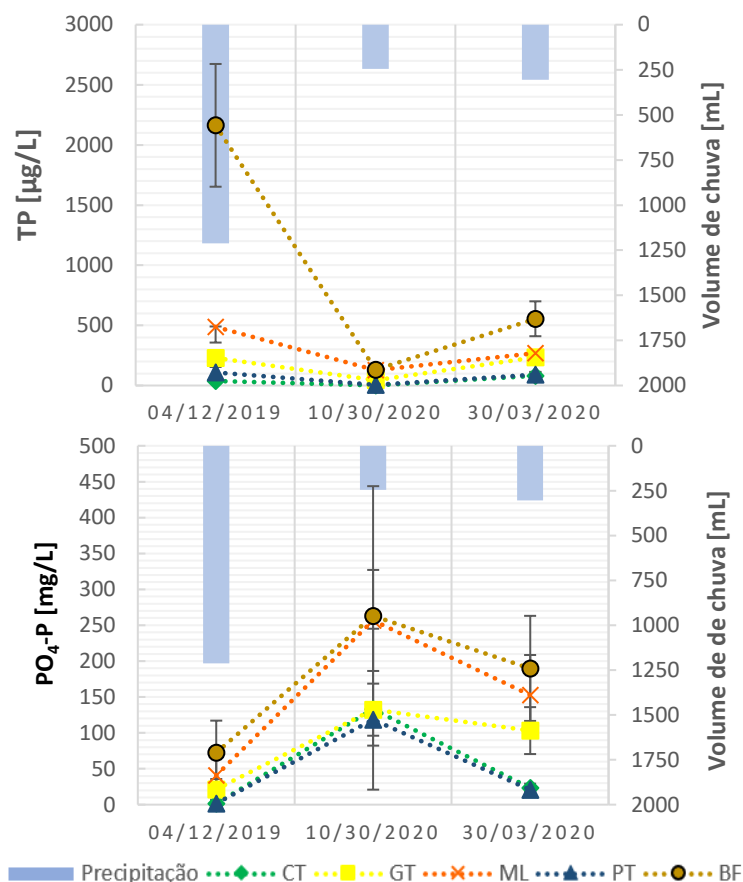


Figura 18.: Valores médios (\pm desvio padrão) de fósforo total (TP) e fosfatos ($\text{PO}_4\text{-P}$) no percolados recolhido nas três simulações de chuva.

2.4.4.2.2. METAIS E CATIONES DE TROCA

No que diz respeito às concentrações de metais - Al, Fe e Mn - foram observadas diferenças significativas no percolado entre simulações ($p \leq 0.014$; Apêndice E). Relativamente ao Al, observou-se um padrão de variação semelhante ao observado para o $\text{PO}_4\text{-P}$ (Figura 19), tendo-se encontrado um máximo de concentração de Al no percolado da 2ª simulação, para todos os tratamentos. Quanto ao Fe, todos os tratamentos (inclusive o controlo) apresentaram um decréscimo nas concentrações deste elemento ao longo do ensaio (Figura 19). No caso do Mn, o padrão de variação ao longo do tempo diferiu bastante entre tratamentos. Talvez por essa razão, o Mn foi o único dos três elementos que apresentou diferenças significativas ($p < 0.001$; Apêndice E) entre tratamentos, sendo que as concentrações mais elevadas de Mn foram observadas no controlo.

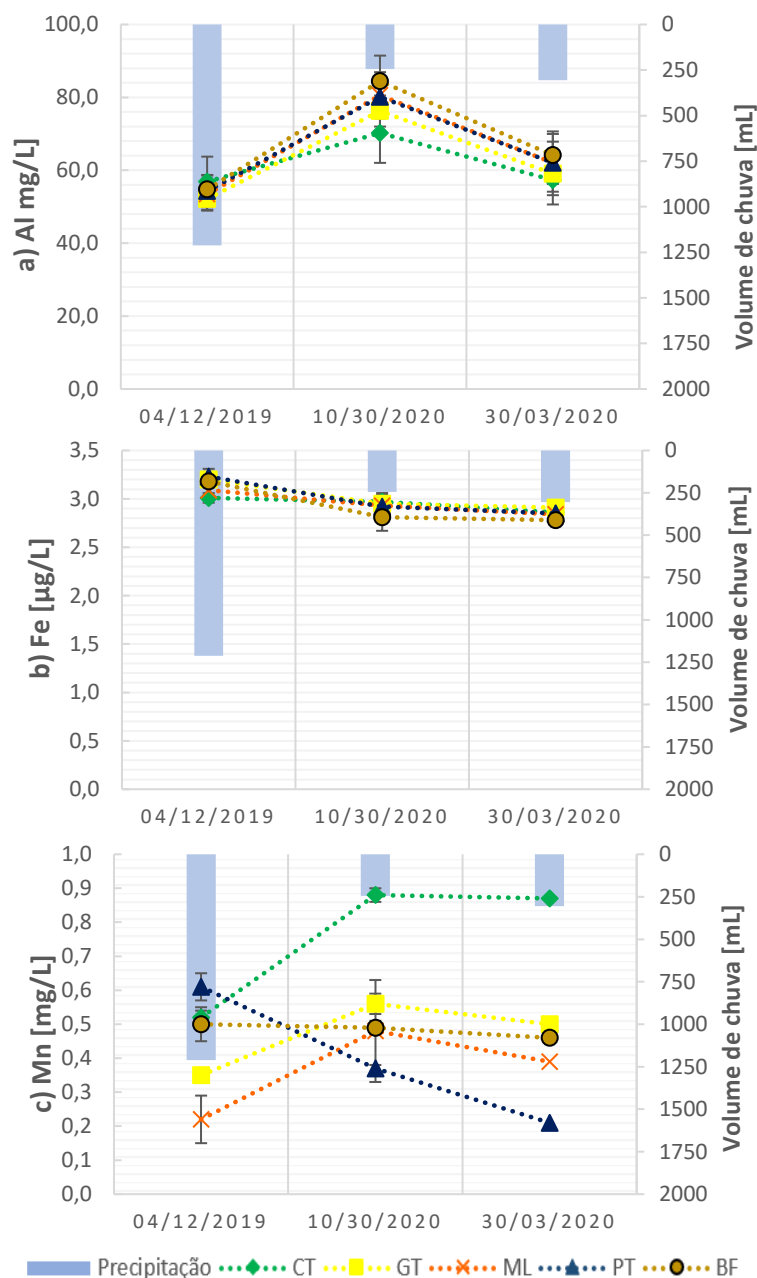


Figura 19.: Valores (\pm desvio padrão) dos metais de troca: a) alumínio (Al), b) ferro (Fe) e c) manganês (Mn), no percolato recolhido nas três simula es de chuva.

Tal como para os metais, foram observadas diferenças significativas ($p < 0.05$; Apêndice E) nas concentra es de catiões de troca (Ca, K e Mg) entre as simula es. De um modo geral, os catiões tiveram um padrão de varia o temporal semelhante ao observado para o Al. Tal como para este elemento, os valores mais elevados de Ca e Mg foram observados no percolato da 2^a simula o. O mesmo foi observado para o K na maioria dos tratamentos, no entanto o padrão de varia o temporal deste elemento divergiu no tratamento ML e no controlo. Comparando as concentra es de Ca no percolato, não foram identificadas diferenças significativas entre tratamentos ($p = 0.156$), o mesmo não se verificou para o K ($p = 0.001$) e Mg ($p = 0.004$) (Apêndice E). No caso do Mg, o

tratamento BF apresentou concentrações significativamente mais elevadas ($p \leq 0.03$; Apêndice E) que os restantes tratamentos. Quanto ao K, o controlo apresentou concentrações significativamente mais baixas ($p \leq 0.03$; Apêndice E) que os tratamentos. Os valores mais elevados de K no percolado foram registados nos tratamentos BF e GT (Figura 20).

