

Utilização de resíduos orgânicos na reciclagem dos nutrientes e regeneração da produtividade dos solos

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Sofia José Fenes Valente

MESTRADO EM BIOQUÍMICA APLICADA



UNIVERSIDADE da MADEIRA

A Nossa Universidade

www.uma.pt

setembro | 2024



Utilização de resíduos orgânicos na reciclagem dos nutrientes e regeneração da produtividade dos solos

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Sofia José Fenes Valente

MESTRADO EM BIOQUÍMICA APLICADA

ORIENTAÇÃO

Miguel Ângelo Almeida Pinheiro de Carvalho

COORIENTAÇÃO

Carla Susana Silva Gouveia

Esta tese teve o apoio financeiro do programa Interreg MAC 2014-2020, através da bolsa de investigação (ISOPlexis-BI1.2020_MAC2/3.5b/307) no âmbito do projeto Vercochar (MAC2/3.5b/307).



Publicações

Comunicação oral:

Valente S., Freitas G., Gouveia C., Macedo, F., Nóbrega H., Pinto L., Rosa J. Carvalho M.A.A., Avaliação da aplicação de corretivos orgânicos, na melhoria da qualidade do solo. V Colóquio Nacional de Horticultura Biológica, Viseu, Portugal, 11 e 12 maio 2023. URL: <https://aphorticultura.pt/eventos/VCNHB/>

Comunicações em forma de posters:

Valente S., Freitas G., Gouveia C., Nóbrega H., Pinto L., Rosa J., Carvalho M.Â.A. (2023), Assessment of the use of biochar for enhancing soil quality. Plant Biology 2023, Braga, Portugal, 9-12 julho 2023

Valente S., Freitas G., Gouveia C., Macedo F., Nóbrega H., Pinto L., Rosa J., Carvalho M.Â.A., Monitoring of the action of organic compost in amendment of degraded soil in Madeira island. Sustainable and Precision Agriculture Symposium 2022 - SPA2022, La Laguna, Tenerife, Ilhas Canárias, Espanha, 18-20 julho 2022

Valente S., Freitas G., Gouveia C., Macedo F., Nóbrega H., Pinto L., Rosa J., Carvalho M.Â.A., The use of Sewage Sludge in the Soil Amendment: preliminary study in Madeira Island. Sustainable and Precision Agriculture Symposium 2022 - SPA2022, La Laguna, Tenerife, Espanha, 18-20 julho 2022

Valente, S., Gouveia, C., Antunes, G., Carvalho, M.Â.A., Analysis of the composition of organic compost produced and used in soil cover and regeneration. Symposium Agriculture and Food Sustainability: New Climate Change Scenarios - AFSS2021, Funchal, Madeira, Portugal, 11-13 outubro 2021

Livros de Resumo com ISBN:

Valente S., Freitas G., Gouveia C., Nóbrega H., Pinto L., Rosa J., Carvalho M.Â.A. (2023), Assessment of the use of biochar for enhancing soil quality. In: Universidade do Minho (Eds.), *Book of Abstracts Plant Biology 2023*, Braga, Portugal, pp. 390. ISBN: 978-989-33-4917-5

Valente S., Freitas G., Gouveia C., Macedo, F., Nóbrega H., Pinto L., Rosa J. Carvalho M.A.A. (2023), Avaliação da aplicação de corretivos orgânicos, na melhoria da qualidade do solo. In: Associação Portuguesa de Horticultura – APH (Eds.), *Livro de Resumos V Colóquio Nacional de Horticultura Biológica*, Viseu, Portugal, pp. 17. ISBN: 978-972-8936-49-5

Valente, S., Gouveia, C., Antunes, G., Carvalho, M.Â.A. (2021). Analysis of the composition of organic compost produced and used in soil cover and regeneration. In: Abstract Book of the Symposium Agriculture and Food Sustainability: New Climate Change Scenarios - AFSS2021, Funchal, Portugal, pp. 89. ISBN: 978-989-53035-4-0

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço aos meus orientadores, ao Professor Doutor Miguel Ângelo A. Pinheiro de Carvalho e à Doutora Carla Susana Silva Gouveia, pela orientação, disponibilidade e apoio prestados, durante todo o trabalho desenvolvido ao longo do desenvolvimento do projecto.

Agradeço aos colegas do ISOPlexis, em especial a Cristina Oliveira, Gregório Freitas e Humberto Nóbrega, pelo trabalho incansável e pelo acompanhamento durante este estudo. Estendo ainda os meus agradecimentos aos demais membros da equipa que participaram e contribuíram para o meu trabalho.

Agradeço aos colegas de mestrado Sónia Alves, David Gonçalves e João Pedro Ribeiro, que foram uma importante rede de apoio e de terapia desta jornada. Agradeço também a todos os colegas que sempre me motivaram e incentivaram.

Agradeço ao ISOPlexis, Centro de Agricultura Sustentável e Tecnologias Alimentares e à Universidade da Madeira, que disponibilizaram os meios necessários para a realização deste estudo.

Agradeço o apoio financeiro do programa Interreg MAC 2014-2020, através da bolsa de estudo no âmbito do projeto Vercochar.

Aproveito para agradecer às entidades parceiras Águas e Resíduos da Madeira, S.A. (ARM), Secretaria Regional de Agricultura, Pescas e Ambiente e ao Laboratório de Qualidade Agrícola da Direção de Serviços dos Laboratórios Agrícolas e Agroalimentares, cujo apoio foi essencial para a concretização deste trabalho.

Agradeço à minha família e amigos pelo suporte moral e encorajamento. Agradeço a todas as pessoas que, de perto ou de longe, sempre me apoiaram e deram força.

Resumo

A degradação do solo, resultante da atividade humana e das alterações climáticas, ameaça a agricultura e o desenvolvimento sustentável, ao reduzir a capacidade de retenção de água e o teor de matéria orgânica, comprometendo a fertilidade e funções essenciais do solo. Este estudo avaliou o impacto da aplicação de composto orgânico e lamas desidratadas, na melhoria das propriedades físico-químicas e biológicas do solo, ao aumentar a matéria orgânica e recuperar a qualidade do solo.

Durante o projeto foram realizados dois ensaios na área agrícola da Quinta de São Roque Funchal, com a aplicação de 5 e 10 kg m² de composto em parcelas cultivadas com milho (*Zea mays* L.). Amostras de solo foram coletadas em diferentes estágios do ciclo produtivo do milho. Em paralelo, foi realizado um ensaio com a aplicação de composto e lamas desidratadas, numa área do Parque Natural da Madeira, em áreas afetadas por incêndios, tendo-se procedido à sua monitorização ao longo de um ano.

As análises do solo incluíram parâmetros como pH, condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO), azoto (N), carbono orgânico (C_{org}), capacidade de retenção de água (WHC), macronutrientes (K e P), contagem de microrganismos, atividade microbiológica e determinação da atividade enzimática de L-glutaminase e N-acetil-β-D-glucosaminidase (NAGase) no solo. Adicionalmente, foram obtidos dados de biomassa e produtividade do milho, assim como o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI).

Os resultados indicam que a aplicação de 10 kg m⁻² de composto teve um impacto significativo no solo em todos os ensaios realizados, com efeito nas características físico-químicas do solo de pH, MO, C_{org} e macronutrientes, nas contagens de microrganismos, na atividade microbiológica de respiração basal e quociente metabólico e na atividade enzimática de L-glutaminase. Os tratamentos com 5 kg m⁻² e lamas também tiveram efeitos notáveis nas propriedades do solo. Sequentemente foram evidentes os aumentos da biomassa e produtividade do milho (apesar de não ser significativo) e aumentos de NDVI.

Estes resultados reforçam a importância da aplicação estratégica dos produtos orgânicos como práticas promissoras para a recuperação e melhoria das propriedades e produtividade do solo, promovendo a sustentabilidade agrícola e a resiliência dos ecossistemas degradados.

Palavras-chave: solos degradados; composto orgânico; lamas; propriedades físico-químicas; microbiologia; atividade enzimática

Abstract

Soil degradation, resulting from human activities and climate change, threatens agriculture and sustainable development by reducing water retention capacity and organic matter content, compromising soil fertility and essential functions. This study evaluated the impact of organic products application, such as organic compost and dehydrated sludge, on improving the physicochemical and biological properties of the soil, aiming to increase organic matter and restore soil quality.

Two trials were conducted in agricultural soils of Quinta de São Roque, Funchal, applying 5 and 10 kg m⁻² of compost in maize (*Zea mays*) plots. Soil samples were collected at different stages, during the maize growth cycle. Additionally, a year-long monitoring trial was conducted in the Madeira Natural Park, in areas affected by wildfires, applying compost and dehydrated sludge. Soil analyses included parameters such as pH, electrical conductivity (EC), organic matter (OM), nitrogen (N), organic carbon (OrgC), water holding capacity (WHC), and macronutrients (K and P), along with microorganism assessment, soil microbiological activity, and enzymatic activity of L-glutaminase and N-acetyl-β-D-glucosaminidase (NAGase). Additionally, biomass and productivity data, as well as the normalized difference vegetation index (NDVI) were obtained.

The results indicate that the application of 10 kg m⁻² of compost significantly impacted soil properties in all trials, affecting physicochemical characteristics such as pH, OM, OrgC, and macronutrients, microbial counts, basal respiration, metabolic quotient of microbiological activity, and enzymatic activity of L-glutaminase. Treatments with 5 kg m⁻² and sludge also had notable effects on soil properties. Increases in maize biomass and productivity were evident, though not statistically significant, along with increases in NDVI.

These findings underscore the importance of strategic application of organic amendments as promising practices for soil recovery and improvement, promoting agricultural sustainability and ecosystem resilience.

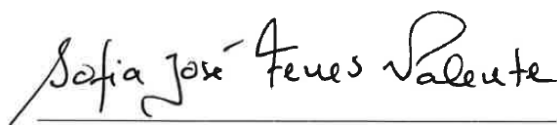
Keywords: degraded soils, organic compost, sludge, physicochemical properties, microbiology, enzymatic activity

DECLARAÇÃO

O plágio consiste na apresentação, como sendo suas/seus e mesmo que tenha havido tradução, de ideias, opiniões, frases/textos, resultados ou conclusões de outros. A prática de plágio constitui uma grave violação da ética académica, além de poder levar à reprovação ou à retirada do grau, assim como a responsabilidade civil, criminal e disciplinar.

Assim, declaro por minha honra que a presente dissertação de mestrado é da minha exclusiva autoria, é original, e nela referenciei e citei todas as fontes utilizadas.

Funchal, 5 de setembro de 2024

A handwritten signature in black ink, reading "Sofia José Fenes Valente", written over a horizontal line.

Sofia José Fenes Valente

Índice

Resumo	iv
Abstract	v
Lista de Abreviaturas	ix
Lista de Equações	x
Lista de Figuras	xi
Lista de Tabelas.....	xv
1. Introdução	1
2. Revisão bibliográfica	3
2.1 Solos, propriedades físico-químicas e biológicas	3
2.2 Características de solos pobres	6
2.3 Tipos de compostos e aditivos utilizados na correção	7
2.4 Ação da matéria orgânica sobre a planta	10
2.5 Ação da matéria orgânica no solo.....	12
2.6 Utilização de nutrientes pela planta	12
2.7 Utilização de NPK nos processos bioquímicos da planta e suas implicações	13
3. Materiais e métodos	15
3.1 Ensaio	15
3.1.1 Quinta de São Roque (QSR)	15
3.1.2 Parque Natural (PN).....	16
3.1.3 Produtos aplicados	17
3.2 Recolha de amostras	18
3.3 Processamento das amostras.....	18
3.4 Parâmetros físico-químicos	18
3.4.1 pH e Condutividade Elétrica (CE)	18
3.4.2 % Humidade e % Biomassa Seca	18
3.4.3 % Cinzas e % Matéria Orgânica (%MO)	18
3.4.4 %Azoto (%N)	19
3.4.5 % Carbono orgânico (% C _{org})	19
3.4.6. Macronutrientes (N-NO ₃ ⁻ , N-NH ₄ ⁺ , P, K).....	19
3.4.7 % Capacidade de Retenção de Água (%WHC)	20
3.4.8 Temperatura e Precipitação.....	20
3.5 Parâmetros microbiológicos.....	20
3.5.1. Contagem de microrganismos.....	20
3.5.2 Atividade microbiológica.....	21

3.5.2.1 Respiração Basal do Solo (C-CO ₂).....	21
3.5.2.2 Biomassa Microbiana do Solo (C-BMS)	21
3.5.2.3 Quociente metabólico (q-CO ₂)	22
3.6 Parâmetros de atividade enzimática	22
3.6.1 L- Glutaminase (E.C. 3.5.1.2).....	22
3.6.2 N- Acetil-β-D-Glucosaminidase (NAGase E.C. 3.2.1.30)	23
3.7 Biomassa seca de milho e Produtividade	23
3.8 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)	24
3.9 Tratamento de dados e análise estatística	24
4. Resultados e Discussão	26
4.1 Ensaios Quinta de São Roque (QSR1 e QSR2).....	26
4.1.1 Composto orgânico	26
4.1.2. Impacto nos parâmetros físico-químicos do solo	27
4.1.3 Impactos nos parâmetros microbiológicos do solo	39
4.1.3.1 Contagem de microrganismos.....	39
4.1.3.2 Atividade microbiológica.....	45
4.1.4 Impacto do composto orgânico nos parâmetros enzimáticos do solo	51
4.1.5 Impactos na Biomassa seca e Produtividade do Milho	57
4.1.6 Análise de componentes principais (PCA).....	60
4.2 Ensaio Parque Natural (PN)	62
4.2.1 Composto orgânico e lamas.....	62
4.2.2 Impactos nos parâmetros físico-químicos do solo	63
4.2.3 Impactos nos parâmetros microbiológicos do solo	73
4.2.3.1 Contagem de microrganismos.....	73
4.2.3.2 Atividade microbiológica.....	79
4.2.4 Impactos nos parâmetros Enzimáticos do solo	83
4.2.5 Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI)	89
4.2.6 Análise de componentes principais (PCA).....	90
5. Conclusões	92
5.1 Perspectivas Futuras	92
6. Referências	94
7. Anexos	114

Lista de Abreviaturas

ARM - Águas e Resíduos da Madeira
ATP - Adenosina trifosfato
C - Carbono
C-BMS- Carbono da biomassa microbiana do solo
C-CO₂- Respiração basal
Cd - Cádmio
CE- Condutividade Elétrica
C1- Composto orgânico utilizado no primeiro ensaio da Quinta de São Roque
C2- Composto orgânico utilizado no segundo ensaio da Quinta de São Roque
C3- Composto orgânico utilizado no ensaio do Parque Natural
C_{org}- Carbono orgânico
Cu - Cobre
dw - Peso seco
ETAR - Estação de tratamento de águas residuais
FAO - Food and Agriculture Organization
fw - Peso fresco
Hg - Mercúrio
H₂PO₄⁻ - Dihidrogenofosfato
HPO₄²⁻ - Hidrogenofosfato
IPMA- Instituto Português do Mar e da Atmosfera
K - Potássio
MO- Matéria orgânica
N – Azoto
NADPH - Fosfato de dinucleotídeo de adenina e nicotinamida
NAGase- N - Acetil-β-D-Glucosaminidase
NDVI - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
Ni - Níquel
NMP - Número Mais Provável
N-NH₄⁺ - Azoto amoniacal
N-NO₃⁻ - Nitratos
P- Fósforo
Pb - Chumbo
PN- Parque Natural
q-CO₂- Quociente metabólico
QSR- Quinta de São Roque
QSR1- 1º ensaio da Quinta de São Roque
QSR2- 2º ensaio da Quinta de São Roque
ROS - Espécies Reativas de Oxigénio
WHC- Capacidade de retenção de água
Zn - Zinco

Lista de Equações

Equação 1: % Biomassa Seca = 100% – % *Humidade*

Equação 2: % *MO* = 100% – % *Cinzas*

Equação 3: % *N* = $\frac{(V_{HCl\ titulado} - V_{HCl\ titulado\ branco}) \times N \times 1,4007}{Massa\ de\ amostra}$

Equação 4: % *C org (solo)* = % $\frac{MO}{1,724}$

Equação 5: % *C org (composto)* = % $\frac{MO}{1,8}$

Equação 6: % *WHC* = $\frac{(100 - Massa\ de\ água\ percolada) + Massa\ de\ água\ na\ amostra}{Massa\ de\ solo\ seca}$

Equação 7: C-CO₂ (mg C kg⁻¹ h⁻¹) = $\frac{(V_o - V) \times 1,1}{dwt} \times \frac{Sw}{t}$

Equação 8: C (mg kg⁻¹) = (V_b - V_a) × N × 0,003 × 50 × (8 × P_s)⁻¹ × 106

Equação 9: C-BMS = EC / KEC

Equação 10: *q-CO₂* (mg C mg C⁻¹ h⁻¹) = *C-CO₂* / *C-BMS*

Equação 11: % *Biomassa Seca* = $\frac{Massa\ desidratada}{Massa\ fresca} \times 100$

Equação 12: *Massa Espiga dw (Kg)* = $\frac{\%Biomassa\ Seca\ (Espiga) \times Massa\ Espiga\ fw}{100}$

Equação 13: *Massa Caule e Folhas dw (Kg)* =

$\frac{\%Biomassa\ Seca\ parcial\ (Caule\ e\ Folhas) \times Massa\ Caule\ e\ Folhas\ fw}{100}$

Equação 14: *Massa Biomassa Total dw (Kg)* = *Massa Espiga dw* + *Massa Caule e Folhas*

Equação 15: *Produtividade, fw (Kg/m²)* = $\frac{Massa\ fw}{Área}$

Equação 16: *Produtividade, dw (Kg/m²)* = $\frac{Massa\ dw}{Área}$

Equação 17: *NDVI* = $\frac{(Nir - Red)}{(Nir + Red)}$

Lista de Figuras

Figura 1 Representação das equações químicas da atividade L-glutaminase.....	5
Figura 2 Representação das estruturas químicas de (a) quitina e (b) quitosano; (c) representação da ação da enzima de NAGase sobre a quitina.	6
Figura 3 Representação do desenho experimental do primeiro ensaio realizado na Quinta de São Roque (QSR1)	15
Figura 4 Representação do desenho experimental do segundo ensaio realizado na Quinta de São Roque (QSR2).	16
Figura 5 Representação do desenho experimental do ensaio realizado no Parque Natural (PN).	17
Figura 6 Representação da ação de NAGase e respectivos produtos de reação.	23
Figura 7 pH do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	28
Figura 8 Condutividade elétrica, CE do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	30
Figura 9 Matéria orgânica MO do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	31
Figura 10 Carbono orgânico C _{org} do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	33
Figura 11 Azoto total N do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	34
Figura 12 Relação C:N do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	36

Figura 13 Capacidade de retenção de água do solo (WHC) ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²).....	38
Figura 14 Número de Fungos do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2), em Unidades Formadoras de Colônia (UFC) por grama de solo em peso seco.....	40
Figura 15 Representação das Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos dos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio QSR1 (acima) e do ensaio QSR2 (abaixo) considerando os diferentes tratamentos de composto orgânico (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	41
Figura 16 Número de Bactérias do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2), em Unidades Formadoras de Colônia (UFC) por grama de solo em peso seco.....	42
Figura 17 Número de Bactérias (B.) fixadoras de N do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2), em Unidades Formadoras de Colônia (UFC) por grama de solo em peso seco.....	43
Figura 18 Respiração basal do solo, C-CO ₂ , ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	45
Figura 19 Carbono da Biomassa Microbiana do solo C-BMS, ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	47
Figura 20 Quociente metabólico do solo q-CO ₂ , ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente, 8F; 8 folhas, FL; floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	49
Figura 21 Atividade enzimática de L-glutaminase do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2).....	52

Figura 22 Representação das Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de N-acetil- β -D-glucosaminidase, NAGase e L-Glutaminase e as variáveis físico-químicas, microbiológicas do solo e climáticas nos ensaios da QSR (QSR1 e QSR2), considerando os diferentes tratamentos de composto orgânico (0, 5 e 10 kg m ⁻²)	53
Figura 23 Atividade enzimática de N-acetil-glucosaminidase, NAGase do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR	55
Figura 24 Representação gráfica dos dados de massa de Biomassa total do milho, massa de espiga e respectivas produtividades obtidos nos ensaios QSR1, à esquerda e QSR2, à direita, considerando os tratamentos realizados, 0 controlo, 5 kg m ⁻² e 10 kg m ⁻² de composto orgânico	59
Figura 25 Análise de componentes principais (PCA) dos diferentes tratamentos e propriedades físico-químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo do ensaio QSR1, considerando os diferentes tratamentos	61
Figura 26 Análise de componentes principais (PCA) dos diferentes tratamentos e propriedades físico-químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo do ensaio QSR2, considerando os diferentes tratamentos	62
Figura 27 pH do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas	64
Figura 28 CE do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas	65
Figura 29 MO do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas	66
Figura 30 Carbono orgânico (C _{org}) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.....	67
Figura 31 Azoto (N) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas	69
Figura 32 Relação C:N do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas	71
Figura 33 Capacidade de retenção de água (WHC) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.....	72

Figura 34 Número de Fungos do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas, em Unidades Formadoras de Colónia (UFC) por grama de solo em peso seco.....	73
Figura 35 Representação das Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos dos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio PN	74
Figura 36 Número de Bactérias do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas, em Unidades Formadoras de Colónia (UFC) por grama de solo em peso seco.....	75
Figura 37 Número de Bactérias fixadoras de N do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas, em Unidades Formadoras de Colónia (UFC) por grama de solo em peso seco.....	77
Figura 38 Respiração Basal (C-CO ₂) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.....	80
Figura 39 Carbono da Biomassa microbiana (C-BMS) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas	81
Figura 40 Quociente metabólico (q-CO ₂) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.....	83
Figura 41 Atividade enzimática L-glutaminase do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas	84
Figura 42 Representação das Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de N-acetil-β-D-glucosaminidase, NAGase e L-Glutaminase e as variáveis físico-químicas, microbiológicas do solo, climáticas e de índice de Vegetação (IV) no ensaio PN	85
Figura 43 Atividade enzimática NAGase do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.....	87
Figura 44 Resultados de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, NDVI média, obtidos no ensaio do PN	90
Figura 45 Análise de componentes principais (PCA) dos diferentes tratamentos e propriedades físico-químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo do ensaio do PN.....	91

Lista de Tabelas

Tabela 1 Produtos orgânicos utilizados nos ensaios e respectiva codificação	17
Tabela 2 Resultados de composição físico-química dos compostos aplicados nos dois ensaios na QSR, lote C1 aplicado no ensaio QSR1 e lote C2 aplicado no ensaio QSR2.....	26
Tabela 3 Propriedades físico-químicas dos solos da QSR onde decorreram o primeiro ensaio, QSR1 e o segundo QSR2 no dia de montagem do ensaio, fase de desenvolvimento do milho de sementeira, S..	27
Tabela 4 Variação dos macronutrientes $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR.....	35
Tabela 5 Macronutrientes P assimilável e K assimilável do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR.....	37
Tabela 6 Número de Bactérias desnitrificantes do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) do primeiro ensaio (QSR1) e do segundo ensaio (QSR2).....	43
Tabela 7 Correlação de Spearman entre parâmetros físico-químicos do composto orgânico aplicado e resultados obtidos de Biomassa Total de Milho e Espiga nos dois ensaios da QSR.....	60
Tabela 8 Resultados de composição físico-química do composto orgânico aplicado ensaio do PN	62
Tabela 9 Propriedades físico-químicas dos solos do PN no dia 0/ montagem do ensaio.....	63
Tabela 10 Macronutrientes $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.	69
Tabela 11 Macronutrientes P assimilável e K assimilável do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.	72
Tabela 12 Número de Bactérias desnitrificantes do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas	78

Lista de tabelas em anexo

Tabela 1.1 Propriedades físico-químicas do produto de lamas desidratadas utilizado no ensaio do Parque Natural.....	114
Tabela 2.1.1 Datas das recolhas do primeiro ensaio da Quinta de São Roque (QSR1), correspondente aos diferentes estágios de desenvolvimento do milho (S, semente, 8F, 8 folhas, FL, floração e P, 50-60 dias de polinização).....	114
Tabela 2.1.2 Datas das recolhas do segundo ensaio da Quinta de São Roque (QSR2), correspondente aos diferentes estágios de desenvolvimento do milho (S, semente, 8F, 8 folhas, FL, floração e P, 50-60 dias de polinização).	114
Tabela 2.1.3 Datas das recolhas do ensaio do Parque Natural (PN), desde o dia 0, dia de aplicação dos produtos orgânicos, até aos 376 dias.	114
Tabela 3.1 Correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos do ensaio da QSR1 (n=12).....	116
Tabela 3.2 Correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos do ensaio da QSR2 (n=12).....	117
Tabela 3.3 Correlação de Spearman de variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do solo no ensaio QSR1 (n=12).....	118
Tabela 3.4 Correlação de Spearman de variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do solo no ensaio QSR2 (n=12).....	118
Tabela 3.5 Correlação de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio QSR1 (n=12).....	119
Tabela 3.6 Correlação de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio QSR2 (n=12).....	120
Tabela 3.7 Tabela de Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de N-acetil-β-D-glucosaminidase, NAGase e L-Glutaminase e as variáveis físico-químicas do solo, microbiológicas do solo e climáticas dos ensaios QSR1 e QSR2 (n=12).....	121
Tabela 4.1 Diferença entre os dados obtidos em cada parâmetro nas parcelas com tratamento de 5 e 10 kg m ⁻² de composto orgânico (CO), considerando o obtido na parcela controlo em cada estágio de desenvolvimento do milho do ensaio QSR1	123

Tabela 4.2 Diferença entre os dados obtidos em cada parâmetro nas parcelas com tratamento de 5 e 10 kg m ⁻² de composto orgânico (CO), considerando o obtido na parcela controle em cada estágio de desenvolvimento do milho do ensaio QSR2.	124
Tabela 5.1 Correlações de Spearman entre parâmetros microbiológicos do primeiro ensaio da QSR1 (n=30).....	125
Tabela 5.2 Correlações de Spearman entre parâmetros microbiológicos do primeiro ensaio da QSR1 (n=30).....	125
Tabela 6.1 Correlações de Spearman entre parâmetros de Biomassa e Produtividade e parâmetros do solo do ensaio QSR1 (n=12)	126
Tabela 6.2 Correlações de Spearman entre parâmetros de Biomassa e Produtividade e parâmetros do solo do ensaio QSR2 (n=12)	127
Tabela 7.1 Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural (n=27).....	128
Tabela 8.1 Correlações de Spearman entre variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural), considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27).....	130
Tabela 8.2 Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio PN, considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27).....	131
Tabela 8.3 Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de N-acetil-β-D-glucosaminidase, NAGase e L-Glutaminase e as variáveis físico-químicas do solo, microbiológicas do solo, climáticas e índice de vegetação, considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27).	132
Tabela 9.1 Diferença entre os dados obtidos em cada parâmetro nas parcelas com tratamento de 5 e 10 kg m ⁻² composto e parcela com lamas, considerando o obtido na parcela controle de cada recolha, do ensaio do PN.	135
Tabela 10.1 de Correlações de Spearman entre os parâmetros microbiológicos do ensaio do Parque Natural (n=99).....	137

Tabela 11.1 Correlações de Spearman entre NDVI e variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural , considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27)	138
Tabela 12.1 Dados climáticos de Temperatura média, Temperatura máxima e Precipitação acumulada registados nos ensaios da Quinta de São Roque (1º ensaio QSR1 e 2º ensaio QSR2), considerando os períodos de recolha, de acordo com o estágio de desenvolvimento do milho (S, semente, 8F, 8 folhas, FL, floração e P, 50-60 dias de polinização).	139
Tabela 12.2 Dados climáticos de Temperatura média, Temperatura máxima e Precipitação acumulada registados no ensaio do Parque Natural, considerando os períodos entre recolhas	140

1. Introdução

Os solos constituem o suporte e meio de disponibilização de macro e micronutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas. O crescimento e desenvolvimento das plantas são afetados negativamente pelo stress hídrico, que ocorre em condições de baixa disponibilidade ou mesmo escassez de água nos solos, uma vez que os processos de absorção e transporte de nutrientes são condicionados pela capacidade hídrica do solo [1].

As áreas degradadas e propensas à desertificação são frequentemente impactadas pela baixa precipitação. Esses solos apresentam baixa capacidade de retenção de água, baixos teores de matéria orgânica, e como consequência, elevada drenagem e evaporação acentuada devido à ausência de vegetação [2,3]. A seca é um dos principais fatores de stress abiótico que causa graves alterações no solo, afetando negativamente os microrganismos do solo e as plantas, e consequentemente compromete a produtividade agrícola e a sustentabilidade ambiental [4].

A aplicação de produtos orgânicos no melhoramento do solo nestas áreas, tem-se revelado uma estratégia de mitigação, uma vez que estes sofrem uma série de processos bioquímicos fundamentais para a reciclagem de nutrientes e melhoria da fertilidade do solo. Estes processos envolvem a decomposição da matéria orgânica por microrganismos, a mineralização de nutrientes, e a formação de compostos húmicos, que são essenciais para a estrutura do solo e a retenção de nutrientes [4–6]. Assim, a adição de produtos ricos em matéria orgânica derivados de desperdícios, como o composto orgânico ou resíduos urbanos surge como uma abordagem de reutilização destes recursos para aumentar a sustentabilidade e mitigar as mudanças climáticas [7]. Os indicadores físico-químicos, microbiológicos e bioquímicos do solo fornecem informações cruciais para avaliar o impacto da aplicação de produtos orgânicos, e refletem as funções de disponibilidade de nutrientes, atividade microbiana, e qualidade estrutural do solo, fornecendo dados que permitem ajustar as práticas de gestão e garantir a manutenção da produtividade dos solos [8,9]. Estudos publicados reportam que as respostas observadas no solo dependem do tipo de produto utilizado, das condições específicas do solo e dos processos de produção e resíduos utilizados [1,10].