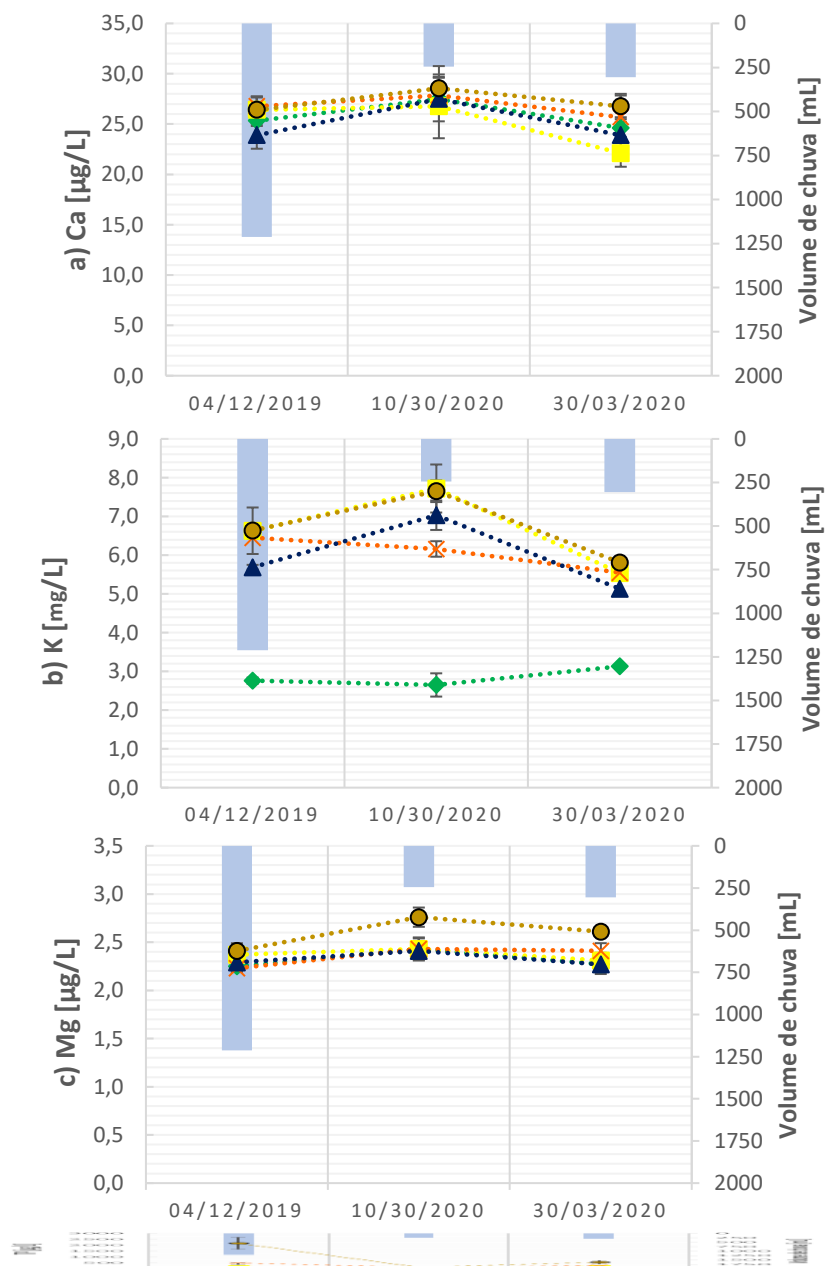


Figura 20.: Valores (\pm desvio padrão) dos catiões de troca a) cálcio (Ca), b) potássio (K) e c) magnésio (Mg) no percolado recolhido nas três simulações de chuva.

2.4.4.2.3. pH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

Os valores de pH, CE e SST das amostras de percolado recolhido nas 3 simulações de chuva encontram-se representados na Tabela 13.

No que diz respeito ao pH, todos os tratamentos exceto o ML, apresentaram valores mais elevados de pH na simulação com menor precipitação (2ª simulação), enquanto o controlo exibiu uma diminuição do pH ao longo do tempo. Ao comparar os tratamentos, tornou-se notório que o tratamento BF apresentava valores significativamente mais elevados ($p < 0.001$; Apêndice E) de pH que os restantes tratamentos.

Relativamente à CE, quer o tratamento GT, quer o controlo, apresentaram valores semelhantes nas diferentes simulações. O tratamento BF, por outro lado, apresentou um decréscimo significativo ($p < 0.001$; Apêndice E) na CE entre a 1ª e a 3ª simulação. No caso do PT e ML, os padrões de variação da CE diferiram bastante entre tratamentos, uma vez que os valores mais elevados de CE no tratamento PT foram observados na 2ª simulação e o inverso foi observado para o ML. Ao comparar os tratamentos, verificou-se que os valores de CE no tratamento BF foram significativamente mais elevados ($p < 0.001$; Apêndice E) que nos restantes tratamentos, os quais registaram valores semelhantes de CE entre si.

Tabela 13.: Valores médios (\pm desvio padrão) de pH, condutividade elétrica (CE) e sólidos suspensos totais (SST) no percolado recolhido nas três simulações de chuva.

	TRATAMENTOS	pH	CE [$\mu\text{S.cm}^2$]	SST [mg/L]
1ª Simulação	CT	4,42 \pm 0,16	1987 \pm 7	11,00 \pm 7,87
	GT	4,19 \pm 0,11	2315 \pm 90	42,00 \pm 5,72
	ML	4,62 \pm 0,10	2141 \pm 54	18,33 \pm 4,64
	PT	4,20 \pm 0,03	1992 \pm 125	23,00 \pm 14,90
	BF	5,55 \pm 0,16	3233 \pm 158	71,33 \pm 10,87
2ª Simulação	CT	4,24 \pm 0,05	1821 \pm 53	38,67 \pm 17,56
	GT	4,43 \pm 0,18	2018 \pm 93	27,67 \pm 4,19
	ML	3,84 \pm 0,13	1572 \pm 59	26,00 \pm 5,72
	PT	4,49 \pm 0,12	2441 \pm 146	46,00 \pm 18,78
	BF	6,05 \pm 0,19	3130 \pm 210	72,33 \pm 14,38
3ª Simulação	CT	4,07 \pm 0,13	1886 \pm 273	49,50 \pm 5,34
	GT	4,04 \pm 0,07	2186 \pm 311	42,67 \pm 3,77
	ML	4,14 \pm 0,09	2294 \pm 23	20,00 \pm 1,63
	PT	4,40 \pm 0,13	1922 \pm 74	52,00 \pm 9,09
	BF	4,68 \pm 0,34	2067 \pm 79	86,67 \pm 4,00

Quanto aos SST, todos os tratamentos, com exceção do ML, registaram um aumento progressivo nos valores de SST ao longo das simulações. Para todos os tratamentos, foi observado um aumento particularmente expressivo entre a 1ª e 2ª simulação. De entre os tratamentos, o BF destacou-se por apresentar valores significativamente mais

elevados ($p < 0.001$; Apêndice E) de SST que os restantes tratamentos, enquanto o ML foi o tratamento que apresentou os valores mais baixos de SST em todas as simulações.

2.4.5. COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS TRATAMENTOS ORGÂNICOS EM CAMPO E EM LABORATÓRIO

As abundâncias relativas dos diferentes nutrientes nas camadas SAC e SM, em campo e em laboratório, são apresentadas nas Figuras 21 e 22.

Tanto nos solos de campo como nos de laboratório, o carbono (TOC) foi o elemento mais abundante, uma vez que os tratamentos tiveram um grande incremento de TOC (>91%) em ambas as camadas de solo, não se observando diferenças notórias entre os tratamentos e o controlo (Figura 21).

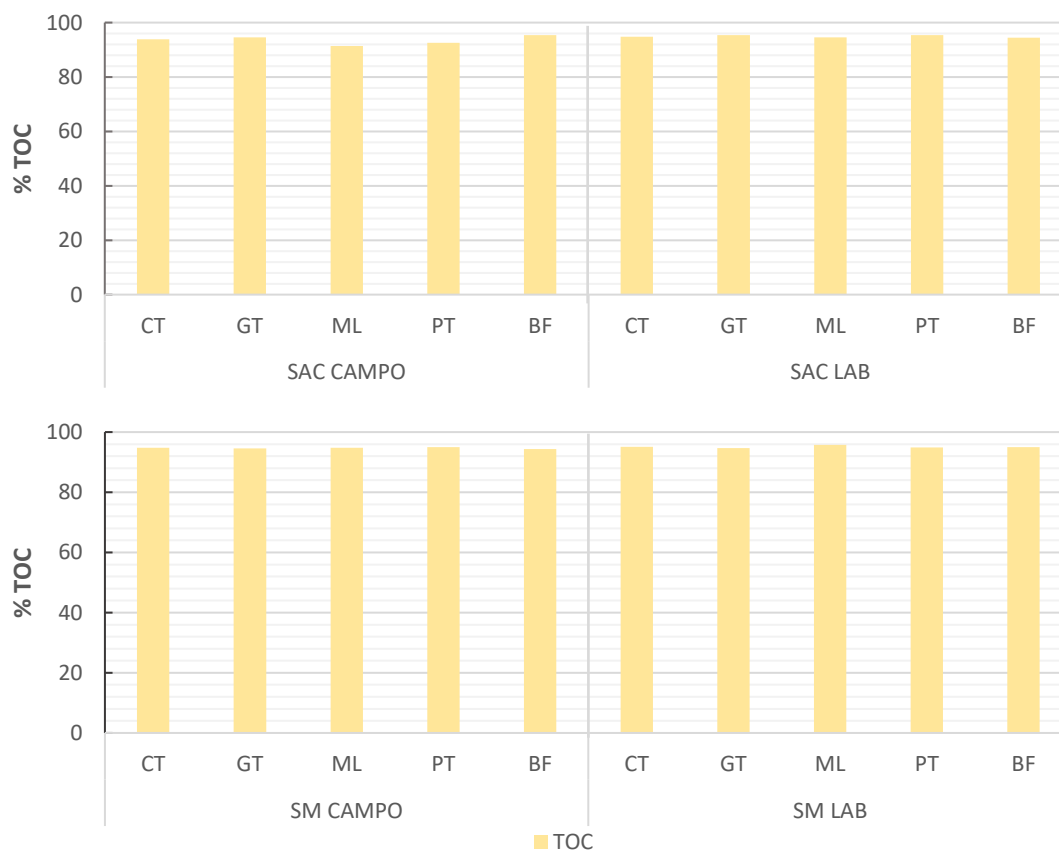


Figura 21.: Percentagem de carbono orgânico total (TOC) na camada de solo afetado por cinzas (SAC) e na camada de solo mineral (SM) no final das experiências de campo e de laboratório.

O azoto (TKN) foi o segundo elemento mais abundante, quer nos solos de campo, quer nos solos de laboratório (Figura 22), sendo que a sua abundância variou entre camadas e tratamentos. Em campo, o TKN representava 3.7% a 7.7% dos nutrientes na camada SAC, enquanto que no laboratório apresentava valores inferiores de abundância, entre 2.9% e 4.1%. Em ambas as condições experimentais, o tratamento ML foi aquele que

apresentava uma maior percentagem de TKN na camada SAC, especialmente em campo. Na camada SM, por outro lado, não houve diferenças notórias na abundância relativa de TKN no solo entre o campo e o laboratório. No entanto, em laboratório, foi evidente uma diminuição no teor de TKN no tratamento ML (Figura 22).