Neste estudo, utilizou-se compostos orgânicos obtidos, a partir de resíduos agrícolas e animais, e de resíduos urbanos em solos agrícolas e solos devastados por incêndios na ilha da Madeira, Portugal (33°10'-32°20'N; 16°10'-17°20'W), de modo a avaliar o seu impacto como melhoradores do solo. Os solos da ilha da Madeira são maioritariamente andossolos, caracterizados por serem formados a partir de materiais vulcânicos, ricos em minerais, pedra-pomes e tufo [11]. Estes solos apresentam uma cor escura, alta porosidade e são típicos de regiões montanhosas e florestadas [11,12]. No entanto, pouco se sabe sobre o impacto da aplicação de compostos orgânicos no solo, quer em solos agrícolas, quer em solos florestais após incêndio. Este estudo tem carácter inovador na região, e tem como hipótese trabalho inicial perceber se i) a aplicação

de composto orgânico e de lamas desidratadas são capazes de desencadear a regeneração dos solos, com a alteração dos seus parâmetros físico-químicos, microbiológicos e bioquímicos, relacionados com a qualidade do solo, e ii) melhorar a sua produtividade, com aumento da biomassa produzida. Para tal, avaliou-se parâmetros físico-químicos – pH, condutividade elétrica (CE), capacidade de retenção de água (WHC), matéria orgânica (MO) e teor de carbono orgânico (C_{org}); microbiológicos – contagem de bactérias fixadoras de azoto, desnitrificantes e totais, e fungos totais; atividade microbiológica – respiração basal (C-CO₂), carbono da biomassa microbiana (C-BMS), e quociente metabólico (q-CO₂); e atividades enzimáticas relacionadas com o ciclo de azoto no solo – L-glutaminase (EC 3.5.1.2) e N-Acetil-β-D-glucosaminidase (NAGase, EC 3.2.1.30). Fatores climáticos, como temperatura e precipitação acumulada, também foram considerados, uma vez que têm impacto nos processos físicos, químicos e microbiológicos do solo, conforme mencionado anteriormente. Também se obteve dados de produtividade e índices de vegetação relativamente aos locais de estudo. De salientar que os compostos orgânicos e os resíduos urbanos (lamas de ETAR desidratadas) foram previamente avaliados para garantir sua segurança e estabilidade antes da aplicação no solo, assegurando que os materiais não apresentavam riscos ambientais ou para saúde e que possuíam a estabilidade necessária para promover os benefícios esperados para o solo e para as plantas.

2. Revisão bibliográfica

2.1 Solos, propriedades físico-químicas e biológicas

O solo constitui o suporte físico e promotor da biodiversidade, disponibilizando macro e micronutrientes essenciais nas dinâmicas entre metabolomas, ou seja, o conjunto de metabolitos ou pequenas moléculas que integram a biodiversidade do solo [1].

As propriedades físico-químicas do solo, como a densidade aparente, pH, condutividade elétrica (CE), capacidade de troca catiónica, porosidade, salinidade, grau de saturação em bases, matéria orgânica (MO), carbono orgânico (C_{org}), humidade e capacidade de retenção de água (WHC) desempenham um papel fundamental nas funções básicas do solo. Estas funções incluem a retenção e infiltração de água, a capacidade tamponante para neutralização e equilíbrio das características do solo, a transformação da matéria orgânica, o transporte de água e a promoção da biodiversidade [13].

O pH do solo é um indicador de acidez ou alcalinidade, influenciando diretamente a solubilidade iónica, a disponibilidade de nutrientes, a atividade microbiológica e o crescimento das plantas [14,15]. A CE reflete a quantidade de sais solúveis presentes, com impacto nas propriedades e processos do solo [15]. A WHC é a quantidade máxima de água no solo após a drenagem, servindo como um indicador da sua capacidade para fornecer água para o crescimento das plantas [16]. A MO engloba todos os compostos orgânicos presentes no solo que podem ser derivados de resíduos de plantas e animais em decomposição, de microrganismos e de matéria orgânica exógena, melhorando a fertilidade e a estrutura do solo [17]. O C_{org} representa o conteúdo de carbono presente na MO, correspondendo a 58% dela, e desempenha um papel vital no ciclo do carbono e na manutenção da saúde do solo [18].

Os microrganismos do solo desempenham um papel importante no meio biofísico, interagindo com outros metabolomas (plantas, outros microrganismos e animais), promovendo o crescimento das plantas. Eles facilitam a disponibilização de nutrientes através da degradação da matéria orgânica, fixação de azoto e mobilização de micronutrientes. Além disso, suprimem o crescimento dos microrganismos patogénicos, e manipulam a ativação da sinalização de fitohormonas [19,20]. O metaboloma microbiano, nas suas interações, promove a produção de compostos essenciais para a estruturação e agregação das partículas do solo, como exopolissacarídeos, proteínas, ácidos orgânicos e outros metabolitos, evidenciando o seu papel crucial na recuperação de solos degradados [20].

Os parâmetros microbiológicos utilizados consistiram na contabilização de bactérias e fungos totais, bactérias fixadoras de azoto e bactérias desnitrificantes, e parâmetros da atividade microbiológica, respiração basal ($C-CO_2$), carbono da biomassa microbiana do solo ($C-BMS$) e o quociente metabólico ($q-CO_2$), que são indicadores sensíveis fornecendo informação imediata

sobre as pequenas alterações que possam ocorrer no solo, e reflitam a capacidade de armazenamento e reciclagem de nutrientes e energia no solo [21,22].

A aplicação de corretivos adiciona compostos orgânicos frescos, que afetam significativamente a quantidade de microrganismos no solo [23,24]. Os microrganismos do solo são indispensáveis para a produtividade e sustentabilidade dos ecossistemas agrícolas e naturais [25]. Bactérias e fungos têm um papel essencial na transformação de nutrientes no solo, decomposição da MO, formação da estrutura do solo [24,25], e no ciclo do N, realizando três processos fundamentais, nomeadamente a fixação de azoto, desnitrificação e nitrificação [26]. Grupos específicos de microrganismos, como as bactérias desnitrificantes e as bactérias fixadoras de azoto, também conhecidas como diazotróficas, têm funções cruciais no equilíbrio de azoto no solo. As bactérias desnitrificantes, maioritariamente heterotróficas, são fundamentais nos processos de desnitrificação da MO do solo, na conversão dos nitratos em azoto gasoso [27]. Por sua vez, as bactérias diazotróficas desempenham um papel essencial na conversão de azoto atmosférico em formas assimiláveis pelas plantas, estabelecendo associações simbióticas com plantas e fungos [28]. Adicionalmente, os processos de nitrificação em solos agrícolas são essenciais devido ao seu papel na perda de azoto, emissão de gases de efeito de estufa e poluição de água subterrâneas, que envolvem microrganismos nitrificantes tais como bactérias oxidadoras de amoníaco, bactérias oxidadoras de nitrito e bactérias que realizam nitrificação completa, assim como archaeas nitrificantes [26]. A avaliação da atividade microbiológica pode oferecer informações indicadoras dos desequilíbrios ou da recuperação solo [21]. O C-BMS é a fração viva da MO do solo que inclui os microrganismos e microfauna, correspondente de 1 a 3% do C_{org} [29], que desempenham uma função essencial no fornecimento e controlo das fontes e reservas de nutrientes para as plantas [30]. A C-CO₂ é um indicador do potencial da taxa de mineralização da matéria orgânica no solo, e de todas as funções metabólicas do solo em condições controladas, fornecendo dados sobre a atividade dos microrganismos na degradação da MO [31]. A relação entre C-CO₂ e C-BMS é dada pelo q-CO₂, é um indicador que reflete distúrbios no solo, devido às mudanças na biomassa microbiana [32]. Estes parâmetros constituem indicadores sensíveis das mudanças que possam ocorrer no ecossistema e de gestão de solo.

A atividade enzimática do solo maioritariamente de origem microbiana é fundamental na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes [33]. Enzimas extracelulares catalisam reações que libertam nutrientes essenciais, aumentando a disponibilidade de azoto (N), fósforo (P) e outros nutrientes necessários para o desenvolvimento das plantas [33,34]. Os sistemas de gestão de solo e a adição de fertilizantes orgânicos, têm demonstrado a influência na atividade enzimática do solo, pois uma maior disponibilidade de substrato-alvo no solo impulsiona o aumento nas concentrações das enzimas. Por sua vez, a elevada disponibilidade de elementos alvo podem levar a inibição da síntese de novas enzimas extracelulares, quando os

compostos facilmente disponíveis em quantidade suficiente cobrem as necessidades energéticas das células [35]. As mudanças na atividade e afinidade das enzimas estão fortemente relacionadas com a biomassa microbiana, pois a afinidade influencia diretamente a atividade catalítica, levando os microrganismos a produzirem isoenzimas com maior afinidade para responder às suas necessidades nutricionais [36]. Deste modo, a determinação da atividade enzimática no solo fornece informação sobre os efeitos dessas práticas nas dinâmicas da MO e processos de transformação no solo [37]. A L-glutaminase (EC 3.5.1.2), e N-Acetil-β-D-glucosaminidase (NAGase, EC 3.2.1.30) são tidas como exemplo de enzimas relacionadas com o ciclo de azoto no solo.

A L-glutaminase é uma enzima que catalisa a hidrólise de L-glutamina, resultando na produção de NH_4^+ e ácido L-glutâmico (Figura 1) [38,39]. Esta exoenzima desempenha um papel essencial no ciclo do N, disponibilizando fontes de N inorgânicos para absorção pelas plantas e contribuindo para o potencial de fertilidade do solo. Além disso, a atividade L-glutaminase do solo tem sido associada à produção de C_{org} , como relatado em Kanazawa [39]. A L-glutamina é um aminoácido que, no solo, pode ter origem na decomposição da MO, dos exsudatos radiculares das plantas e da atividade metabólica dos microrganismos do solo [40].

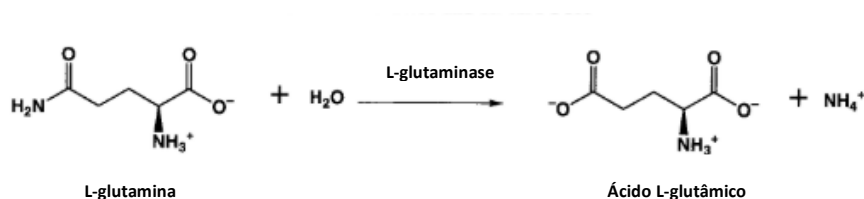


Figura 1 Representação das equações químicas da atividade L-glutaminase. Retirado de Kanazawa [39]

A NAGase é uma enzima que está envolvida na catálise de compostos orgânicos mais complexos de N, mais especificamente na hidrólise do resíduo de N-acetil-β-glucosamina a partir das extremidades não redutoras dos oligossacarídeos derivados de quitina (poli-N-acetil-β-D-glucosamina) e de quitosano (poli-D-glucosamina) (Figura 2) [41,42]. A enzima é libertada por fungos e microrganismos do solo e facilita a libertação de amino-açúcares a partir da decomposição da quitina, que são essenciais para o crescimento microbiano e mineralização de nutrientes no solo [43–45]. A atividade de NAGase apresenta correlações significativas com o aumento de mineralização de N, produção de C_{org} e fixação de NH_4^+ em ambientes locais [45]. Também é classificada como β-glucosaminidase (EC 3.2.1.52) uma vez que cliva o amino-açúcar N-acetil-β-D-galactosamina, de acordo com a *International Union of Biochemistry*, citado em Tabatai [46].

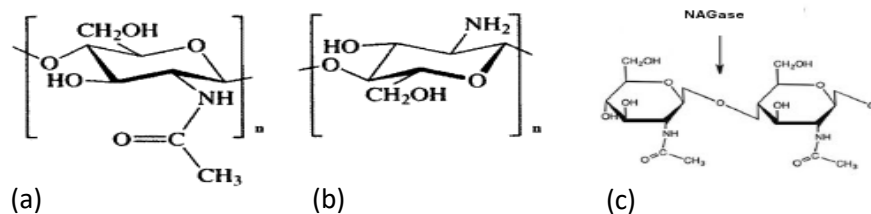


Figura 2 Representação das estruturas químicas de (a) quitina e (b) quitosano; (c) representação da ação da enzima de NAGase sobre a quitina. Adaptado de Rinaudo [41] e Yan [42].

2.2 Características de solos pobres

Os processos de degradação do solo advêm de práticas agrícolas intensivas, combinadas com fatores climáticos, que provocam longos períodos de seca e precipitação irregular [47]. Consequentemente, a falta de vegetação intensifica os processos de erosão, resultando em solos pobres com elevada drenagem, baixa retenção de água, baixos teores de matéria orgânica, e com maiores necessidades de irrigação [2,3].

A seca e a diminuição da disponibilidade de água resultam em condições de stress abiótico, que provocam respostas morfológicas, fisiológicas e bioquímicas nas plantas e cultivos, como a redução de absorção de nutrientes, baixas taxas de transpiração, redução da permeabilidade membranar e danos em estruturas celulares [1,3,48]. Estas mudanças podem ser variáveis dependendo da espécie, genótipo e fase de crescimento da planta [49].

Nos solos, o aumento de temperatura, a baixa precipitação e o baixo armazenamento de carbono podem provocar um aumento de toxicidade e, consequentemente, salinização [50]. A elevada salinidade constitui mundialmente um dos fatores de diminuição da produtividade dos solos aráveis ou irrigados, uma vez que provoca um défice de potencial osmótico derivado da diminuição de água disponível, que reduz a germinação e aumenta a toxicidade. Estas condições provocam stress oxidativo, havendo produção de espécies reativas de oxigénio (ROS), alteração do conteúdo de pigmentos fotossintéticos e descontrolo dos equilíbrios associados à regulação metabólica [51]. A adaptação das plantas a estas condições é desencadeada pela ação de fitohormonas, como por exemplo o ácido abscísico, citoquininas, giberelinas, etilenos, brassinosteróides e ácido salicílico, sintetizadas por vias metabólicas, que potenciam o crescimento e desenvolvimento das plantas [51].

O efeito de seca prolongado nos solos tem impacto direto nos sistemas biológicos do solo, nomeadamente nas comunidades de microrganismos. No entanto, determinados grupos de microrganismos conseguem suportar a resistência das plantas nestes períodos de seca, contribuindo para a mobilização da matéria orgânica, e produção de polissacarídeos que, por diferentes vias, sustentam a estrutura do solo, a capacidade de retenção de água; e a produção de

compostos como a prolina, ácido indolacético e desaminases, que promovem a tolerância à seca nos metabolomas vegetais. Certos microrganismos, como os fungos, permitem ainda a captação e circulação de água do solo pelas suas estruturas micelares. A ocorrência de precipitação após períodos prolongados de seca, também pode afetar as comunidades de microrganismos, ocorrendo a lise das células microbianas e liberação de enzimas que provocam elevadas taxas de mineralização de C e N no solo [52]. Certini [53] referem que, a formação do solo é determinada por fatores climáticos, assim como o clima também é afetado pelos solos, que atuam como controladores primários de processos e fluxos de carbono e gases de efeito de estufa.