No que diz respeito ao Al, a sua abundância relativa na camada SAC foi ligeiramente superior nos solos de laboratório (0.7%-1.0%) que nos solos de campo (0.5%-0.7%). Em campo, o controlo apresentou uma percentagem de Al muito semelhante aos tratamentos na camada SAC, enquanto que no laboratório os tratamentos ML e BF apresentaram valores de abundância de Al claramente superiores ao controlo. Na camada SM, a abundância relativa do Al foi superior à da camada SAC, sendo que os valores em campo (1.3%-1.4%) foram ligeiramente superiores aos do laboratório (1.0-1.2%), não se registando, no entanto, diferenças evidentes entre os tratamentos e o controlo.

Quer nos solos de campo, quer nos solos de laboratório, o Ca era um elemento relativamente abundante (4º elemento mais abundante) na camada SAC, em especial no tratamento GT. Contrariamente, na camada SM, este elemento era praticamente inexpressivo (<0.05%).

Outros elementos, registaram também diferenças claras entre as camadas do solo. Quer em campo, quer em laboratório, o Mg foi mais abundante na camada SAC que na camada SM. Relativamente a este elemento, observou-se ainda que os solos tratados com GT eram particularmente mais ricos em Mg que os restantes tratamentos. Por oposição, elementos como o Fe e o K tiveram uma contribuição mais expressiva na camada SM que na camada SAC, quer nos solos de campo, quer nos solos de laboratório, sendo que o tratamento BF foi o que apresentou maior abundância relativa destes elementos comparativamente aos restantes tratamentos.

Relativamente ao Pdisp, os solos do laboratório foram, de um modo geral, mais ricos que os solos de campo, em ambas as camadas. No laboratório, o tratamento BF foi o que registava maior abundância de Pdisp na camada SAC, enquanto que em campo, o tratamento GT foi o que registou maior abundância de Pdisp. Na camada SM, todos os tratamentos eram mais pobres em Pdisp que o controlo.

Quer nos solos de campo, quer nos solos de laboratório, o elemento menos abundante foi o Mn, em ambas as camadas do solo.

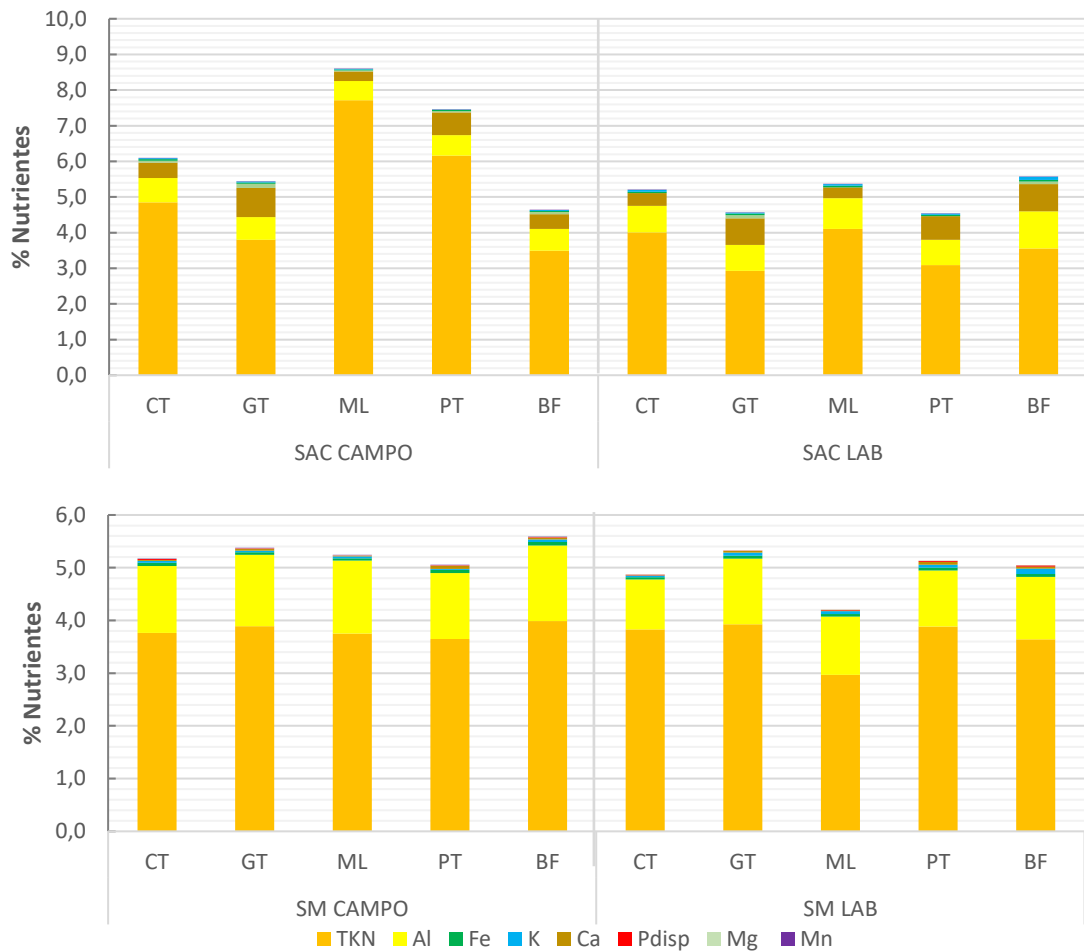


Figura 22.: Percentagem de azoto de Kjeldahl (TKN), fósforo disponível (Pdisp), e metais (Fe, Al, Mn) e catiões (Ca, Mg, K) de troca na camada de solo afetado por cinzas (SAC) e na camada de solo mineral (SM) no final das experiências de campo e laboratório.

2.5. DISCUSSÃO

De um modo geral, em campo, todos os solos tratados apresentaram um aumento da fertilidade relativamente ao solo não tratado. Este aumento da fertilidade foi visível em ambas as camadas do solo (SAC e SM), no entanto, foi consideravelmente mais pronunciado na camada SAC, muito provavelmente devido ao impacto direto dos tratamentos no solo. Comparativamente ao solo inicial, no final da experiência de campo, observaram-se diferenças entre as camadas SAC e SM em termos de teores de nutrientes. Estes resultados sugerem que houve uma migração dos nutrientes em profundidade, como consequência da percolação após eventos de chuva (Zhang et al., 2019). Esta mobilização em profundidade foi também comprovada visualmente, uma vez que a camada SAC no final do ensaio de campo tinha uma espessura de cerca de 5 cm, enquanto que, inicialmente, a profundidade desta camada era cerca de 1 cm. Estes resultados demonstram a importância da aplicação de tratamentos orgânicos na proteção da camada de cinzas rica em nutrientes, o que é essencial não só para a

manutenção da fertilidade do solo em áreas aridas, mas também para a redução do risco de contaminação das massas de água a jusante destas áreas. O enriquecimento do solo mineral resultante da aplicação de tratamentos orgânicos nos solos aridos, contribui também para a regeneração natural da vegetação, uma vez que as raízes das plantas têm maior acesso aos nutrientes essenciais (Larchevêque et al., 2006a), acelerando deste modo o processo de recuperação das áreas aridas.

No que diz respeito à eficiência dos tratamentos em campo, o que se verificou neste trabalho foi que o tratamento ML, a par do tratamento BF, foi um dos tratamentos que promoveu o maior incremento no conteúdo em MO e TOC na camada SAC do solo, tal como seria de esperar tendo em conta que este era o tratamento que apresentava maior riqueza em compostos orgânicos (Tabela 5). O tratamento BF apesar de não ser dos tratamentos com maior conteúdo em matéria orgânica, promoveu um incremento considerável no teor de MO e especialmente de TOC na camada SAC do solo. O facto deste ser um biofertilizante líquido (e, como tal, facilmente biodegradável), que tem na sua composição bactérias e fungos, terá, provavelmente, promovido a rápida decomposição da matéria orgânica (Cellier et al., 2012; Johnson & Turner, 2019; Zhang et al., 2019), contribuindo para os valores elevados de TOC observados. O tratamento GT foi o que registou os teores mais baixos de MO e o menor incremento de TOC na camada SAC, contrariamente ao que seria de esperar tendo em conta a sua composição (Tabela 5). A rápida decomposição e mineralização da matéria orgânica nos solos tratados com GT, potenciada pelas comunidades de fungos presentes no micotecnosolo (Cellier et al., 2012; Zhang et al., 2019) poderá explicar estes resultados.

Relativamente ao TKN, o ML foi o tratamento que promoveu o maior incremento deste nutriente na camada SAC do solo, contrariamente ao que seria de esperar uma vez que o tratamento GT apresentava uma composição mais rica em TKN (Tabela 5). Estes resultados apontam para uma decomposição mais lenta da matéria orgânica nos solos tratados com ML, a qual poderá dever-se à natureza grosseira destes resíduos orgânicos que resultaram da trituração de sobranes de eucalipto. Estes resultados parecem também corroborar a hipótese acima referida de que as comunidades microbianas, presentes nos tratamentos GT e BF, terão promovido a rápida mineralização da matéria orgânica, ou seja, a transformação do TKN em formas inorgânicas de N. Uma vez que estas formas disponíveis podem ser facilmente lixiviadas e/ou utilizadas pelas plantas, o decréscimo de TKN nos solos tratados com GT e BF foi mais notório.

No que diz respeito ao Pdisp, o maior incremento deste nutriente na camada SAC foi registado nos solos tratados com GT, tal como seria de esperar uma vez que este é o tratamento mais rico em Pdisp (Tabela 5). Os níveis elevados de Pdisp no tratamento GT devem-se, possivelmente, às lamas residuais que fazem parte da sua constituição, uma vez que o processo de desfosforação dos efluentes nas Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs), promove a concentração de P nas lamas residuais (Larchevêque et al., 2006b). Pelo contrário, o tratamento BF foi o que registou o menor

incremento de P_{disp} relativamente aos solos não tratados. Ainda assim, este tratamento apresentou teores de P_{disp} superiores ao controlo, possivelmente devido à mineralização da matéria orgânica.

Contrariamente ao que foi observado na camada SAC, na camada SM não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos no que diz respeito aos teores de MO, TOC, TKN e P_{disp}, o que parece sugerir que os processos biogeoquímicos do solo são mais ativos na camada superficial do solo, devido à intensa atividade microbiana aí existente, conforme referido por Larchevêque *et al.*, (2006a).

Relativamente aos metais, a sua abundância relativa em ambas as camadas de solo, isto é, Al > Fe > Mn, está de acordo com a disponibilidade destes elementos em solos florestais (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). No que diz respeito ao Al, todos os solos tratados registaram um incremento deste elemento em ambas as camadas do solo, no entanto, o maior incremento foi encontrado nos solos tratados com o BF. No que diz respeito ao Mn, na camada SAC, todos os solos tratados apresentaram teores inferiores ao solo não tratado. Os teores mais elevados de MO, ainda que por vezes apenas ligeiramente nos solos tratados, poderá explicar estes resultados, uma vez que a MO tem uma forte afinidade de ligação a elementos metálicos (Caon *et al.*, 2014). O facto de o inverso (isto é, solos tratados com teores de Mn superiores ao solo não tratado) ocorrer na camada mineral do solo a qual apresenta teores mais baixos de MO, parece corroborar esta hipótese.

Em termos de catiões de troca, o tratamento GT foi o que produziu o maior incremento de Ca e Mg na camada SAC, quando comparado com o solo não tratado. Resultados semelhantes foram reportados por outros autores (Larchevêque *et al.*, 2006a) após a aplicação de lamas orgânicas no solo. Os mesmos autores referem ainda que a aplicação de lamas orgânicas potencia o aumento de K no solo, no entanto no presente trabalho, os solos tratados com BF foram os únicos que registaram um incremento de K em ambas as camadas do solo, o que poderá estar relacionado com o facto deste tratamento poder ser rico neste elemento, o qual, devido à sua elevada mobilidade (Machado *et al.*, 2015), é depois percolado para a camada mineral do solo.

Para além de fornecer uma elevada quantidade de iões ao solo, tal como se comprova pelos elevados valores de CE na camada SAC, o tratamento GT promoveu também o aumento do teor de humidade em ambas as camadas de solo. Esta maior capacidade de retenção de água no solo do tratamento GT, é particularmente relevante num contexto pós-fogo não só no que diz respeito à redução das perdas de nutrientes por escorrência superficial, mas também à regeneração do coberto vegetal. Contrariamente ao que seria de esperar com base em estudos anteriores (Keizer *et al.*, 2018; Lucas-Borja *et al.*, 2019; Prats *et al.*, 2016), no presente trabalho, o tratamento ML apresentou valores de humidade semelhantes ou inferiores ao controlo, apesar de fornecer uma maior cobertura ao solo. Uma possível justificação para estes resultados poderá ser a maior

dimensão dos resíduos de eucalipto usados no presente trabalho comparativamente aos estudos anteriores, a qual se traduziu numa menor cobertura do solo.

Em laboratório, a importância relativa dos tratamentos no que diz respeito aos parâmetros de qualidade do solo diferiu bastante do que foi observado em campo. Estas diferenças devem-se muito provavelmente a uma limitação da atividade microbiana, como consequência da inexistência de fontes adicionais de MO, como é o caso do húmus ou das folhas de eucalipto provenientes das copas das árvores parcialmente afetadas pelo incêndio, mas poderá também estar relacionado com a diversidade das comunidades microbianas (Cellier et al., 2012; Larchevêque et al., 2006a). Os fatores ambientais como a temperatura, humidade do solo, poderão também explicar as diferenças entre tratamentos no campo e o laboratório, uma vez que estes fatores condicionam a atividade microbiana (Cardoso & Andreote, 2016).

Apesar das limitações em termos de validação dos resultados de campo, o ensaio de laboratório contribui para uma melhor compreensão do processo de percolação dos nutrientes durante eventos de chuva. O conhecimento deste processo é particularmente relevante na seleção de tratamentos orgânicos a aplicar em áreas ardidas, uma vez que os nutrientes percolados poderão afetar negativamente a qualidade das águas subterrâneas e, em última instância, os cursos de água a jusante das áreas afetadas pelo incêndio.

De um modo geral, o tratamento BF foi o que registou concentrações mais elevadas de matéria orgânica e nutrientes no percolado. Uma possível explicação para estes resultados tem que ver com o facto de se tratar de um biofertilizante líquido, o que facilita a sua percolação ao longo do perfil de solo. Gonçalves & Moro (1995) referem que nos fertilizantes convencionais como boa parte dos nutrientes está na forma solúvel, isso torna-os mais suscetíveis a perdas por percolação e, conseqüentemente, menos eficientes em termos de nutrição das plantas a longo prazo. No que diz respeito à variação das concentrações de matéria orgânica e nutrientes no percolado ao longo do ensaio de laboratório, no geral, os tratamentos apresentaram padrões de variação semelhantes. Relativamente à MO, o tratamento BF apresentou um aumento dos SSV ao longo do tempo, possivelmente devido à sua facilidade de percolação, enquanto que nos restantes tratamentos, os SSV mantiveram-se relativamente constantes ao longo do ensaio. O aumento mais significativo de SSV no tratamento BF entre a 2ª e 3ª simulação de chuva pode ser resultado de uma perda de humidade do solo, visto que no intervalo de tempo entre estas duas simulações não foi possível repor as perdas de água por evaporação devido ao acesso restrito ao laboratório imposto pela pandemia. Esta perda de humidade poderá ter conduzido a uma redução da atividade microbiana ou até mesmo à morte dos organismos. Esta biomassa microbiana poderá ter sido facilmente percolada na terceira simulação de chuva, contribuindo para um aumento da matéria orgânica no percolado. Para além disso, a “nuvem de bolor” formada no interior da coluna, demonstrou a rápida proliferação dos microrganismos, tendo consequência na

maior quantidade de carbono orgânico presente. No que diz respeito aos compostos de N, de um modo geral, todos os tratamentos, registaram valores mais baixos de TN na 2ª simulação, possivelmente devido ao menor volume de chuva artificial envolvida. Por outro lado, os valores mais elevados de TN e $\text{NO}_3\text{-N}$ na 3ª simulação, apontam para uma redução na atividade dos microrganismos entre a 2ª e a 3ª simulação tal como sugerido para a MO. Os compostos de P (TP e $\text{PO}_4\text{-P}$) apresentaram um padrão de variação inverso entre si, o que sugere que a sua disponibilidade no percolado está fortemente relacionada com a mineralização da matéria orgânica. Contudo a redução do $\text{PO}_4\text{-P}$ da 2ª para a 3ª simulação poderá não estar relacionada com a atividade dos microrganismos do solo, mas sim com a reatividade desta forma de P, nomeadamente com os metais do solo. Relativamente aos metais, embora se tenham verificado valores semelhantes entre tratamentos, o padrão de variação dos diferentes elementos (Al, Fe e Mn) foi bastante diferente ao longo do ensaio, o que poderá estar relacionado com diferentes processos biogeoquímicos. No caso do Al e do Mn, o padrão de variação foi muito semelhante ao observado para o $\text{PO}_4\text{-P}$, o que é facilmente justificável uma vez que o ortofosfato tem uma forte capacidade de ligação ao Al e ao Mn (Otero et al., 2015). No que diz respeito ao Fe, não houve grande variabilidade nas sua concentração ao longo do ensaio de percolação, concentração observando-se no entanto uma ligeira diminuição em todos os tratamentos, o que poderá ser explicado pela elevada mobilidade deste elemento em solos ácidos (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). O padrão de variação dos catiões de troca, foi bastante semelhante ao dos metais, o que sugere que os processos biogeoquímicos semelhantes possam estar envolvidos. No caso do K, e contrariamente ao observado para os restantes catiões, o tratamento GT apresentou concentrações muito semelhantes ao tratamento BF, talvez por as lamas orgânicas que fazem parte da sua constituição facilitarem a percolação deste elemento no solo (Larchevêque et al., 2006a). No que diz respeito aos SST, a maioria dos tratamentos registou um aumento das concentrações ao longo do ensaio de percolação, o que poderá estar relacionado com uma destruturação dos solos em laboratório. No entanto, o maior aumento de de SST no percolado dos solos tratados com BF da 2ª para a 3ª simulação, parece corroborar a hipótese da perda de biomassa microbiana por percolação, uma vez que cerca de 80% dos SST eram sólidos suspensos voláteis (ou seja, matéria orgânica) em solução. No tratamento ML, observou-se, contudo, uma diminuição das concentrações de SST no percolado ao longo do ensaio, o que parece sugerir que a aplicação de resíduos vegetais poderá promover a formação de agregados no solo, aumentando assim a sua estabilidade e reduzindo o risco de erosão do solo após incêndio. Materiais orgânicos como o GT, inoculados com bactérias e fungos, também parecem promover a formação de agregados, uma vez que as concentrações de SST no percolado não variaram substancialmente entre a 1ª e a 3ª simulação de chuva.