Machado [54] concluíram que os incêndios florestais têm impactos diretos sobre a vegetação e o solo, e as consequências estendem-se para além das áreas afetadas, e incluem o transporte de sedimentos, nutrientes e contaminantes pelo escoamento pós-incêndio, afetando negativamente os cursos de água localizados a jusante. A camada de cinzas rica em nutrientes que se forma na superfície do solo após a queima é altamente suscetível à erosão hídrica devido à ausência de cobertura vegetal e serrapilheira. As mudanças na estrutura do solo induzidas pelo fogo podem modificar os processos hidrológicos, como a diminuição da infiltração da água, que geralmente leva ao aumento da geração de escoamento superficial, exacerbando os riscos de erosão e degradação dos recursos hídricos e do solo em áreas próximas. A utilização de corretivos orgânicos na reabilitação de solos queimados, pode aumentar a MO, mitigando significativamente a perda de fertilidade e acelerar a recuperação dos ecossistemas, com o aumento de nutrientes e microrganismos do solo [54,55].

2.3 Tipos de compostos e aditivos utilizados na correção

O aproveitamento e reciclagem de resíduos orgânicos de origem agroflorestal, urbana, e industrial, como corretivos e fertilizantes em sistemas agronômicos e condições de seca, têm sido estudados [1,3,51,56].

Estudos publicados evidenciam a melhoria das características do solo após a aplicação de composto orgânico, envolvendo estas as propriedades biológicas e físico-químicas, a capacidade de retenção de água, o carbono orgânico do solo, o qual atua como fonte de carbono para o microbioma, e de macro e micronutrientes para as plantas [57]. No entanto, o processo de compostagem é demorado, com produção de odores e com potencial de liberação de contaminantes para águas de rega, que podem incluir metais pesados, poluentes orgânicos e elementos eutróficos [58–60].

O composto é o produto final da decomposição de matéria orgânica no processo de compostagem [57]. O processo compreende três fases: uma fase inicial em que ocorre a degradação dos compostos mais facilmente degradáveis, a segunda fase termofílica em que ocorre reações oxidativas de compostos mais complexos, e a terceira fase de maturação e estabilização [61]. Os fatores mais importantes, que influenciam o processo de compostagem são a relação carbono:azoto (C:N) da mistura inicial, humidade e disponibilidade de oxigénio. Uma relação

C:N de 25:1 a 30:1 permite um processo de decomposição mais rápido, sem emissão de odores, permissíveis de atingir as temperaturas apropriadas. Por outro lado, a humidade óptima durante a compostagem de 50-55%, providencia as condições de arejamento e atividade microbiana do sistema, influenciando a disponibilidade de oxigénio, para a atividade dos microrganismos aeróbios, que vão degradar os resíduos por reações de oxidação (exotérmicas), potenciando temperaturas elevadas entre os 55-60°C, que servem igualmente para eliminar outros microrganismos patogénicos [62].

A maturidade e estabilidade do composto depende do grau de humificação do produto final de compostagem. A experimentação da dosagem do composto em testes de germinação permite determinar a sua fitotoxicidade: um composto não maduro tem ácidos orgânicos instáveis e amónia, que podem influenciar negativamente o crescimento e desenvolvimento das plantas [63]. Contudo, estudos indicam que a elevada aromaticidade da matéria orgânica do composto mantém a água à superfície do solo e, conseqüentemente, promove a absorção de nutrientes pelas plantas, em condições de stress hídrico [63].

Na padronização da qualidade do composto final a ser aplicado, determina-se os parâmetros de estabilidade, de CE, relação C:N, pH, capacidade de troca catiónica e conteúdo de nutrientes. Este composto é fundamental para a sustentabilidade do ecossistema onde será aplicado, devendo-se criteriosamente considerar as características físico-químicas do tipo de solo, onde será aplicado, e o tipo de metaboloma vegetal a ser desenvolvido [63,64]. É importante estabelecer uma linha de ação na produção de composto, dentro dos limites apropriados e das medidas das regulações governamentais, com utilização de resíduos seguros para a génese de corretivos orgânicos e boas práticas de fabrico, objetivando-se a sustentabilidade dos processos, com a redução de desperdícios e energia, e a reciclagem de nutrientes e stock de carbono nos ecossistemas [65].

A utilização de compostos constituídos por desperdícios urbanos, tais como lamas ou biosólidos, bi-produtos das estações de tratamento de resíduos, considerados naturais, benéficos e ecologicamente amigáveis, resulta no melhoramento das propriedades físico-químicas do solo, como a agregação, estrutura, fertilidade, capacidade de retenção de água e capacidade de troca catiónica, no aumento da diversidade e das populações de microrganismos, e no aumento de produtividade agrícola [66,67]. No entanto, a presença de contaminantes e metais pesados na sua composição apresentam-se como fatores limitantes à sua utilização, e condicionam as quantidades e duração da sua administração no solo [65,68,69]. Diversos estudos sobre a aplicação de lamas demonstram os seus efeitos benéficos no solo e nas plantas. Por exemplo, no trabalho de Abbey [70] verificaram que o composto à base de lamas teve um efeito direto no aumento do teor total de aminoácidos das plantas e de outros metabolitos primários, transformando-se numa fonte rica em nutrientes e microrganismos benéficos que favorecem a absorção dos nutrientes essenciais. Fresquez [71] observaram que a aplicação de lamas em solos semiáridos degradados resultou no

aumento significativo dos teores de N, P e K, sem aumentar os níveis de metais pesados. Uma pequena diminuição do pH do solo e um aumento na condutividade elétrica foi observado com a maior proporção de lamas aplicadas, assim como um aumento significativo da vegetação associada ao aumento de N no solo. Navas [72] reportaram que a aplicação de lamas em solos gipsíferos degradados em Zaragoza resultou num aumento de matéria orgânica, carbono orgânico e azoto no solo, com uma redução do pH e aumento da salinidade. Eles também referem que os solos tratados com lamas mantinham maior humidade em relação aos controlos, variando conforme os fatores climáticos. Além disso, observaram um aumento no rendimento de biomassa vegetal, destacando o efeito fertilizante das lamas.

A aplicação de lamas é regulada por diretrizes estabelecidas pela FAO (Food and Agriculture Organization) [73] e União Europeia, Diretiva Europeia 86/278/EEC [74], que definem limites máximos para a presença de elementos tóxicos como Cd (cádmio), Ni (níquel), Zn (zinco), Hg (mercúrio), Cu (cobre) e Pb (chumbo), em solos agrícolas. Por outro lado, o processo de desidratação das lamas é essencial para estabilizar o produto, com o objetivo de prevenir a acumulação de compostos químicos nocivos, de reduzir a quantidade de matéria orgânica volátil e de limitar a densidade de microrganismos patogénicos [75].

Outros produtos que também têm demonstrado potencial corretivo são o vermicomposto, o biochar e os inoculantes microbianos, devido às suas propriedades únicas e benefícios distintos para o solo e para as plantas. O vermicomposto é um produto obtido por uma compostagem (vermicompostagem) acelerada da matéria orgânica. A vermicompostagem utiliza minhocas e a microflora associada na degradação dos resíduos, resultando num produto final neutro, mais fino e rico em nutrientes, conhecido como “húmus da minhoca” [65]. O vermicomposto é um produto rico em nutrientes e ácidos húmicos, que promovem o crescimento da planta e a capacidade de troca iónica, a produção de hormonas de crescimento, assim como melhorar as atividades microbianas e propriedades físicas do solo [76], o que permite aumentar a fertilidade do solo e produtividade agrícola, sem poluir o solo [77].

O biochar é um produto que resulta da pirólise de resíduos orgânicos, que pode ser obtido ainda mais rapidamente do que o vermicomposto, mas apresenta características e propriedades muito distintas. Este produto apresenta propriedades físico-químicas que melhoram o solo e as suas propriedades físicas [78–80]. A variabilidade das características do biochar depende do tipo de resíduo usado como matéria-prima [57,81]. O biochar surge como uma estratégia corretiva vantajosa, que permite melhorar a produtividade agrícola e eliminar resíduos potencialmente contaminantes [81].

A inoculação de microrganismos como as rizobactérias aumenta a produtividade agrícola, especialmente em condições de stress hídrico [82]. Trabalhos realizados evidenciam a relação simbiótica entre as bactérias e as plantas, promovida pela ação enzimática de desaminase, na regulação das quantidades de etileno produzidas pela planta sob condições de stress [57,78].

Bradáčová [82] comparou a utilização de microrganismos de uma única espécie e de consórcios de diferentes microrganismos como bioestimulantes em sistemas de cultivo de tomate sob stress, e demonstrou que as plantas inoculadas com o consórcio microbiano apresentavam um fornecimento mais eficaz de nutrientes e maior tolerância às condições de stress.

A combinação de estratégias e tratamentos do solo tem sido amplamente estudada nos últimos anos, com o objetivo de melhorar a qualidade do solo [3], promover o microbioma e a reciclagem dos nutrientes [83]. Estes estudos demonstram o impacto positivo da combinação no aumento da produtividade de sistemas agrícolas [51]. Por exemplo, Doni [3], demonstraram que a combinação do corretivo orgânico, com a plantação de *Pinus halepensis* e *Pistacia lentiscus* melhorou significativamente a qualidade do solo e reduziu os biomarcadores de stress oxidativo nas plantas. Khan [51] estudaram a aplicação de composto de bagaço e ácido salicílico, e demonstraram melhorias nas características fisiológicas do trigo, reduzindo o stress salino. Toubali [83] utilizaram um consórcio de fungos micorrízicos e rizobactérias com composto e demonstraram os efeitos positivos no crescimento e parâmetros bioquímicos das plantas, com aumento das taxas de fotossíntese e atividade enzimática. Adicionalmente, a combinação de biochar e composto têm revelado que o biochar melhora as propriedades físico-químicas do composto, promovendo a formação de substância húmicas no composto e consequentemente, demonstrando impactos positivos na sua ação corretiva dos solos [80]. Essa combinação resulta na supressão de patógenos do solo [84], redução da biodisponibilidade de elementos metálicos como Cd [85], aumento da produtividade em solos semi-áridos [2], e melhoria da capacidade de retenção de água e absorção de nutrientes pelas plantas [2].

2.4 Ação da matéria orgânica sobre a planta

As plantas adaptadas a condições de seca apresentam sistemas radiculares extensos, menor absorção de nutrientes pelas raízes, e diminuição do transporte destes até as partes superiores, devido à restrição de taxa de transpiração [1]. Adicionalmente, apresentam um perfil bioquímico alterado, em consequência da ativação de mecanismos de síntese de metabolitos secundários, que permitem a sua adaptação a estes ambientes biofísicos [1].

Trabalhos publicados demonstram que a aplicação de produtos ricos em matéria orgânica, tem um contributo nutritivo, promotor da regulação do crescimento, e consequente estímulo do crescimento das plantas. Por sua vez, o melhoramento das características edáficas e de propriedades físico-químicas do solo após aplicação de matéria orgânica é essencial no suporte das interações dos metabolomas microbianos e vegetais [69,86].

A absorção de nutrientes pelas plantas depende da composição e características físico-químicas dos substratos [1,63]. Contudo, a adição de corretivos orgânicos no solo pode levar a fenómenos de antagonismo na absorção de micro e macronutrientes pela planta, ocorrendo assim, uma desaceleração na absorção de determinados nutrientes, em prol de outros [63].

O stress abiótico provoca danos nas estruturas celulares das plantas, resultando em perturbações no equilíbrio de produção de metabolitos secundários, que são responsáveis pela quebra dos radicais livres. Esses radicais livres podem ser originados em resposta a circunstâncias adversas ou como sinais no mecanismo de defesa. A avaliação dos parâmetros morfológicos, bioquímicos e fisiológicos da planta, assim como de marcadores de stress, incluindo atividades antioxidantes específicas nas partes aéreas da planta, serve como um indicador da capacidade defensiva desses sistemas biológicos nas suas interações com o meio [3].

A aplicação de produtos orgânicos tem um efeito atenuador em condições de stress, estimulando as taxas de fotossíntese [48,87,88]. Doni [3] verificaram um menor índice de atividade das enzimas antioxidantes, superóxido dismutases e peroxidases nas plantas desenvolvidas em solos com corretivos orgânicos, comparativamente a solos sem adição de composto. Khan [56], em condições de stress hídrico, observaram uma ligeira melhoria no teor de compostos fenólicos nas raízes e folhas de linhaça, quando comparado com o elevado teor de fenólicos das plantas que cresceram em défice hídrico, sem adição de composto. O aumento de teor de compostos fenólicos nas partes aéreas e raízes de plantas é um mecanismo de adaptação às condições de défice hídrico, uma vez que estes funcionam como antioxidantes, estabilizando as espécies reativas de oxigénio, e evitam perdas de água devido ao aumento de espessura da parede celular das células. Fiasconaro [1] observaram elevados teores de compostos fenólicos nos frutos *Capsicum annuum*, desenvolvidos em solos com corretivo orgânico, independentemente do teor de água disponível.

Estudos feitos demonstram que o défice hídrico provoca a diminuição do conteúdo de pigmentos como as clorofilas nas plantas, pois ocorre degradação e inibição da sua síntese, devido à acumulação de espécies reativas de oxigénio [48]. Duo [48] observaram aumentos do conteúdo da clorofila total e clorofila *a* nas plantas, em condições de stress, assim como o aumento das taxas de fotossíntese com aplicação de composto.

A aplicação de produtos orgânicos no solo pode levar à diminuição do teor da prolina [1,48,87,89]. O teor de prolina é amplamente utilizado como um indicador de stress de défice hídrico, uma vez que esse aminoácido se acumula em grandes quantidades nas folhas das plantas em resposta à baixa disponibilidade de água, ajudando a reduzir danos causados por esse déficit [1,87,89].

Neste trabalho teve-se em consideração os dados de biomassa e produtividade de cultivo de milho *Zea mays* nos ensaios realizados, considerando os diferentes estados de desenvolvimento da cultura. As fases de desenvolvimento do milho, emergência (crescimento das plântulas), floração e enchimento do grão, são particularmente sensíveis à seca, o que pode resultar em reduções significativas nos rendimentos agrícolas [90]. Por outro lado, o uso da estimativa do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), sendo considerado um dos melhores índices para a previsão de produtividade, também permite obter dados de vegetação [91]. O NDVI

pode ser obtido por meio de diversas plataformas de mapeamento e sensoriamento remoto ou por sensores de proximidade do solo, sendo calculado a partir da diferença entre a refletância da luz vermelha e do infravermelho próximo (equação 17, em Materiais e Métodos). Este índice reflete a quantidade de clorofila nas plantas e está associado com parâmetros fisiológicos das plantas, rendimento das culturas e biomassa vegetal, podendo ser representativo do desempenho geral da cultura, integrando diversos aspetos do crescimento [92,93].

2.5 Ação da matéria orgânica no solo

A matéria orgânica desempenha funções essenciais no solo, fornecendo nutrientes, energia e substratos, que interfere nas características físicas e estruturais do solo, proporcionando uma matriz porosa com agregados estáveis, o que potenciam a sua fertilidade e qualidade [3].