Embora todos os tratamentos tenham demonstrado potencial para aumento de fertilidade do solo, os resultados do presente estudo sugerem que o tratamento mais

eficiente é o GT uma vez que promove a rápida decomposição e mineralização da matéria orgânica, algo que é crucial para a regeneração da vegetação em áreas ardidadas. O facto deste tratamento aumentar os teores de P_{disp} no solo, contribuindo para uma baixa razão N/P, torna-o uma mais valia relativamente ao tratamento ML uma vez que o P é frequentemente o nutriente limitante em solos florestais (Otero et al., 2015). Os resultados do presente estudo sugerem também que a aplicação de tratamentos com libertação lenta de nutrientes, como é o caso do GT e ML, poderá ser mais benéfico na recuperação de áreas ardidadas, uma vez que grande parte dos nutrientes são perdidos por escorrência superficial nos primeiros 4 meses após o incêndio (Ferreira et al., 2016a,b; Machado et al., 2015; Serpa et al., 2020). Em contraste, a aplicação de tratamentos de rápida degradação como é o caso do BF poderá não ser a mais adequada uma vez que grande parte dos nutrientes são perdidos por percolação, o que não só limita o desenvolvimento da vegetação como também poderá aumentar o risco de contaminação das águas subterrâneas e dos ecossistemas aquáticos a jusante das áreas ardidadas.

2.6. CONCLUSÕES

Após o estudo dos impactos dos diferentes tratamentos orgânicos na qualidade do solo de áreas florestais ardidadas, conclui-se que:

1. A perda de nutrientes do solo pelo incêndio florestal foi limitada dada a moderada severidade do incêndio, havendo uma camada superficial de cinzas rica em nutrientes que contribuiu para o stock de nutrientes no solo.
2. Após 7 meses, o impacto da aplicação dos tratamentos orgânicos é diferente ao longo dos horizontes do solo, sendo o efeito mais considerável na camada superficial, e em menor grau, na camada mineral. A presença de nutrientes no horizonte mineral deriva principalmente da mobilidade destes no perfil vertical do solo.
3. O Micotecnossolo foi o tratamento orgânico com melhor potencial para aumento de fertilidade do solo. O seu contributo foi especialmente importante no fornecimento de uma maior diversidade de nutrientes (TOC, TKN, P_{disp}, Fe, Al, Ca, Mg e K) à camada superficial do solo. Embora este tratamento tenha tido pouco impacto no aumento do pH do solo, foi o que proporcionou ao solo um maior teor humidade e o que reteve mais sedimentos, evitando a sua percolação, o que parece indicar que este tratamento promove a formação de agregados no solo.

4. O uso do biofertilizante disponibilizou nutrientes ao solo, no entanto a elevada mobilidade destes podem ter efeitos negativos, como a eutrofização, nos cursos de água adjacentes à área de aplicação. O *mulch* com resíduos de eucalipto destacou-se pelo elevado fornecimento de carbono e azoto ao sistema, uma vez que é um material rico em matéria orgânica, porém proporcionou menor disponibilidade dos demais elementos e não promoveu a retenção da humidade do solo como o outro coberto vegetativo (GT). O tratamento com sedimentos da Pateira de Fermentelos, não teve grande impacto na fertilidade ao solo.
5. No geral, o uso de tratamentos orgânicos mostra-se promissor no restauro de ecossistemas florestais aridos, uma vez que tem potencial para aumentar a fertilidade do solo e promover a recolonização da vegetação.

CAPÍTULO 3 - CONCLUSÕES FINAIS E SUGESTÕES FUTURAS

A aplicação de tratamentos orgânicos como medida de estabilização de emergência após incêndio, tem vindo a mostrar resultados satisfatórios em termos da qualidade do solo. Para além de impedir que a camada de cinzas ricas em nutrientes seja perdida por erosão, este estudo demonstrou que os tratamentos orgânicos fornecem, ao solo, elementos indispensáveis para a recuperação da sua fertilidade.

O uso de lamas orgânicas urbanas e agroalimentares no tratamento GT parece ser uma fonte de matéria orgânica e de nutrientes para a vegetação, podendo melhorar as propriedades físico-químicas do solo. Além disso, utilizar esse produto como proteção após incêndio constitui uma alternativa à sua disposição em aterro, contribuindo deste modo para um menor volume depositado em aterro, e possibilitando a circularidade económica relativamente ao seu uso. No entanto, é necessário ter em conta a necessidade de possíveis tratamentos de estabilização das lamas para evitar potenciais riscos ambientais, tais como a acumulação de metais pesados nos solos e a excessiva mobilização de N e P no solo e os efeitos consequentes nas massas de água. A adição de fungos às lamas contribuiu substancialmente para a eficiência do GT, uma vez que estes aceleram a decomposição da matéria orgânica aumentando a disponibilidade de nutrientes no solo. As sementes ao germinar, aumentam o coberto do solo, minimizando o risco de erosão. É, no entanto, necessária atenção na seleção das sementes para evitar a introdução de espécies invasoras.

Apesar dos resultados bastante satisfatórios do BF a nível de aumento dos nutrientes no solo, foram observadas grandes perdas por percolação, em laboratório, dada a elevada solubilidade dos componentes do produto. No entanto, em condições de campo, este processo de percolação poderá ser mais limitado tendo em conta as descontinuidades no perfil do solo.

O uso de resíduos de eucalipto também é uma forma de reaproveitar o material queimado, promovendo a economia circular e diminuindo o custo da sua aplicação em relação aos outros tipos de tratamentos orgânicos. Tratando-se de um tratamento com elevada componente orgânica, foi evidente o seu contributo em termos de fornecimento de carbono e azoto ao sistema, mas a contribuição em termos dos demais nutrientes foi menos notória.

Finalmente, o sedimento dragado da Pateira de Fermentelos teve resultados menos satisfatórios, apesar de ter registado o aumento da fertilidade do solo relativamente ao solo não tratado. Tal como as lamas orgânicas e os resíduos de eucalipto, a aplicação deste sedimento no solo poderá constituir uma estratégia de economia circular. Uma vez se tratando de um material com uma componente salina seria de esperar que este tratamento aumentasse a condutividade eléctrica do solo, no entanto os resultados do presente estudo mostraram que as interferências dos sais dissolvidos não são

problemáticas. Como mencionado anteriormente, a escolha do PT deveu-se ao seu potencial de fornecer sedimentos finos que promovessem a formação de agregados, contribuindo para a estabilização da estrutura dos solos ardidados. No entanto, este efeito não foi visível, já que a aplicação deste tratamento não promoveu a retenção de sedimentos nos ensaios de percolação.

Em estudos futuros sugere-se uma análise mais detalhada dos efeitos dos tratamentos ao longo do perfil do solo para uma melhor compreensão do processo de percolação em campo.

Sugere-se também um estudo pormenorizado da componente biológica do solo, em particular da atividade microbiana, uma vez que alguns tratamentos como o BF e GT tinham incorporação de microrganismos como fungos e bactérias. Deveriam também ser efetuados testes de germinação nos solos submetidos aos 4 tratamentos orgânicos e no solo de controlo, para verificar o impacto dos tratamentos na produtividade vegetal, que é de extrema importância no restauro de áreas ardidadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, A. P. H. A. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. In *Water Environment Federation* (20^a).
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(82\)90249-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(82)90249-4)
- BEA Srl. (2020). *ERGOFERT*. <https://bea.sm/>
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., & Ferreira-Leite, F. (2013). Erosão dos solos após incêndios florestais: aplicação de medidas de mitigação aplicadas em vertentes e em canais, no NW de Portugal. *Grandes Incêndios Florestais, Erosão, Degradação e Medidas de Recuperação Dos Solos*, 187–205.
<http://hdl.handle.net/1822/37453%0Ahttp://hdl.handle.net/1822/37376>
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Lourenço, L., & Nunes, A. (2012). SoilProtec - medidas de emergência para proteção do solo pós-incêndios : desenho experimental. *Revista GeoNorte*, 1(4), 998–1010.
<http://www.revistageonorte.ufam.edu.br/index.php/edicao-especial%5Cnhttp://hdl.handle.net/1822/19980>
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Nunes, A., Queirós, A., Ferreira, A. J. D., Jordán, A., & Pedrosa. (2013). Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos. In NIGP – Núcleo de Investigação em Geografia e Planeamento (Ed.), *Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos*.
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X., & Martin, D. (2012). Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma*, 191, 3–13.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.004>
- Bodí, M. B., Martin, D. A., Balfour, V. N., Santín, C., Doerr, S. H., Pereira, P., Cerdà, A., & Mataix-Solera, J. (2014). Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, 130, 103–127.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.12.007>
- Campos, I., Abrantes, N., Keizer, J. J., Vale, C., & Pereira, P. (2016). Major and trace elements in soils and ashes of eucalypt and pine forest plantations in Portugal following a wildfire. *Science of the Total Environment*, 572, 1363–1376.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.190>
- Campos, I., Vale, C., Abrantes, N., Keizer, J. J., & Pereira, P. (2015). Effects of wildfire on mercury mobilisation in eucalypt and pine forests. *Catena*, 131, 149–159.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.024>
- Caon, L., Vallejo, V. R., Coen, R. J., & Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47–58.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001>
- Caravaca, F., Figueroa, D., Alguacil, M. M., & Roldán, A. (2003). Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land. *Bioresource Technology*, 90(1), 65–70.