A aplicação de resíduos orgânicos como o composto orgânico e as lamas, na reabilitação de solos degradados com baixo teor de matéria orgânica e nutrientes, sendo uma abordagem que permite suprir défices, e enriquecer o solo em matéria orgânica e nutrientes. Esta prática é amplamente utilizada em sistemas agrícolas e no melhoramento de áreas degradadas, porque promove mudanças benéficas na estrutura do solo [3,94,95]. O principal efeito da aplicação de produtos orgânicos é promover mudanças benéficas na estrutura do solo, que pode prolongar-se, durante 9 ou mais anos. Esta prática contribui para o aumento do conteúdo de matéria orgânica nos solos, melhorando a capacidade de retenção e infiltração de água, e as funções de mobilização de nutrientes para as plantas [69]. Os benefícios são atribuídos principalmente à adição de compostos orgânicos como substâncias húmicas, que conseguem aumentar a estabilidade, diminuir o stress nas plantas, imobilizar metais pesados, ativar a função antioxidante e beneficiar a microflora do solo [96]. No entanto, estudos evidenciam que a recuperação dos grupos funcionais de microrganismos nestes solos é também parcialmente devido a adaptações filogenéticas destas comunidades [9,52].

2.6 Utilização de nutrientes pela planta

Os macro e micronutrientes no solo são absorvidos pelas raízes na forma iónica, através de fluxos de transporte que dependem da quantidade de água disponível. A absorção depende igualmente dos processos regulados no solo e das dinâmicas microbianas, como a imobilização-mineralização da matéria orgânica, reações de oxidação-redução, dissolução-precipitação mineral e transporte de massas (gás, líquido e sólido) [97].

A incorporação de produtos orgânicos no solo desempenha um papel crucial no enriquecimento nutricional das plantas, favorecendo o desenvolvimento de uma comunidade microbiana diversificada, que interage com a sinalização hormonal vegetal, estimulando o desenvolvimento radicular e absorção radicular. Essa prática também promove a exsudação de compostos orgânicos pelas raízes, otimizando a solubilização e absorção de nutrientes, para além

de intensificar as relações simbióticas no solo, e potencializar a aquisição de nutrientes e saúde das plantas [98].

Os corretivos orgânicos são variáveis, podendo apresentar várias formas inorgânicas, que dependem do tipo de resíduos utilizados, das suas características físico-químicas, estabilidade e composição de matéria orgânica [1].

2.7 Utilização de NPK nos processos bioquímicos da planta e suas implicações

O azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) são macronutrientes essenciais para o ciclo de vida das plantas, envolvidos em vias metabólicas de síntese de compostos orgânicos. A adição de produtos ricos nestes macronutrientes, pode prover uma fonte de nutrientes para os microrganismos e plantas. Neste trabalho também se fez a avaliação destes nutrientes no solo.

O N é o macronutriente mais abundante nas plantas, e pode ser absorvido nas formas inorgânicas de nitrato (NO_3^-) e amónia (NH_4^+), desempenhando um papel crucial na síntese de proteínas e em outros compostos vitais da planta, como metabolitos secundários [14]. No solo, o N encontra-se sob as formas, de N orgânico, existente na MO, nos restos das culturas e nos microrganismos, e de N inorgânico. O N orgânico da MO para ser assimilado pelas plantas tem de ser convertido em compostos orgânicos solúveis, como aminoácidos e amino-açúcares, e, posteriormente convertido em NH_4^+ e NO_3^- [14].

O P pode ser absorvido sob a forma H_2PO_4^- (dihidrogenofosfato) ou HPO_4^{2-} (hidrogenofosfato), e está envolvido em funções energética, de regulação e sinalização metabólica na planta. O P assimilável é definido como a fração disponível do solo para absorção pelas plantas e células microbianas, nas formas inorgânicas de ortofosfato mencionadas, podendo também ocorrer sob a forma de polifosfato em menores quantidades [99]. A disponibilidade de P pode ser afetada por propriedades do solo como o pH, sistemas de gestão do solo (tipo de cultura ou fertilizantes) e fatores climáticos [99]. Toudou [63] verificaram que o aumento do pH do solo após aplicação de um composto mais maturado, diminuiu a adsorção e retenção de P nos solos, ocorrendo a diminuição da absorção de P pelas plantas.

O K é um macronutriente envolvido na regulação celular dos potenciais osmóticos, evitando a perda de água pela superfície das folhas, e promovendo a atividade de 80 enzimas responsáveis por processos metabólicos e fisiológicos na planta [1].

Bustamante [100] utilizou compostos à base de podas de vinha e estrume de bovino e suíno para estudar a disponibilidade de N e P no solo e a sua utilização na síntese de biomoléculas no alecrim *Rosmarinus officinalis*. Os autores observaram o efeito direto do N providenciado pelo produto aplicado na síntese proteica e via do ácido xiquímico, com a síntese de compostos fenólicos e flavonoides. O teor de N e as formas azotadas existentes no composto têm impacto nas propriedades do solo, onde são aplicados. Por outro lado, verificaram que não ocorreram alterações significativas na síntese de compostos voláteis, uma vez que estes compostos são sintetizados e emitidos pelas plantas como mecanismo de defesa em condições de stress oxidativo.

A base genética deste tipo de plantas, e implicitamente as condições de disponibilidade moderada de nutrientes, não alteraram expressivamente a síntese destes metabolitos secundários. Mencionam ainda que a disponibilidade de N e P no solo influenciou indiretamente a produção de voláteis através da activação de sintases, ATP (adenosina trifosfato) e NADPH (fosfato de dinucleotídeo de adenina e nicotinamida) necessárias à síntese destes metabolitos.

Fiasconaro [1] determinou que os produtos orgânicos obtidos a partir de resíduos de cenoura, caracterizam-se pelo elevado teor de K, observando-se que a sua adição no solo melhorou a capacidade de retenção de água no solo e diferentes parâmetros bioquímicos, com o aumento do teor de compostos fenólicos e minerais da planta *Capsicum annuum*.

3. Materiais e métodos

3.1 Ensaios

Dois tipos de ensaios foram realizados com o objetivo de avaliar o potencial dos produtos orgânicos aplicados nos solos. O primeiro teve lugar na Quinta de São Roque (QSR) com aplicação de duas concentrações de composto orgânico, ao cultivo de milho, variedade regional de “Santana”, em dois ciclos de produção. O segundo, no Parque Natural (PN), com aplicação de composto orgânico em diferentes quantidades e uma proporção de lamas desidratadas, com monitorização durante um ano.

3.1.1 Quinta de São Roque (QSR)

Dois ensaios foram realizados no campo experimental da Quinta de São Roque (QSR) (32°39'N, 16°55'W): o primeiro ensaio (QSR1) teve início a 10 de fevereiro e terminou a 27 de junho de 2022, e o segundo (QSR2) foi realizado de 27 de julho a 21 de novembro de 2022. Composto orgânico foi aplicado em duas concentrações diferentes, 5 e 10 kg m⁻², por incorporação no solo. Cada aplicação foi realizada, em três repetições, em parcelas, com 5,4 m² no primeiro ensaio e com 4,0 m² no segundo, incluindo as parcelas controlo, sem aplicação de composto orgânico (Figuras 3 e 4). Em ambos os ensaios, o composto orgânico foi incorporado previamente, considerando a concentração pretendida, seguida do cultivo de milho branco, também conhecido como “Milho de Santana” (ISOP 1951).

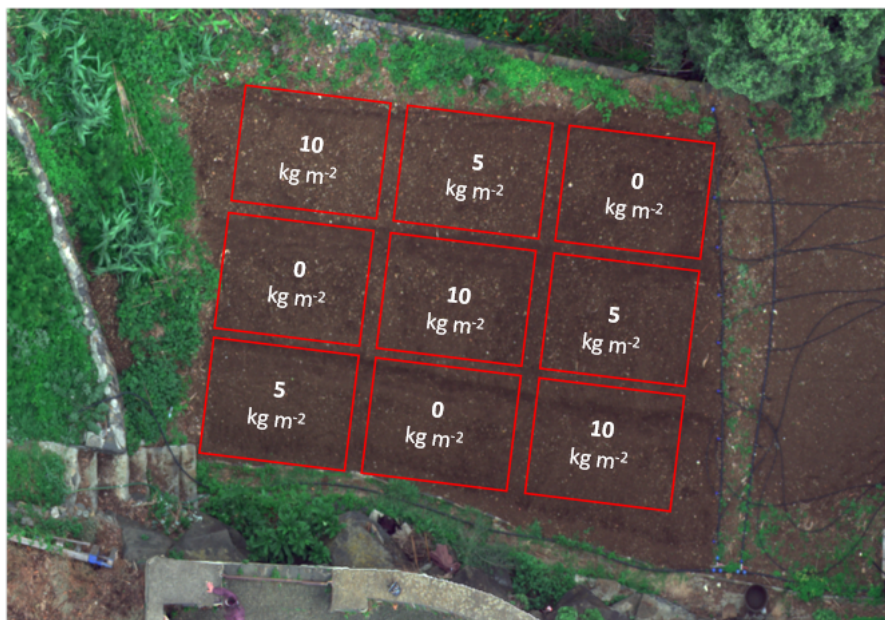


Figura 3 Representação do desenho experimental do primeiro ensaio realizado na Quinta de São Roque (QSR1). A vermelho a representação das parcelas com aplicação de diferentes concentrações de composto orgânico e cultivo de milho. Captura de imagem com recurso a drone (marca DJI Matrix 210 RTK V2).



Figura 4 Representação do desenho experimental do segundo ensaio realizado na Quinta de São Roque (QSR2). A vermelho a representação das parcelas com aplicação diferentes concentrações de composto orgânico e cultivo de milho. Captura de imagem com recurso a drone (marca DJI Matrix 210 RTK V2).

3.1.2 Parque Natural (PN)

Um ensaio foi realizado em áreas afetadas pelos incêndios de 2016, no Parque Natural da Madeira (PN), localizado a 32°43'N, 16°56'W, com o objetivo de avaliar o efeito da aplicação de diferentes coberturas de composto orgânico e de lamas desidratadas. Numa área de 25 m² cada, tem-se a área do controlo (sem aplicação), e as áreas de aplicação de composto orgânico (5 e 10 kg m⁻²) e de lamas desidratadas (0,8 kg m⁻²). Neste ensaio foi utilizada apenas 1 área de aplicação por cada variante (Figura 5). A aplicação dos produtos foi feita no dia 12 de novembro de 2021 com monitorização periódica até 14 de novembro de 2022, perfazendo um total de 367 dias.



Figura 5 Representação do desenho experimental do ensaio realizado no Parque Natural (PN). A vermelho a representação das parcelas com aplicação de diferentes concentrações de composto orgânico e uma concentração de lamas desidratadas. Captura de imagem com recurso a drone (marca DJI Matrix 210 RTK V2).

3.1.3 Produtos aplicados

Na Tabela 1 são apresentados os produtos finais de composto orgânico e lamas desidratadas aplicados nos locais de ensaio.

Três lotes de composto orgânico – obtidos por compostagem de resíduos locais de palha de bananeira, fruteiras, jardinagem e estrume de bovino – foram cedidos pela Secretaria Regional de Agricultura Pescas e Ambiente da Madeira. Os parâmetros físico-químicos analisados nos produtos utilizados são detalhados ao longo da metodologia.

As lamas desidratadas foram cedidas pela estação de tratamento de águas residuais (ETAR) do Porto Santo. Este subproduto é derivado exclusivamente do tratamento de efluentes domésticos, e resulta da desidratação mecânica em centrífuga, após adição de polieletrólito diluído, com secagem solar final. Os dados das análises físico-químicas do produto de lamas utilizado neste trabalho, cedidos pela Águas Resíduos da Madeira (ARM), encontram-se na Tabela 1.1 do Anexo 1.

Tabela 1 Produtos orgânicos utilizados nos ensaios e respetiva codificação

Produto	Sigla	Ensaio aplicado
Composto orgânico	C1	QSR1
	C2	QSR2
	C3	PN
Lamas	Lamas	PN

3.2 Recolha de amostras

A recolha de amostras de solo foi realizada periodicamente, numa profundidade até 20 cm, em diferentes pontos de cada parcela. Nos ensaios realizados na QSR, a recolha foi realizada de acordo com o ciclo de produção do milho: no dia de aplicação/semente (S), no estado de 8 folhas (8F), na floração (FL), e 50-60 dias após a polinização (P) (ver datas das recolhas nas Tabelas 2.1.1 e 2.1.2, Anexo 2.1). No estudo realizado no PN, a colheita de solo foi feita a intervalos regulares, com uma frequência que variou entre os 30 a 45 dias, contabilizando 9 recolhas (ver datas das recolhas na Tabela 2.1.3 em Anexo 2.1).

3.3 Processamento das amostras

A amostra fresca foi separada para fins de avaliação microbiológica, medição do pH, determinação da humidade e capacidade de retenção de água (WHC). A segunda porção da amostra de solo foi desidratada na estufa a 105 °C por 24 horas, seguida de moagem no moinho (marca IKA) e peneiro para as demais análises.

3.4 Parâmetros físico-químicos

3.4.1 pH e Condutividade Elétrica (CE)

A determinação de pH e condutividade elétrica (CE) é efetuada com recurso ao medidor de pH com sonda (WTW pH320) dos extratos aquosos. Para as amostras de solo os extratos foram resultantes de 10 g de solo fresco e 100 mL de água destilada, submetidos a agitação (250 rpm) durante 30 minutos, e repouso durante 1 hora, de acordo com ISO 10390:2005 [101].

A avaliação destes parâmetros para as amostras de composto, foi realizada de acordo com Tseng [102], a partir de extratos aquosos resultantes da pesagem de 2 g de composto fresco e da adição de 100 mL de água destilada, após agitação, durante 5 minutos (250 rpm) e repouso durante 15 minutos.