- [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00087-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00087-7)
- Cardoso, E. J. B. N., & Andreote, F. D. (2016). Microbiologia do solo. In ESALQ (Ed.), *Nucleus* (2ª, Issue 1). <https://doi.org/10.3738/1982.2278.1700>
- Castro, A., González-Prieto, S. J., & Carballas, T. (2007). Effects of two soil reclamation techniques on the distribution of the organic N compounds in a 15N labelled burnt soil. *Geoderma*, 137(3–4), 300–309.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.020>
- Cellier, A., Francou, C., Houot, S., Ballini, C., Gauquelin, T., & Baldy, V. (2012). Use of urban composts for the regeneration of a burnt Mediterranean soil: A laboratory approach. *Journal of Environmental Management*, 95(SUPPL.), S238–S244.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.042>
- Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioli, P., & Rumpel, C. (2011). Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*, 167–168, 148–155.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.005>
- Cheyette, F. L. (2014). The mediterranean climate. In P. Horden & S. Kinoshita (Eds.), *Passive Cooling of Buildings* (First edit, pp. 56–83). John Wiley & Sons, Ltd.
<https://doi.org/10.4324/9781315073668>
- Climate Change & Infectious Diseases Group. (2019). *World Maps of Köppen-Geiger climate classification*. <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>
- Comissão das Comunidades Europeias. (2006). *Estratégia temática de protecção do solo* (p. 12).
- Comissão Europeia. (2019). “Relatório da Comissão: mais países do que nunca atingidos por incêndios florestais em 2018” (pp. 2018–2019). Comissão Europeia - Comunicado de imprensa.
- Cunha, J. (2007). *Manual de Solos e Fertilização*.
- DeBano, L. F. (2003). The role of fire and soil heating on water repellency. *Soil Water Repellency: Occurrence, Consequences, and Amelioration*, 232, 193–202.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-51269-7.50020-5>
- DGAE. (2019). *Regulamento Fertilizantes - regras relativas à disponibilização no mercado de produtos fertilizantes UE*.
<https://www.dgae.gov.pt/comunicacao/destaques/regulamento-fertilizantes-regras-relativas-a-disponibilizacao-no-mercado-de-produtos-fertilizantes-ue.aspx>
- Diário da República. (2006). Resolução do Conselho de Ministros nº 65/2006 de 26 de Maio. *Diário Da República*, N. 102, 3511–3559.
<https://dre.pt/application/dir/pdf1sdip/2006/05/102B00/35113559.pdf>
- Duguy, B., Rovira, P., & Vallejo, R. (2007). Land-use history and fire effects on soil fertility in eastern Spain. *European Journal of Soil Science*, 58(1), 83–91.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00802.x>
- FAI, F. A. I. A. (2016, August 23). Anais do IX Congresso de Iniciação Científica das Faculdades Adamantinenses Integradas. *OMINIA*.

- Fernandes, R. (2016). A matéria orgânica do solo. In *Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P.* (pp. 26–28).
- Fernandes, R. C. L. (2009). *Recuperação de solos florestais ardidos com recurso a resíduos orgânicos e sua influência na matéria orgânica do solo*. Universidade Técnica de Lisboa.
- Ferreira, R. V., Serpa, D., Cerqueira, M. A., & Keizer, J. J. (2016a). Short-time phosphorus losses by overland flow in burnt pine and eucalypt plantations in north-central Portugal: A study at micro-plot scale. *Science of the Total Environment*, 551–552, 631–639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.036>
- Ferreira, R. V., Serpa, D., Machado, A. I., Rodríguez-Blanco, M. L., Santos, L. F., Taboada-Castro, M. T., Cerqueira, M. A., & Keizer, J. J. (2016b). Short-term nitrogen losses by overland flow in a recently burnt forest area in north-central Portugal: A study at micro-plot scale. *Science of the Total Environment*, 572, 1281–1288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.042>
- Francos, M., Pereira, P., Alcañiz, M., & Úbeda, X. (2018). Post-wildfire management effects on short-term evolution of soil properties (Catalonia, Spain, SW-Europe). *Science of the Total Environment*, 633, 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.195>
- Gonçalves, A. C., & Sousa, A. M. O. (2017). The Fire in the Mediterranean Region: A Case Study of Forest Fires in Portugal. In *Mediterranean Identities - Environment, Society, Culture*. InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.69410>
- Gonçalves, J. L. M., & Moro, L. (1995). Uso da Cinza de Biomassa Florestal Como Fonte de Nutrientes em Povoamentos Puros de *Eucalyptus grandis*. *Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais*, 48/49, 28–37.
- Hosseini, M., Geissen, V., González-Pelayo, O., Serpa, D., Machado, A. I., Ritsema, C., & Keizer, J. J. (2017). Effects of fire occurrence and recurrence on nitrogen and phosphorus losses by overland flow in maritime pine plantations in north-central Portugal. *Geoderma*, 289, 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.033>
- ICNF. (2019). *8.º Relatório Provisório De Incêndios Rurais – 2019 - 1 de janeiro a 15 de outubro*. 1–14.
- IPCC. (2018). Aquecimento Global de 1,5°C. Sumário para Formuladores de Políticas. In *Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 28). UNEP, WMO.
- Johnson, D. W., & Turner, J. (2019). Nutrient cycling in forests: A historical look and newer developments. *Forest Ecology and Management*, 444(January), 344–373. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.052>
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). Biogeochemistry of trace elements. In *Trace Elements in Soils and Plants, Third Edition* (Third Edit, Vol. 2nd, Issue 2). CRC, Press. <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-2942666004&partnerID=tZOtx3y1>
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and

- suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116–126.
<https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Keizer, J. J., Silva, F. C., Vieira, D. C. S., González-Pelayo, O., Campos, I., Vieira, A. M. D., Valente, S., & Prats, S. A. (2018). The effectiveness of two contrasting mulch application rates to reduce post-fire erosion in a Portuguese eucalypt plantation. *Catena*, 169(January), 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.05.029>
- Kubná, D., & Plošek, L. (2013). The Possibility of Using Compost for Preparation of Reclamation Substrate. *Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Zemedelska 1, 613 00 Brno, Czech Republic*, 327–330.
- Laranjeira, C. (2012). *Pateira de Fermentelos, paisagem a proteger*. Câmara Municipal de Águeda/Divisão de Estratégia e Planeamento.
- Laranjo, J. G., Marques, T., Raimundo, F., Martins, L., Cardoso, J. F., Pinto, T., Anjos, R., Pereira, A., Carvalho, J., Magalhães, M., Lima, C., & Pinto, C. (2017). *Ergofito. Uma solução para o castanheiro* (Programa P, pp. 1–117). Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Larchevêque, M., Baldy, V., Montès, N., Fernandez, C., Bonin, G., & Ballini, C. (2006a). Short-term Effects of Sewage-Sludge Compost on a Degraded Mediterranean Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 70(4), 1178–1188.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0115>
- Larchevêque, M., Montès, N., Ballini, C., & Korboulewsky, N. (2006b). The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. *Science of the Total Environment*, 369(1–3), 220–230.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.04.017>
- Larchevêque, Marie, Ballini, C., Baldy, V., Korboulewsky, N., Ormeño, E., & Montès, N. (2010). Restoration of a Mediterranean Postfire Shrubland: Plant Functional Responses to Organic Soil Amendment. *Restoration Ecology*, 18(5), 729–741.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00512.x>
- LIFE REFOREST: Recovering ecosystems*. (2018). <https://lifeforest.com/?lang=pt-pt>
- Lucas-Borja, M. E., González-Romero, J., Plaza-Álvarez, P. A., Sagra, J., Gómez, M. E., Moya, D., Cerdà, A., & de las Heras, J. (2019). The impact of straw mulching and salvage logging on post-fire runoff and soil erosion generation under Mediterranean climate conditions. *Science of the Total Environment*, 654, 441–451. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.161>
- Machado, A.I., Serpa, D., Ferreira, R. V., Rodríguez-Blanco, M. L., Pinto, R., Nunes, M. I., Cerqueira, M. A., & Keizer, J. J. (2015). Cation export by overland flow in a recently burnt forest area in north-central Portugal. *Science of the Total Environment*, 524–525, 201–212. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.026>
- Machado, Ana Isabel. (2011). *Efeitos de um incêndio florestal na mobilização de nutrientes do solo*. Universidade de Aveiro.
- ME, M. da E. (2015). *Decreto-Lei n.o 103/2015 de 15 de junho*. 3756–3788.

- Mehlich, A. (1984). Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409-1416.
- Mikkelsen, R. (2010). *Soil and Fertilizer Magnesium. Better crops.*
- Mitsopoulos, I., Chrysafi, I., Bountis, D., & Mallinis, G. (2019). Assessment of factors driving high fire severity potential and classification in a Mediterranean pine ecosystem. *Journal of Environmental Management*, 235(May 2018), 266–275. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.056>
- Molina, J. R., Zamora, R., & Rodríguez y Silva, F. (2019). The role of flagship species in the economic valuation of wildfire impacts: An application to two Mediterranean protected areas. *Science of the Total Environment*, 675, 520–530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.242>
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: A review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122(1–2), 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)
- Neary, D. G., Ryan, K. C., & DeBano, L. F. (2005). Wildland Fire in Ecosystems: effects of fires on soil and water. In *October* (Vol. 4, Issue September).
- Nunes, A., Lourenço, L., Gonçalves, A., & Vieira, A. (2013). Três décadas de incêndios florestais em Portugal : incidência regional e principais fatores responsáveis. *Cadernos de Geografia*, 32, 133–143.
- Observatório Técnico Independente, Castro Rego, F., Fernandes, P., Sande Silva, J., Azevedo, J., Moura, J. M., Oliveira, E., Cortes, R., Viegas, D. X., Caldeira, D., & Santos, D. . (2019). Estabilização De Emergência Pós-Fogo. *ESTUDO TÉCNICO – Estabilização de Emergência Pós-Fogo Assembleia Da República*, 31 pp.
- Otero, M., Santos, D., Barros, A. C., Calapez, P., Maia, P., Keizer, J. J., Esteves, V. I., & Lillebø, A. I. (2015). Soil properties, phosphorus fractions and sorption after wildfire in north-central Portugal. *Geoderma Regional*, 5, 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.04.003>
- Pastor, E., Muñoz, J. A., Caballero, D., Àgueda, A., Dalmau, F., & Planas, E. (2019). Wildland–Urban Interface Fires in Spain: Summary of the Policy Framework and Recommendations for Improvement. *Fire Technology*. <https://doi.org/10.1007/s10694-019-00883-z>
- Pausas, J. ., Llovet, J., Rodrigo, A., & Vallejo, R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin ? – A review. *International Journal of Wildland Fire*, 1, 1–22.
- Pereira, P., Francos, M., Brevik, E. C., Ubeda, X., & Bogunovic, I. (2018). Post-fire soil management. *Environmental Science & Health*, 5, 26–32. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Pérez-Lomas, A. L., Delgado, G., Párraga, J., Delgado, R., Almendros, G., & Aranda, V. (2010). Evolution of organic matter fractions after application of co-compost of sewage sludge with pruning waste to four Mediterranean agricultural soils. A soil microcosm experiment. *Waste Management*, 30(10), 1957–1965. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.04.030>