3.4.2 % Humidade e % Biomassa Seca

A percentagem de humidade é determinada pela diferença entre a massa fresca e desidratada, utilizando 5 g massa fresca de composto, que foi submetida a desidratação a 105°C, durante 24 horas, de acordo com a norma ISO 11465:1994 [103], fazendo-se a estimativa de percentagem de biomassa seca de acordo com a equação 1.

$$\text{Equação 1: \% Biomassa Seca} = 100\% - \% \text{ Humidade}$$

3.4.3 % Cinzas e % Matéria Orgânica (%MO)

A percentagem de cinzas é determinada pela diferença entre a massa de amostra seca e a massa resultante da incineração na mufla (Vulcan 3-550), a 550 °C, durante 5 horas [104]. Do resultado obtido para o teor de cinzas, fez-se a extrapolação da percentagem de matéria orgânica (% MO) (Equação 2).

$$\text{Equação 2: } \% MO = 100\% - \% \text{ Cinzas}$$

3.4.4 %Azoto (%N)

A percentagem de azoto (% N) nas amostras de solo colhidas foi determinada pela metodologia de Kjeldahl. A digestão de 5 g de amostra realizou-se no equipamento de digestão (VELP Scientifica DK 8S Heating Digester), durante 60 minutos, a 420 °C, adicionando-se 7 mL de ácido sulfúrico concentrado (Honeywell/Fluka), 7 g de sulfato de potássio (Riedel-de Haën) e 5 mg de selénio (Aldrich). A destilação e titulação automática (Distillation and Titration Unit VELP Scientifica UDK 152) com os seguintes reagentes foi realizada adicionando 50 mL de água de diluição, 30 mL de ácido bórico (Honeywell/Fluka) 4%, 50 mL hidróxido de sódio a 33% (Honeywell Fluka), titulante ácido clorídrico 0,2N (Riedel de Haen), e indicadores verde bromocresol (Sigma Aldrich) e vermelho de metilo (Sigma). A determinação de % N é apurada pela fórmula, onde volume (V) de HCl titulado, a normalidade (N) do HCl e o peso molecular do azoto 1,4007 (Equação 3) [104].

$$\text{Equação 3: } \% N = \frac{(V \text{ HCl titulado} - V \text{ HCl titulado branco}) \times N \times 1,4007}{\text{Massa de amostra}}$$

A determinação de % N para as amostras de composto orgânico também foi realizada, pela mesma metodologia, mas com diferenças nas pesagens de amostra e alguns reagentes utilizados, mais especificamente, utilizou-se 1 g de amostra, 12 mL de ácido sulfúrico concentrado e 7 mg de selénio.

3.4.5 % Carbono orgânico (% C_{org})

A percentagem de carbono orgânico (% C_{org}) das amostras é calculada com o fator de correção 1,724 para as amostras de solo, e 1,8 para as amostras de composto, considerando os valores de MO [105] (equações 4 e 5). O fator de conversão utilizado 1,724, considera o facto da MO do solo conter aproximadamente 58% de carbono [18], e MO do composto cerca de 54% de carbono, usando-se o fator de 1,8 [106].

$$\text{Equação 4: } \% C \text{ org (solo)} = \% \frac{MO}{1,724}$$

$$\text{Equação 5: } \% C \text{ org (composto)} = \% \frac{MO}{1,8}$$

3.4.6. Macronutrientes (N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, P, K)

A avaliação dos parâmetros de azoto nitrato (N-NO₃⁻), azoto amoniacal (N-NH₄⁺), fósforo assimilável (P) e potássio assimilável (K) foram realizados no Laboratório de Qualidade Agrícola da Direção de Serviços dos Laboratórios Agrícolas e Agroalimentares (Camacha, Madeira). Para a determinação do teor de N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺, recorreu-se a um analisador de fluxo contínuo dos extratos obtidos de 15 g de solo em 75 mL de água destilada. O teor de K e P foi determinado pela metodologia de Rhiem [107], através da extração dos elementos em 2 g de solo com 40 mL de solução de lactato de amónio em meio acetato.

3.4.7 % Capacidade de Retenção de Água (%WHC)

A determinação da capacidade de retenção de água (%WHC) foi realizada em amostras frescas de solo [108]. Pesou-se 20 g de amostra, colocadas num sistema constituído por funil com filtro sobre proveta volumétrica previamente pesada. Seguidamente, adicionou-se 100 g de água destilada e fez-se a pesagem da água percolada resultante. O cálculo de % WHC é dado pela equação 6.

$$\text{Equação 6: \% WHC} = \frac{(100 - \text{Massa de água percolada}) + \text{Massa de água na amostra}}{\text{Massa de solo seca}}$$

3.4.8 Temperatura e Precipitação

Os dados de temperatura do solo foram registados na altura da recolha das amostras, recorrendo-se a um medidor com sonda de aproximadamente 20 cm (marca Spectrum). Os dados de temperaturas máxima e média atmosféricas e precipitação acumulada foram obtidas a partir do Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P.) e de sondas meteorológicas localizadas nos campos experimentais da Quinta de São Roque.

3.5 Parâmetros microbiológicos

3.5.1. Contagem de microrganismos

A contagem de microrganismos fez-se após incubação da amostra e crescimento das bactérias totais em meio Agar Nutriente (Liofilchem), das bactérias fixadoras de azoto em meio Agar Ashbys Manitol (HiMedia) e de fungos em meio Rose Bengal (Liofilchem) com suplemento de cloranfenicol (Liofilchem), em placas de Petri, de acordo com Dionísio [109]. O método de diluições seriadas foi realizado, a partir da diluição inicial de 1 g de solo em 100 mL de solução salina (Anexo 2.2). As placas inoculadas foram incubadas para a contagem de bactérias totais à temperatura de 28°C e bactérias fixadoras de azoto à temperatura de 37°C, durante 2 dias. Na contagem de fungos, as placas foram incubadas à temperatura de 25°C, durante 7 dias. Após a incubação, estimou-se o número de unidades formadoras de colónias por grama em peso seco de solo (UFC/g).

Na quantificação de bactérias desnitrificantes, procedeu-se à inoculação de 1 mL das diluições de 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} , a partir da diluição inicial (1 g em 100 mL de solução salina), em tubos contendo 9 mL de caldo nitrato (Liofilchem), em triplicado. Os tubos foram incubados a 28°C, durante uma semana, e posteriormente fez-se a estimativa do número de bactérias fixadoras de N pelo método do Número Mais Provável (NMP), a partir da tabela de tubos positivos de Sutton S. [110], em NMP/ g solo (peso seco). Considerou-se um tubo positivo pelo aparecimento de bolhas após a incubação, resultado de ativação da enzima nitrato reductase presente nas bactérias desnitrificantes.

3.5.2 Atividade microbiológica

3.5.2.1 Respiração Basal do Solo (C-CO₂)

A Respiração Basal do Solo (C-CO₂) foi determinada pelo método adaptado de Isermeyer [111], que consistiu em pesar 50 g de solo em frascos de vidro, seguindo-se a padronização das amostras para 60% da sua Capacidade de Retenção de Água (WHC), e montagem do sistema de incubação em frascos com 25 mL de hidróxido de sódio a 0,05M, durante 3 dias. Após o tempo de incubação, adicionou-se 5 mL de cloreto de bário a 0,5M (Merck) e procedeu-se à titulação da amostra, utilizando como titulante o ácido clorídrico a 0,05 M e indicador de fenolftaleína a 2% (Labodidáctica).

A taxa de respiração microbiana C-CO₂ em mg kg⁻¹ solo h⁻¹ é dada pela equação 7, em que SW é a massa seca de solo em kg, t é o tempo de incubação em horas, Vo o volume titulado de ácido clorídrico no frasco branco (sem amostra de solo, apenas hidróxido de sódio), V é o volume de HCl titulado, dwt é a massa seca de 1 kg de solo e 1,1 é o fator de conversão de 1 mL de NaOH = 1,1 mg de CO₂.

$$\text{Equação 7: } C\text{-CO}_2 \text{ (mg C kg}^{-1} \text{ h}^{-1}) = \frac{(V_o - V) \times 1,1}{dwt} \times \frac{SW}{t}$$

3.5.2.2 Biomassa Microbiana do Solo (C-BMS)

A determinação de C-BMS foi realizada pela metodologia de fumigação-extração adaptada de Vance [112]. Primeiramente, 20 g de amostra de solo em sextuplicado foram pesadas, e de seguida adicionou-se água para padronização de 60% de Capacidade de Retenção de Água (WHC). Um triplicado foi colocado num exsiccador com um gobelé contendo 25 mL de clorofórmio sem álcool (Riedel de Haen), e o outro triplicado noutra exsiccador com um gobelé com 25 mL de água destilada. Os exsiccadores foram mantidos no escuro, durante 7 dias. Após o período de incubação, procedeu-se à extração com 50 mL de sulfato de potássio a 0,5M (Honeywell Fluka), sob agitação a 150 rpm, durante 30 minutos, seguido de filtração do extrato. Posteriormente retirou-se uma alíquota de 8 mL do extrato para um balão volumétrico, adicionou-se 2 mL de dicromato de potássio a 0,066 M (Merck), 10 mL de ácido sulfúrico concentrado (95-97%) (Honeywell Fluka) e 5 mL de ácido fosfórico concentrado a 85,4% (Fisher Chemical). A mistura reacional foi aquecida até ebulição, durante 5 minutos num sistema de destilação por refluxo com condensador. Após o arrefecimento, adicionou-se 80 mL de água destilada e procedeu-se à titulação, usando difenilamina (10g/L) (Merck) como indicador e titulante sulfato de amónio ferroso a 0,033 M (PanReac AppliChem). O ponto de viragem da titulação é dado pela transição de violeta para verde. O controlo a partir de alíquotas do solvente de extração, foi também submetido a extração e titulação.

O cálculo de mg de C extraído por kg de solo foi obtido pela equação 8 em que Vb é o volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da solução controlo, Va é o volume gasto

na titulação da amostra, N é a normalidade exata de sulfato ferroso amoniacal, e Ps é a massa de solo seco, 50 é o volume de extração e 8, o volume da alíquota para titulação. Assim, calculou-se o C extraído para as amostras fumigadas (C_{Bio}) e para as amostras não fumigadas (C_{ext}) em mg C kg^{-1} . Finalmente, obteve-se o resultado de C-BMS dado pela equação 9, em que E_C é a diferença entre C_{Bio} e C_{ext} e o fator de correção $K_{EC}=0,38$, de acordo com Vance [113].

$$\text{Equação 8: } C \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} = (Vb - Va) \times N \times 0,003 \times 50 \times (8 \times Ps)^{-1} \times 10^6$$

$$\text{Equação 9: } C\text{-BMS} = E_C / K_{EC}$$

3.5.2.3 Quociente metabólico (q-CO₂)

O quociente metabólico q-CO₂ foi calculado como a relação entre a taxa de respiração basal (C-CO₂) e a biomassa microbiana (C-BMS), de acordo com a equação 10, segundo Anderson [114], obtendo-se o resultado em mg C mg C⁻¹ h⁻¹.

$$\text{Equação 10: } q\text{-CO}_2 \text{ (mg C mg C}^{-1} \text{ h}^{-1}\text{)} = C\text{-CO}_2 / C\text{-BMS}$$

3.6 Parâmetros de atividade enzimática

3.6.1 L- Glutaminase (E.C. 3.5.1.2)

A atividade de L-glutaminase do solo foi determinada, de acordo com Yadav [115], adaptado da metodologia de Frankenberger [38]. O procedimento consistiu na pesagem de 10 g de amostra, adição de 0,4 mL de tolueno (Mersk) e 12 mL de tampão THAM (Tris(hidroximetil)-aminometano) 0,1 M, pH 8 (Anexo 2.2) e 8 mL de solução de L-glutamina 0,125 M (Thermo scientific). A mistura reagente foi colocada em incubação, sob agitação, durante 4 horas, a 37°C num banho-maria (marca Julabo), e a reação foi parada adicionando-se 30 mL de solução de cloreto de potássio (2,5 M) e sulfato de prata (100 µg/mL) (Anexo 2.2). A mistura foi agitada a 150 rpm, durante 30 minutos num agitador orbital (marca New Brunswick Scientific), e posteriormente centrifugada, centrífuga marca Eppendorf, durante 10 minutos, velocidade de 5.000 rpm, para separação do sobrenadante. O extrato foi quantificado pelo método do indofenol, onde 1 mL de sobrenadante foi transferido para um balão de 25 mL, adicionando-se 1 mL de EDTA 6% (ChemLab), 2 mL de reagente de fenol-nitroprusside (Anexo 2.2) e 8 mL de tampão de hipoclorito (Anexo 2.2), perfazendo-se o volume com água destilada até os 25 mL, colocado, após agitação, a incubar a 40 °C, durante 30 minutos. A atividade da enzima foi quantificada, através da leitura da absorvância, da mistura reagente, a 636 nm, no espectrofotómetro UV-Vis (Shimadzu 2401 PC). Os controlos das amostras foram preparados, substituindo o volume de substrato por tampão, e o branco (controlo) preparado sem adição de amostra.

Os resultados da atividade da enzima foram calculados, utilizando os dados de absorvância e a equação da reta padrão de concentração de nitrato de amónio (Applichem) em µmol, ($y=388,09524x+0,00096$, $r^2=0,99129$). Os resultados da atividade enzimática de L-glutaminase são dados em mg de NH₄⁺ kg⁻¹ solo 4h⁻¹ em peso seco.

3.6.2 N- Acetil-β-D-Glucosaminidase (NAGase E.C. 3.2.1.30)

A atividade de NAGase do solo foi determinada, pelo método adaptado de Parham [44]. Para o efeito pesou-se 0,1 g de solo em tubos eppendorf, e de seguida adicionou-se 400 µL de solução tampão acetato a pH 5,5 (Anexo 2.2) e 100 µL de solução p-nitrofenil-N-acetil-β-D-glucosamina (pNNAG) a 10 mM (Acros organics). A mistura reagente, após agitação, foi colocada na incubadora a 37 °C, durante 1 hora. A reação foi inibida, através da adição de 100 µL de 0,5 M CaCl₂ (Sigma) e 400 µL de NaOH 0,5 M. As amostras foram centrifugadas, durante 5 minutos, a 5000 rpm, para separação do sobrenadante e leitura da atividade, nos 405 nm de absorvância, no espectrofotómetro de micropoços (marca INNO 2100). Os controlos da amostra, foram preparados, um com adição de substrato após a inibição da reação e outro sem adição da amostra à mistura reacional.

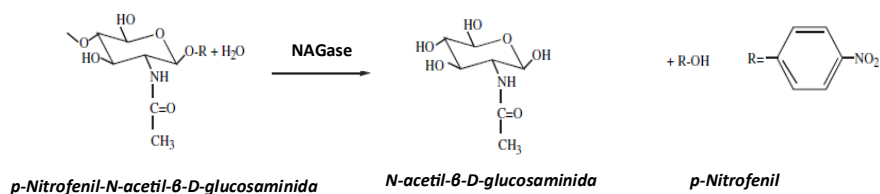


Figura 6 Representação da ação de NAGase e respetivos produtos de reação. Retirado de Ekenler [45]

Os resultados foram calculados utilizando os valores de absorvância e a curva padrão de concentração de p-nitrofenol ($y=0,06326x+0,0013$, $r^2=0,99968$) (Sigma Aldrich) em µg/mL. Os resultados da atividade de NAGase são dados em µg de p-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹ em peso seco (Figura 6).

3.7 Biomassa seca de milho e Produtividade

A colheita da biomassa total de milho foi realizada 50-60 dias após a Polinização (P) nos dois ensaios da Quinta de São Roque. A biomassa total e da massa de espiga foi obtida para cada parcela e registada em quilogramas (kg), utilizando uma balança (Sartorius).