- Prats, S.A., Wagenbrenner, J. W., Martins, M. A. S., Malvar, M. C., & Keizer, I. J. (2016). Mid-term and scaling effects of forest residue mulching on post-fire runoff and soil erosion. *Science of the Total Environment*, 573, 1242–1254. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.064>
- Prats, Sergio A., MacDonald, L. H., Monteiro, M., Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., & Keizer, J. J. (2012). Effectiveness of forest residue mulching in reducing post-fire runoff and erosion in a pine and a eucalypt plantation in north-central Portugal. *Geoderma*, 191, 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.009>
- Prosdocimi, M., Tarolli, P., & Cerdà, A. (2016). Mulching practices for reducing soil water erosion: A review. *Earth-Science Reviews*, 161, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.006>
- Rabello, L. M. (2009). *Condutividade elétrica do solo, tópicos e equipamentos* (p. 19). Embrapa Instrumentação Agropecuária.
- Ribeiro, J. (2013). *Aplicação de Cinza de Biomassa no Solo: Estudo do Perfil e Lixiviado*. Universidade de Aveiro.
- Robichaud, P. R., Ashmun, L. E., & Sims, B. D. (2010). Post-fire treatment effectiveness for hillslope stabilization. In *USDA Forest Service - General Technical Report RMRS-GTR* (Issue 240). United States Department of Agriculture. Forest Service, Rocky Mountain Research Station. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-240>
- Robichaud, Peter R., Ashmun, L. E., & Sims, B. D. (2010). Post-fire treatment effectiveness for hillslope stabilization. In *USDA Forest Service - General Technical Report RMRS-GTR* (Issue 240). United States Department of Agriculture. Forest Service, Rocky Mountain Research Station. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-240>
- San-Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., Boca, R., Libertà, G., Branco, A., de Rigo, D., Ferrari, D., Maianti, P., Vivancos, T., Oom, D., Pfeiffer, H., Nuijten, D., & Leray, T. (2019). *Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2018* (JRC Science Hub (Ed.)). European Union. UR 29856 EN, ISBN 978-92-76-11234-1. <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/forest-fires-europe-middle-east-and-north-africa-2018>
- Santos, L., Machado, A., Hosseini, M., González-Pelayo, O., Coelho, C., & Keizer, J. J. (2015). Efeitos de fogos repetidos na concentração e na mobilização dos nutrientes do solo. *Revista Recursos Hídricos*, 36(2), 7–16. <https://doi.org/10.5894/rh36n2-1>
- Scharenbroch, B. C., Nix, B., Jacobs, K. A., & Bowles, M. L. (2012). Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in a Midwestern, USA oak (*Quercus*) forest. *Geoderma*, 183–184, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.010>
- Schumacher, B. A. (2002). Methods for the Determination of Total Organic Carbon (TOC) in Soils and Sediments. In *Carbon* (Vol. 32, Issue April, p. 25). United States Environmental Protection Agency, Environmental Sciences Division National.
- Schumann, R. L., Mockrin, M., Syphard, A. D., Whittaker, J., Price, O., Gaither, C. T.,

- Emrich, C. T., & Butsic, V. (2020). Wildfire recovery as a “hot moment” for creating fire-adapted communities. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 42(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2019.101354>
- Serpa, D., Ferreira, R. V., Machado, A. I., Cerqueira, M. A., & Keizer, J. J. (2020). Mid-term post-fire losses of nitrogen and phosphorus by overland flow in two contrasting eucalypt stands in north-central Portugal. *Science of the Total Environment*, 705, 135843. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135843>
- Shakesby, R. A., & Doerr, S. H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3–4), 269–307. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006>
- Shakesby, Richard A., Bento, C. P. M., Ferreira, C. S. S., Ferreira, A. J. D., Stoof, C. R., Urbanek, E., & Walsh, R. P. D. (2015). Impacts of prescribed fire on soil loss and soil quality: An assessment based on an experimentally-burned catchment in central Portugal. *Catena*, 128(June 2016), 278–293. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.03.012>
- SNIRH. (2020). *Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos > Dados de Base*. <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=2&idItem=1&objCover=920123704&objSite=920684984>
- Tan, K. H. (1996). *Soil Sampling, Preparation, and Analysis* (Marcel Dekker (Ed.)).
- Tedim, F., Xanthopoulos, G., & Leone, V. (2015). Forest Fires in Europe: Facts and Challenges. In ResearchGate (Ed.), *Wildfire Hazards, Risks, and Disasters* (Issue October 2014, pp. 77–99). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-410434-1.00005-1>
- Tejada, M., & Benítez, C. (2020). Effects of different organic wastes on soil biochemical properties and yield in an olive grove. *Applied Soil Ecology*, 146(August 2019). <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103371>
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D., & Shakesby, R. A. (2000). Post-fire forestry management and nutrient losses in eucalyptus and pine plantations, northern Portugal. *Land Degradation and Development*, 11(3), 257–271. [https://doi.org/10.1002/1099-145X\(200005/06\)11:3<257::AID-LDR383>3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/1099-145X(200005/06)11:3<257::AID-LDR383>3.0.CO;2-C)
- Vieira, A. A. B., & Bento-Gonçalves, A. (2015). Investigação sobre erosão e degradação dos solos afetados por incêndios florestais. *II Simpósio de Pesquisa Em Geografia*, 33–49. <http://hdl.handle.net/1822/37376>
- WWF Espanha e ANP Portugal. (2018). *O barril de pólvora do noroeste* (p. 24). WWF.
- Zavala, L. M., De Celis, R., & Jordán, A. (2014). How wildfires affect soil properties. A brief review. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 311–331. <https://doi.org/10.18172/cig.2522>
- Zhang, R., Huang, Q., Yan, T., Yang, J., Zheng, Y., Li, H., & Li, M. (2019). Effects of intercropping mulch on the content and composition of soil dissolved organic matter in apple orchard on the loess plateau. *Journal of Environmental Management*, 250(August), 109531. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109531>

APÊNDICE A

Resultados da análise de variância ANOVA 2-vias para os parâmetros do solo no final da experiência de campo. G.L. – graus de liberdade; F – fator F; p – nível de significância.

	Fator	G.L	F	P
MO	Camada	1	45,001	<0,001
	Tratamento	4	0,896	0,485
	Camada x Tratamento	4	0,536	0,711
TOC	Camada	1	84,947	<0,001
	Tratamento	4	1,253	0,321
	Camada x Tratamento	4	0,982	0,439
TKN	Camada	1	83,092	<0,001
	Tratamento	4	6,386	0,002
	Camada x Tratamento	4	6,687	0,001
Pdisp	Camada	1	91,974	<0,001
	Tratamento	4	1,041	0,411
	Camada x Tratamento	4	2,623	0,065
Fe	Camada	1	62,890	0,001
	Tratamento	4	3,035	0,042
	Camada x Tratamento	4	0,382	0,819
Mn	Camada	1	446,482	<0,001
	Tratamento	4	5,651	0,003
	Camada x Tratamento	4	6,079	0,002
Al	Camada	1	50,437	<0,001
	Tratamento	4	6,053	0,002
	Camada x Tratamento	4	1,337	0,291
Mg	Camada	1	859,678	<0,001
	Tratamento	4	62,284	<0,001
	Camada x Tratamento	4	60,310	<0,001
K	Camada	1	178,562	<0,001
	Tratamento	4	20,279	<0,001
	Camada x Tratamento	4	3,478	0,026
Ca	Camada	1	697,258	<0,001
	Tratamento	4	22,406	<0,001
	Camada x Tratamento	4	20,261	<0,001
pH	Camada	1	11,943	0,002
	Tratamento	4	2,764	0,056
	Camada x Tratamento	4	4,147	0,013
CE	Camada	1	21,443	<0,001
	Tratamento	4	3,410	0,028
	Camada x Tratamento	4	3,698	0,021
HUMIDADE	Camada	1	1,270	0,273
	Tratamento	4	3,445	0,027
	Camada x Tratamento	4	2,261	0,099

APÊNDICE B

Resultado da ANOVA de duas vias comparando os tratamentos no final da experiência de campo

	MO	TOC	TKN	Pdisp	Fe	Mn	Al	Mg	K	Ca	pH	CE	Humidade	
CONDIÇÕES DE CAMPO														
SAC	CT vs GT	0,955	0,783	0,946	0,229	0,986	0,109	0,954	<0,001	0,126	<0,001	0,857	0,864	0,310
	CT vs ML	0,698	0,460	<0,001	0,253	0,692	0,239	0,767	0,001	0,018	0,295	0,110	0,007	0,276
	CT vs PT	0,476	0,879	0,014	0,169	1,000	0,280	0,892	0,004	<0,001	<0,001	0,740	0,211	0,290
	CT vs BF	0,681	0,158	0,879	0,941	1,000	<0,001	0,014	<0,001	0,195	0,034	0,687	0,007	0,814
	GT vs ML	0,864	0,784	<0,001	0,999	0,728	0,860	0,894	<0,001	0,262	<0,001	0,456	0,016	0,005
	GT vs PT	0,724	0,838	0,014	0,992	0,999	0,869	0,875	<0,001	0,007	0,112	0,829	0,270	0,010
	GT vs BF	0,836	0,443	0,797	0,468	1,000	0,007	0,037	<0,001	0,006	<0,001	0,913	0,016	0,262
	ML vs PT	0,979	0,842	0,143	0,959	0,740	0,841	0,738	0,501	0,051	<0,001	0,197	0,329	0,943
	ML vs BF	0,876	0,718	<0,001	0,530	0,614	0,002	0,163	<0,001	<0,001	0,004	0,759	0,953	0,312
	PT vs BF	0,930	0,496	0,046	0,411	0,999	0,002	0,093	<0,001	<0,001	<0,001	0,784	0,359	0,335
SM	CT vs GT	1,000	1,000	1,000	0,974	0,766	0,959	0,069	1,000	0,985	1,000	0,051	1,000	0,997
	CT vs ML	1,000	1,000	0,999	0,716	0,610	0,956	0,189	1,000	0,790	0,974	0,911	1,000	0,115
	CT vs PT	1,000	1,000	0,871	1,000	0,865	0,842	0,235	1,000	0,639	1,000	0,745	0,999	0,999
	CT vs BF	1,000	1,000	1,000	0,987	0,780	0,966	0,040	1,000	0,029	1,000	0,853	1,000	0,107
	GT vs ML	1,000	1,000	1,000	0,696	0,833	0,988	0,933	1,000	0,896	1,000	0,011	1,000	0,998
	GT vs PT	1,000	0,989	1,000	0,999	0,710	0,992	0,926	0,998	0,570	1,000	0,027	1,000	0,999
	GT vs BF	0,991	1,000	0,999	0,997	0,505	0,979	0,949	1,000	0,032	0,998	0,204	0,993	0,995
	ML vs PT	1,000	0,999	0,993	0,800	0,254	0,933	0,858	0,961	0,309	1,000	0,890	1,000	0,175
	ML vs BF	1,000	1,000	1,000	0,653	0,116	0,879	0,932	1,000	0,100	1,000	0,623	1,000	0,999
	PT vs BF	1,000	1,000	1,000	0,999	0,658	0,958	0,904	1,000	0,002	1,000	0,832	1,000	0,999

APÊNDICE C

Resultados da análise de variância ANOVA 2-vias para os parâmetros do solo no final da experiência de laboratório. G.L. – graus de liberdade; F – fator F; p – nível de significância.

	Fator	G.L	F	P
MO	Camada	1	12,670	0,002
	Tratamento	4	0,978	0,442
	Camada x Tratamento	4	0,309	0,869
TOC	Camada	1	183,237	<0,001
	Tratamento	4	2,913	0,047
	Camada x Tratamento	4	3,161	0,036
TKN	Camada	1	1168,624	<0,001
	Tratamento	4	40,959	<0,001
	Camada x Tratamento	4	37,060	<0,001
Pdisp	Camada	1	646,870	<0,001
	Tratamento	4	86,847	<0,001
	Camada x Tratamento	4	34,327	<0,001
Fe	Camada	1	314,422	<0,001
	Tratamento	4	11,366	<0,001
	Camada x Tratamento	4	4,937	0,006
Mn	Camada	1	42,614	<0,001
	Tratamento	4	0,888	0,489
	Camada x Tratamento	4	0,925	0,469
Al	Camada	1	633,788	<0,001
	Tratamento	4	107,680	<0,001
	Camada x Tratamento	4	33,783	<0,001
Mg	Camada	1	2315,149	<0,001
	Tratamento	4	851,129	<0,001
	Camada x Tratamento	4	801,181	<0,001
K	Camada	1	54,464	<0,001
	Tratamento	4	124,200	<0,001
	Camada x Tratamento	4	22,237	<0,001
Ca	Camada	1	332,257	<0,001
	Tratamento	4	13,088	<0,001
	Camada x Tratamento	4	11,254	<0,001
pH	Camada	1	8,224	0,010
	Tratamento	4	7,387	<0,001
	Camada x Tratamento	4	6,250	0,002
CE	Camada	1	72,089	<0,001
	Tratamento	4	45,367	<0,001
	Camada x Tratamento	4	17,483	<0,001
HUMIDADE	Camada	1	9,398	0,006
	Tratamento	4	43,727	<0,001
	Camada x Tratamento	4	2,055	0,125

APÊNDICE D

Resultado da ANOVA de duas vias comparando os tratamentos no final da experiência de laboratório

		CONDIÇÕES LABORATORIAIS												
		MO	TOC	TKN	Pdisp	Fe	Mn	Al	Mg	K	Ca	pH	CE	Humidade
SAC	CT vs GT	0,926	0,469	<0,001	<0,001	0,912	0,728	0,402	<0,001	<0,001	<0,001	0,034	0,783	0,552
	CT vs ML	0,929	0,448	0,004	0,303	0,920	0,647	0,015	0,997	0,003	0,461	0,312	0,730	0,509
	CT vs PT	0,960	0,439	<0,001	<0,001	0,887	0,812	0,165	0,016	<0,001	<0,001	0,533	<0,001	0,168
	CT vs BF	0,948	0,210	<0,001	<0,001	0,920	0,170	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,521	<0,001	<0,001
	GT vs ML	0,819	0,083	<0,001	<0,001	0,922	1,000	0,228	<0,001	0,517	<0,001	<0,001	0,710	0,156
	GT vs PT	0,994	0,644	0,012	0,036	0,997	1,000	0,440	<0,001	0,121	0,562	0,105	<0,001	0,307
	GT vs BF	0,700	0,031	0,927	<0,001	0,979	0,832	<0,001	<0,001	<0,001	0,231	0,262	<0,001	<0,001
	ML vs PT	0,854	0,034	<0,001	<0,001	0,905	0,999	0,438	0,024	0,047	<0,001	0,142	<0,001	0,035
	ML vs BF	0,937	0,829	<0,001	<0,001	0,919	0,866	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,049	<0,001	<0,001
	PT vs BF	0,732	0,012	0,010	<0,001	0,994	0,768	<0,001	<0,001	<0,001	0,459	0,780	<0,001	0,012
SM	CT vs GT	0,998	0,843	0,017	0,272	<0,001	1,000	<0,001	0,858	<0,001	1,000	0,004	0,971	0,877
	CT vs ML	0,998	0,992	<0,001	0,152	0,574	1,000	<0,001	0,890	<0,001	0,961	0,004	0,923	0,049
	CT vs PT	0,988	0,980	0,871	<0,001	<0,001	0,999	<0,001	0,519	<0,001	1,000	0,438	0,085	0,003
	CT vs BF	0,998	0,981	0,007	<0,001	<0,001	1,000	<0,001	0,452	<0,001	1,000	0,351	0,077	<0,001
	GT vs ML	0,998	0,975	<0,001	0,028	0,011	1,000	0,016	0,876	0,993	0,999	0,993	0,935	0,002
	GT vs PT	0,992	0,958	0,030	<0,001	0,433	0,995	0,002	0,877	0,919	1,000	0,100	0,158	0,052
	GT vs BF	0,998	0,990	0,647	<0,001	0,410	1,000	0,657	0,855	<0,001	0,995	0,084	0,140	<0,001
	ML vs PT	0,998	0,880	<0,001	<0,001	0,002	0,998	0,485	0,568	0,988	1,000	0,093	0,228	<0,001
	ML vs BF	0,940	0,947	<0,001	<0,001	<0,001	1,000	0,007	0,512	<0,001	1,000	0,106	0,194	<0,001
	PT vs BF	0,998	0,986	0,014	0,070	0,673	0,999	<0,001	0,973	<0,001	1,000	1,000	1,000	0,076

APÊNDICE E

Resultados da análise de variância ANOVA 2-vias para os parâmetros analisados no percolado.

	Fator	G.L	F	P
MO	Ensaio	2	3,665	0,125
	Tratamento	4	2,594	0,117
	Ensaio x Tratamento	8	1,813	0,148
TN	Ensaio	2	777,931	<0,001
	Tratamento	4	39,499	<0,001
	Ensaio x Tratamento	8	25,232	<0,001
NO3	Ensaio	2	29,783	0,004
	Tratamento	4	10,893	0,003
	Ensaio x Tratamento	8	4,700	0,004
TP	Ensaio	2	45,150	0,002
	Tratamento	4	56,584	<0,001
	Ensaio x Tratamento	8	15,700	<0,001
PO4	Ensaio	2	23,513	0,006
	Tratamento	4	5,562	0,019
	Ensaio x Tratamento	8	0,438	0,881
Fe	Ensaio	2	14,597	0,014
	Tratamento	4	0,981	0,469
	Ensaio x Tratamento	8	2,993	0,032
Al	Ensaio	2	77,544	<0,001
	Tratamento	4	0,943	0,486
	Ensaio x Tratamento	8	0,514	0,828
Mn	Ensaio	2	38,916	0,002
	Tratamento	4	17,656	<0,001
	Ensaio x Tratamento	8	26,796	<0,001
Ca	Ensaio	2	7,092	0,046
	Tratamento	4	2,207	0,156
	Ensaio x Tratamento	8	1,392	0,276
Mg	Ensaio	2	29,927	0,004
	Tratamento	4	9,204	0,004
	Ensaio x Tratamento	8	6,249	0,001
K	Ensaio	2	33,913	0,003
	Tratamento	4	320,795	<0,001
	Ensaio x Tratamento	8	5,458	0,002
pH	Ensaio	2	41,334	0,002
	Tratamento	4	38,154	<0,001
	Ensaio x Tratamento	8	20,878	<0,001
CE	Ensaio	2	11,075	0,023
	Tratamento	4	31,988	<0,001
	Ensaio x Tratamento	8	13,250	<0,001
SST	Ensaio	2	4,680	0,090
	Tratamento	4	35,049	<0,001
	Ensaio x Tratamento	8	1,908	0,129