Uma porção de amostra fresca (aproximadamente 150 g de espiga e 100 g de caule e folhas cortados aos bocados), representativa de cada parcela foi separada e pesada a massa fresca em gramas (g) numa balança (Sartorius). O material pesado foi colocado em desidratação numa estufa de laboratório, com ventilação forçada de ar (marcas Thermo Scientific e Memmert), à temperatura de 65°C, durante 2-3 dias. Após desidratação, procedeu-se à pesagem da massa desidratada da amostra da espiga e do caule-folhas, os dados foram utilizados para calcular a biomassa seca (%), de acordo com a equação 11, fazendo-se a extrapolação para os valores totais de massa seca de espiga (equação 12) e biomassa seca total, dw, em kg (equação 14), de cada parcela, considerando o somatório das massas secas do conjunto de folhas, caule e espiga (equações 12 e 13) para calcular a biomassa produzida no ensaio.

$$\text{Equação 11: \% Biomassa Seca} = \frac{\text{Massa desidratada}}{\text{Massa fresca}} \times 100$$

$$\text{Equação 12: Massa Espiga dw (Kg)} = \frac{\% \text{Biomassa Seca (Espiga)} \times \text{Massa Espiga fw}}{100}$$

$$\text{Equação 13: Massa Caule e Folhas dw (Kg)} = \frac{\% \text{Biomassa Seca parcial (Caule e Folhas)} \times \text{Massa Caule e Folhas fw}}{100}$$

$$\text{Equação 14: Massa Biomassa Total dw (Kg)} = \text{Massa Espiga dw} + \text{Massa Caule e Folhas}$$

Os dados de produtividade dos dois ensaios na QSR foram obtidos em peso fresco, *fw*, (equação 15) e peso seco, *dw*, (equação 16), relativamente à biomassa total e biomassa da espiga, para cada parcela.

$$\text{Equação 15: Produtividade, fw (Kg/m}^2\text{)} = \frac{\text{Massa fw}}{\text{Área}}$$

$$\text{Equação 16: Produtividade, dw (Kg/m}^2\text{)} = \frac{\text{Massa dw}}{\text{Área}}$$

3.8 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

Nas datas de recolha do ensaio PN, realizaram-se voos com drone (multirrotor quadricoptero, marca DJI Matrix 210 RTK V2), equipado com uma câmara multiespectral (marca Altum Micasense), com o objetivo de obter imagens das parcelas em estudo. O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi calculado, a partir do tratamento de imagem, com recurso ao software ArcGIS versão 10.8.2, de acordo com o modelo da equação 17 (*Nir*, banda de refletância perto do infravermelho, *Red*, banda refletância vermelho), tendo se obtido, os valores de NDVI médio para cada parcela.

$$\text{Equação 17: NDVI} = \frac{(Nir - Red)}{(Nir + Red)}$$

3.9 Tratamento de dados e análise estatística

Todos os resultados obtidos foram submetidos a análise estatística. O teste de Shapiro–Wilk foi utilizado para verificar a distribuição normal dos valores das amostras. Os testes One-way ANOVA e Tukey HSD, recorrendo ao software SPSS v.27 (IBM Corp, Armonk, NY, USA) foram utilizados para verificar a significância estatística entre os diferentes tratamentos e recolhas ($p \leq 0,05$). Nos casos em que não se detetou homogeneidade e distribuição normal dos dados, realizou-se o teste Kruskal-Wallis como alternativa não paramétrica ao teste One-way ANOVA, considerando-se diferenças estatísticas quando $p < 0,05$.

O teste de Mann-Whitney foi realizado para detetar diferenças estatísticas entre os parâmetros físico-químicos dos compostos nos 2 ensaios da QSR. Os dados de biomassa seca e produtividade do milho obtidos no ensaio da QSR, também foram submetidos aos testes One-way ANOVA e de Tukey HSD. Os testes de correlação de Spearman foram realizados para os parâmetros físico-químicos dos compostos utilizados nos dois ensaios, e também entre os parâmetros climáticos, físico-químicos, microbiológicos e enzimáticos em cada ensaio.

A análise dos componentes principais (PCA) de padrões de correlação entre todos os parâmetros foi realizada, para os diferentes ensaios, com recurso ao software RStudio Versão 1.3.1056.

Os gráficos apresentados neste trabalho, foram gerados recorrendo ao programa Excel (Microsoft Office 2019).

4. Resultados e Discussão

Os ensaios com aplicação de composto orgânico e lamas tiveram como objetivo avaliar os seus efeitos sobre as propriedades físico-químicas e biológicas do solo. Dois ensaios foram realizados na área de experimentação agrícola da Quinta de São Roque, QSR1 e QSR2 – com incorporação de diferentes concentrações de composto orgânico, em duas épocas do ano. A variedade de milho de “Santana” foi utilizada como cultura para avaliar o impacto dos produtos transformados na produtividade. No ensaio realizado na área afetada pelos incêndios – Parque Natural (PN) – procedeu-se à aplicação de duas quantidades diferentes de composto orgânico, e aplicação de uma proporção de lamas desidratadas, visando a cobertura do solo e monitorização dos seus efeitos no solo e na vegetação, durante e após um ano de aplicação.

4.1 Ensaios Quinta de São Roque (QSR1 e QSR2)

4.1.1 Composto orgânico

Os parâmetros físico-químicos dos dois lotes de composto orgânico utilizados nos ensaios da QSR são apresentados na Tabela 2. Ambos os lotes exibem diferenças estatisticamente significativas nos seus parâmetros físico-químicos de pH, condutividade elétrica (CE), matéria orgânica, carbono e azoto orgânico. Estas discrepâncias foram avaliadas através do teste de Mann-Whitney, com um nível de significância de 0,05.

Tabela 2 Resultados de composição físico-química dos compostos aplicados nos dois ensaios na QSR, lote C1 aplicado no ensaio QSR1 e lote C2 aplicado no ensaio QSR2 (resultados das médias $\pm$ desvio-padrão, n=3)

	pH	CE (mV)	%MO	%N	%C _{org}	C:N
C1	7,98 $\pm$ 0,17	-34 $\pm$ 9,64	35,27 $\pm$ 0,75	1,1 $\pm$ 0,01	19,75 $\pm$ 0,43	17,80 $\pm$ 0,45
C2	6,95 $\pm$ 0,08	10 $\pm$ 4,45	53,43 $\pm$ 1,31	2,86 $\pm$ 0,1	29,38 $\pm$ 0,7	10,40 $\pm$ 0,11

CE, Condutividade elétrica, MO, Matéria orgânica, N, Azoto, C_{org}, Carbono orgânico, C:N, relação carbono e azoto

O lote C1 de composto orgânico aplicado no primeiro ensaio QSR1, apresenta um pH maior de 7,98 e menor condutividade elétrica, com CE de -34 mV, em comparação com o lote C2 de composto aplicado no segundo ensaio QSR2, com pH neutro de 6,95 e CE de 10mV. O lote C1 apresenta um conteúdo de 35,27% MO, e o lote C2 apresenta 53,43% MO, com valores de relação carbono e azoto (C:N) de 17,80 (C1) e 10,40 (C2), respetivamente. Pela avaliação das gamas de valores destes parâmetros, os compostos são considerados estáveis e maturados, de acordo com o estabelecido na Legislação Portuguesa [116], com valores próximos da neutralidade [117], com teor de MO constituído por elementos orgânicos estáveis, que terão efeito nas interações físico-químicas e microbiológicas do solo [118] e C:N no intervalo entre 10 a 20 [119].

Os lotes de composto orgânico aplicados nos ensaios apresentam uma variação no teor de nutrientes, minerais e demais propriedades químicas que dependem da origem e quantidade de resíduos usados, e das condições de compostagem [10]. Os dois lotes de composto foram obtidos em processos de compostagem distintos, realizados em diferentes alturas do ano, utilizando

materiais e resíduos de natureza lenho-celulósicas, como podas de jardim, fruteiras e vinha, que apresentam maior complexidade de polímeros dos carboidratos, os quais requerem compostagens mais prolongadas [117]. O processo e eficiência da compostagem depende de fatores como a composição das matérias-primas, tamanho das partículas, relação C:N, pH, humidade, e do controlo das condições de compostagem, como a temperatura, humidade e taxas de arejamento. Estes fatores podem influenciar a atividade metabólica dos microrganismos e a transformação bioquímica da matéria orgânica, e consequentemente dos produtos finais da compostagem [120].

A estabilidade e maturação do produto final para aplicação no solo é fundamental para a interação com os componentes do solo e os metabolomas de microrganismos, responsáveis pelas transformações dos elementos e disponibilização de nutrientes para as plantas [14,118].

4.1.2. Impacto nos parâmetros físico-químicos do solo

Os ensaios realizados na QSR, com aplicação de composto orgânico e cultivo de milho, foram realizados em solos agrícolas que, no início do estudo (S), apresentavam as propriedades físico-químicas apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 Propriedades físico-químicas dos solos da QSR onde decorreram o primeiro ensaio, QSR1 e o segundo QSR2 no dia de montagem do ensaio, fase de desenvolvimento do milho de sementeira, S (resultados das médias $\pm$ desvio-padrão, n=3)

Parâmetros físico-químicos do solo	QSR1	QSR2
pH	7,83 $\pm$ 0,03	6,93 $\pm$ 0,06
CE (mV)	-25,67 $\pm$ 1,15	11,27 $\pm$ 3,49
%MO	10,46 $\pm$ 0,44	10,28 $\pm$ 0,04
%N	0,26 $\pm$ 0,00	0,28 $\pm$ 0,00
%C _{org}	5,92 $\pm$ 0,08	5,96 $\pm$ 0,03
%WHC	101,97 $\pm$ 2,51	110,17 $\pm$ 1,94
N-NH ₄ ⁺ (ppm)	3,2	6,2
N-NO ₃ ⁻ (ppm)	8,6	6,4
P assimilável (ppm)	641	687
K assimilável (ppm)	564	3000

CE, Condutividade elétrica, MO, Matéria orgânica, N, Azoto, C_{org}, Carbono orgânico, WHC, Capacidade de retenção de água, N-NH₄⁺, Azoto amoniacal, N-NO₃⁻, Nitratos, P assimilável, Fósforo assimilável, K assimilável, Potássio assimilável

Relativamente à primeira recolha de solo no dia de aplicação/sementeira (S) do primeiro ensaio (QSR1), as parcelas apresentavam um pH de 7,83, CE de -25,67 mV, MO de 10,46% e relação de C:N de 22,77. Relativamente às parcelas do segundo ensaio (QSR2), na primeira recolha (S), o pH do solo era de 6,93, CE de 11,27 mV, MO de 10,28% e relação de C:N de 21,29. Os solos em QSR2 apresentavam uma maior capacidade de retenção de água (WHC), de 110,17%, assim como um maior teor de macronutrientes de N-NH₄⁺, P e K.

A aplicação dos tratamentos de 5 e 10 kg m⁻² de composto orgânico nos dois ensaios da QSR induziu a mudanças nas características físico-químicas do solo. Os resultados de monitorização dos parâmetros físico-químicos do solo de pH, CE, MO, N, C_{org}, relação C:N e WHC e a respetiva análise ANOVA e teste de Tukey (p<0,05) são apresentados nas Figuras 7 a 13. A análise dos macronutrientes P, K, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ do solo são apresentados nas Tabelas 4 e 5. A correlação de Spearman entre os parâmetros climáticos de temperatura média e máxima, e a precipitação acumulada com os parâmetros físico-químicos do solo, são apresentados em Tabelas, no Anexo 3, assim como a análise de correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos em estudo. Estes dados são abordados ao longo deste trabalho, em que ** significa que a correlação é significativa ao nível 0,01 e * a correlação é significativa ao nível 0,05.

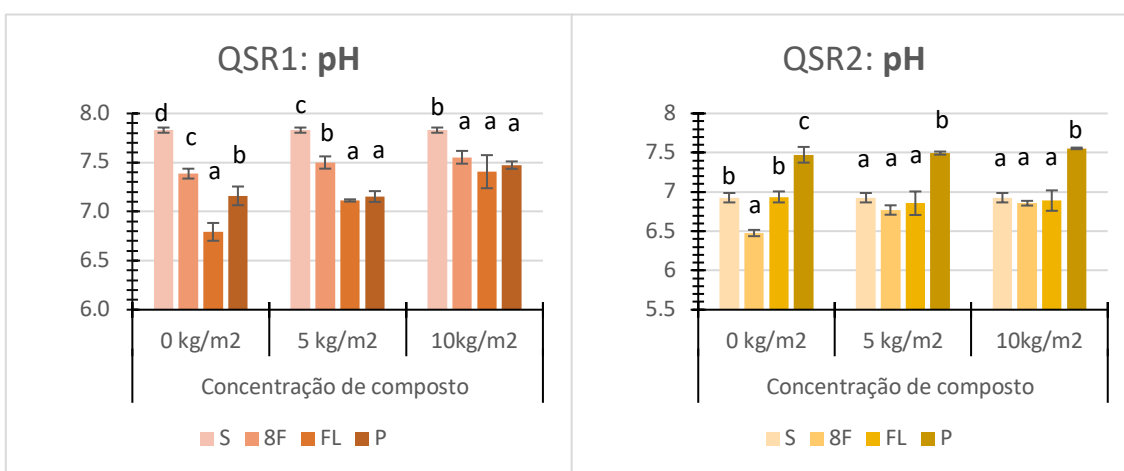


Figura 7 pH do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey p<0,05).

Relativamente aos dados de **pH** apresentados na Figura 7, verificou-se que no ensaio QSR1 ocorreu uma diminuição significativa no decorrer do desenvolvimento do milho, nas parcelas controlo e com os tratamentos de 5 e 10 kg m⁻² de C1, mais concretamente, na última recolha (P) de -0,67, -0,68 e -0,36 unidades, considerando o pH inicial (S) de 7,83. Um dos motivos desta diminuição poderá ser justificada pela libertação de exsudados de ácidos orgânicos ao longo do desenvolvimento do milho [121,122], corroborando o observado nas parcelas controlo. A correlação de Spearman entre parâmetros físico-químicos (Tabela 3.1, Anexo 3), também demonstra a correlação positiva entre os parâmetros de MO (r=0,664*), C_{org} (r=0,664*), P (r=0,615*) e K (r=0,615*) e o pH do solo nas parcelas controlo. Bashir [123] aplicou dois tipos de composto (de estrume de animais e resíduos vegetais) ao cultivo de milho e também observaram uma diminuição do pH do solo, associando essa redução à libertação de substâncias húmicas e orgânicas como produtos de degradação da matéria orgânica do composto orgânico no

solo. Apesar da tendência observada, o pH do solo das parcelas com tratamento de C1 é superior, quando comparado com o pH da parcela controlo na mesma recolha (Tabela 4.1, Anexo 4).

Por sua vez, no segundo ensaio QSR2, verificou-se um aumento significativo de pH do solo na última recolha, nas parcelas controlo e com tratamento, de +0,54, +0,57 e +0,62 unidades, em comparação à recolha inicial (pH de 6,93). O aumento de pH do solo resultante da aplicação de corretivos orgânicos à base de estrume e resíduos agrícolas, é referido como uma consequência da degradação microbiana de aniões orgânicos, indiciada pelo excesso de catiões. Tang [124] avaliaram o efeito de corretivos orgânicos derivados de resíduos de estrume e palha, e inorgânicos em solos contaminados, tendo observado um aumento do pH, que relacionaram com a perda de aniões orgânicos, também foi verificada noutros trabalhos citados pelos autores. O efeito dos corretivos orgânicos no pH do solo também depende das características iniciais do solo, do pH e da composição de matéria orgânica, podendo ocorrer uma diminuição quando o pH do solo é mais alcalino, ou podendo ocorrer aumento quando o pH solo é mais ácido, como observado por Abujabbeh [125] e Zheng [126]. A influência da natureza do produto aplicado no pH do solo foi observada noutros trabalhos, onde a aplicação de compostos à base de estrume ricos em carbonatos, derivados da dieta do gado, tendem a aumentar o pH do solo devido ao efeito de tampão proporcionado pelo CaCO_3 [127,128].

O pH do solo é uma variável suscetível de mudança ao longo do tempo, influenciado pelo tipo de vegetação, práticas agrícolas e variáveis climáticas [129], tendo-se observado uma correlação significativa negativa, com as variáveis climáticas de temperatura, nas parcelas controlo e com tratamento do ensaio QSR1 (Tabela 3.3, Anexo 3). No ensaio QSR2 esta tendência foi observada apenas nas parcelas controlo (Tabela 3.4, Anexo 3). Cheng [130] estudaram as relações entre pH do solo e fatores climáticos e edáficos em pastagens alpinas da China, detetando uma correlação negativa entre o pH e a temperatura média e a precipitação. O aumento da temperatura e da precipitação tende a diminuir o pH do solo, impulsionado pelo aumento da intensidade de lixiviação de catiões não ácidos do solo (Mg^{2+} , Na^+ , K^+ e Ca^{2+}), e sua substituição por H^+ nos sítios de troca dos colóides húmus-argila; ou por dissociação dos iões H^+ do ácido carbónico (H_2CO_3), resultantes da respiração radicular e decomposição da matéria orgânica do solo [130,131].

Relativamente à **condutividade elétrica do solo (CE)** na Figura 8, em ambos os ensaios, observou-se um aumento significativo nas parcelas controlo e com os tratamentos 5 e 10 kg m^{-2} de composto orgânico, em comparação com a primeira recolha (S). O aumento de CE verificado nas parcelas, com tratamento provavelmente é devido ao conteúdo de sais solúveis nos produtos aplicados. Gallardo-Lara [132], menciona trabalhos que demonstram que a CE aumenta com a proporção de composto adicionada ao solo. Neste trabalho, a mesma tendência foi verificada na última recolha (P) do QSR2, com +1,23 mV no tratamento de 5 kg m^{-2} , e +4,23 mV com 10 kg m^{-2} , quando comparados com os dados de CE do controlo dessa recolha (Tabela 4.2, Anexo 4).

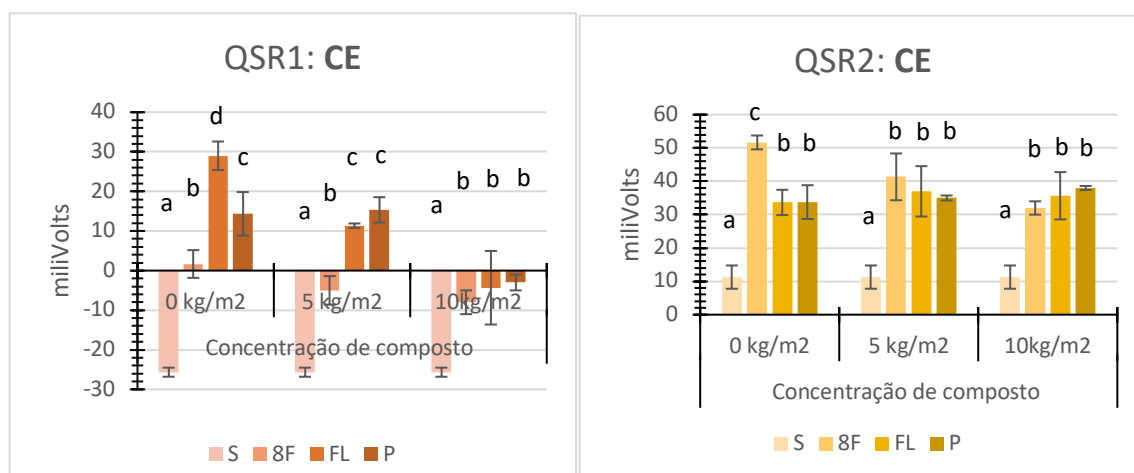


Figura 8 Condutividade elétrica, CE do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey p<0,05).

O aumento de CE foi associado ao teor de P e N ao estrume do composto, na avaliação dos efeitos de resíduos de estrume bovino do composto na produção de milho [127]. A aplicação de composto com diferentes proporções de estrume ao cultivo de milho permitiu observar um aumento significativo de CE no tratamento, com maior taxa de estrume [128].

As correlações de Spearman para os parâmetros físico-químicos (Tabelas 3.1 e 3.2, Anexo 3), revelam uma correlação significativa positiva entre a CE e N do solo nos tratamentos com composto orgânico de ambos os ensaios ($r = 0,884^{**}$ para 5 kg m⁻² e $r = 0,627^{*}$ para 10 kg m⁻² em QSR1, e $r = 0,678^{*}$ para 5 kg m⁻² em QSR2). No ensaio QSR2, observaram-se correlações significativas positivas entre CE e o P ($r = 0,648^{*}$ e $r = 0,615^{*}$) e com N-NO₃⁻ ($r = 0,648^{*}$) nas parcelas C2, com a aplicação de 5 kg m⁻². Estes dados sugerem que o aumento destes nutrientes do solo, aumenta da concentração de iões no solo, e consequentemente da CE. Os resultados estão em concordância com outros trabalhos, que referem que a CE do solo pode servir como um indicador da disponibilidade de N do solo, e também na monitorização da dinâmica de N-NO₃⁻ nos solos [15,133].

No que diz respeito às correlações de Spearman com as variáveis climáticas (Tabelas 3.3 e 3.4, Anexo 3), verificou-se correlações significativas positivas da CE com as variáveis de temperatura em ambos os ensaios, com coeficiente r na gama de 0,596-0,975 em QSR1, e r entre 0,605-0,885 em QSR2. Facto que pode ser explicado por a temperatura ser uma variável que influencia diversos processos no solo, como a atividade dos microrganismos, que promovem a transformação de nutrientes, a mobilidade iónica e a solubilidade dos sais, ou por temperaturas menores estarem associadas a eventos de precipitação, que podem levar à lixiviação dos nutrientes e sais, de acordo com Eigenberg [133]. Relativamente, aos resultados de CE das parcelas controlo

em ambos os ensaios, também se observou uma correlação significativa negativa com os parâmetros de MO ($r = -0,673^*$ e $r = -0,860^{**}$), C_{org} ($r = -0,673^*$ e $r = -0,860^{**}$), P ($r = -0,616^*$ e $r = -0,885^{**}$) e K ($r = -0,616^*$ e $r = -0,864^{**}$) (Tabelas 3.1 e 3.2, Anexo 3). Estas correlações indicam que menores teores de MO, C_{org} , P e K no solo tendem a que estes apresentem maior CE, o que pode sugerir que os aumentos de CE nessas parcelas sem aplicação de composto orgânico podem dever-se à presença de outros sais que não foram avaliados neste trabalho já existentes, ou como mencionado, devido à influência das variáveis climáticas e do próprio desenvolvimento das culturas.

Sobre os resultados de **percentagem de matéria orgânica do solo (% MO)**, em ambos os ensaios, observou-se se um aumento significativo com o tratamento de 10 kg m⁻² logo na segunda recolha (8F), mais concretamente de +18,77% em QSR1 e de +29,42% em QSR2 (Figura 9). Estes dados reforçam o efeito positivo da proporção de composto aplicado, lembrando que C1 apresenta menor conteúdo de MO com 35,27%, em comparação com o C2 que possui 53,43% (Tabela 2). A quantidade de MO do composto orgânico e a sua natureza têm uma influência significativa na qualidade da MO do solo, bem como nas propriedades e funções do solo [134–137]. De realçar que os solos com a aplicação de 10 kg m⁻² em ambos os ensaios, apresentam na última recolha (P) a maior % MO em comparação com o controlo, de +1,06% em QSR1 e +0,73% em QSR2 (Tabelas 4.1 e 4.2, Anexo 4), sugerindo que ocorreu uma melhoria no teor de MO do solo em resultado do tratamento com o CO.

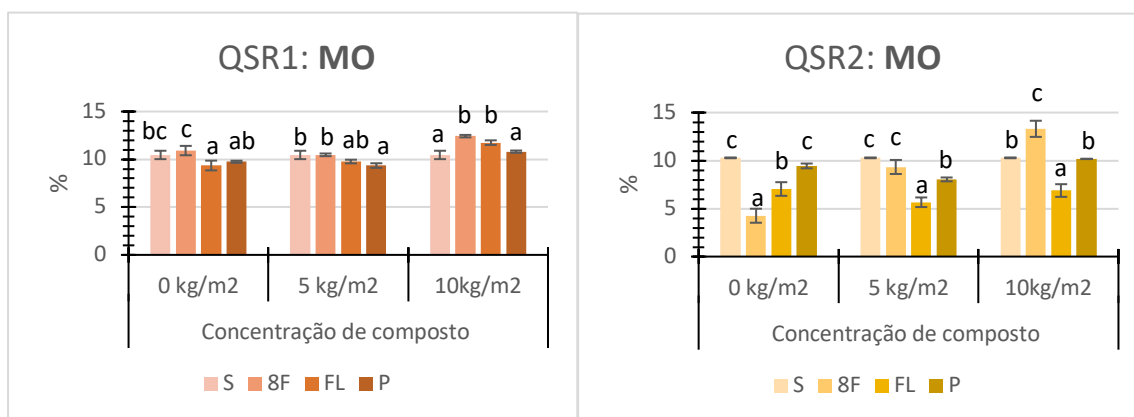


Figura 9 Matéria orgânica MO do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Importa ainda referir as tendências observadas nas parcelas controlo em ambos os ensaios, mostraram diferenças significativas ao longo do desenvolvimento do milho, com aumento significativo na última recolha (P) em relação à anterior (FL). Em QSR1 houve um aumento de +4,18% e, em QSR2, um aumento de +34,16%. Isto é muito provavelmente devido ao aporte de resíduos dos cultivos de milho e de vegetação adjacente, à biomassa de raízes e à matéria orgânica exsudada para a rizosfera, que contribuem para a MO do solo nessas parcelas [22,138]. Por outro

lado, nas parcelas com tratamento de CO, o aumento do teor de MO no solo deve-se tanto ao produto aplicado, quanto ao aporte adicional de resíduos vegetais dos cultivos. Este aporte será maior devido a um melhor crescimento das plantas pela utilização de composto orgânico, como verificado por exemplo no trabalho de Gong [22] com utilização de produtos minerais e orgânicos do composto à base de estrume, palha de trigo, e resíduos de semente de algodão e óleo de colza (*rapeseed*).

Os resultados mostram correlações significativas entre MO e vários parâmetros do solo, que variaram entre ensaios e as proporções utilizadas (Tabelas 3.1 e 3.2, Anexo 3). As correlações positivas significativas com C_{org} são consistentes em ambos os ensaios ($r = 1,000^{**}$), indicando uma relação forte e direta entre os 2 parâmetros. A aplicação de produtos ricos em matéria orgânica no solo, como os utilizados neste estudo, promovem o aumento do teor de C_{org} , com impacto nas propriedades e processos do solo [136].

A variação nas correlações com outros parâmetros, como pH, N total, $N-NH_4^+$ e WHC, sugerem que os tratamentos influenciam de forma distinta a dinâmica dos nutrientes e o modo como são transformados ou utilizados no solo. Em QSR1, nas parcelas com o tratamento de 5 kg m⁻², observaram-se correlações positivas com pH ($r = 0,701^*$) e negativas com N ($r = -0,816^{**}$), enquanto com a proporção de 10 kg m⁻² verificou-se uma correlação negativa com $N-NH_4^+$ ($r = -0,648^*$). No ensaio QSR2, ambas as proporções de 5 e 10 kg m⁻² de C2, obtiveram-se correlações significativas positivas entre MO e K ($r = 0,777^{**}$, $r = 0,583^*$), respetivamente. Com o tratamento de 5 kg m⁻² de C2 verificaram-se correlações positivas com WHC ($r = 0,620^*$) e $N-NH_4^+$ ($r = 0,972^{**}$).

Relativamente à influência das variáveis climáticas na MO (Tabelas 3.3 e 3.4, Anexo 3), foram observadas correlações significativas negativas entre MO e a temperatura média, apenas nas parcelas com o tratamento de 5 kg m⁻² em ambos os ensaios ($r = -0,820^{**}$, $r = -0,777^{**}$), assim como nas parcelas controlo ($r = -0,669^*$, $r = -0,777^{**}$) em ambos os ensaios. Desta forma, a temperatura média, em ambos os ensaios de inverno e verão, tem um efeito adverso na MO do solo, quando a proporção de composto orgânico é menor. Por outro lado, no ensaio QSR1 observaram-se correlações significativas positivas entre a MO e a temperatura máxima ($r = 0,713^{**}$) ou a precipitação ($r = 0,907^{**}$), para a proporção de 10 kg m⁻². Estas evidências podem sugerir que a aplicação de 10 kg m⁻² pode melhorar a resiliência do solo às variações de temperatura devido à presença de MO. Vários autores mencionam que a adição de maior quantidade de corretivos orgânicos no solo permite mitigar a ação das temperaturas elevadas à superfície que resultam do aquecimento global, que tendem a intensificar os processos de decomposição de MO do solo e emissão de gases com efeito de estufa [139]. O efeito positivo do aumento da precipitação observado neste tratamento do ensaio QSR1, promoveu a disponibilidade da água no solo, com impacto na disponibilidade de nutrientes, na atividade microbiana, na decomposição da matéria orgânica e no desenvolvimento das plantas [140,141].

Relativamente aos dados de **carbono orgânico no solo (%C_{org})**, representados na Figura 10, as tendências foram semelhantes às observadas na % MO (Figura 9), também evidenciado pela correlação de Spearman significativa positiva entre os dois parâmetros ($r = 1,000^{**}$, Tabelas 3.1 e 3.2, Anexo 3). A aplicação de produtos como composto orgânico no solo tem impactos na atividade microbiana, derivado da sua capacidade de remodelar a estrutura da comunidade microbiana, que promovem a mineralização e fixação de carbono [136]. Assim, também nas parcelas com proporção de 10 kg m⁻², na segunda recolha de solo (8F), verificou-se um aumento significativo de %C_{org} de +21,77% em QSR1, e de +26,75% em QSR2. Na última recolha (P), apresentaram aumentos de +10,86% em QSR1 e de +6,67% em QSR2, quando comparado com os controlos dessa recolha (Tabelas 4.1 e 4.2, Anexo 4). Importa ainda referir que os lotes C1 e C2 aplicados, apresentam relações C:N distintas (Tabela 2), de 17,80 e de 10,40 respetivamente. Os produtos orgânicos com menor ratio C:N resultam em aumentos maiores de C_{org}, como observado na recolha 8F, o aumento de C_{org} foi maior em QSR2 [142].

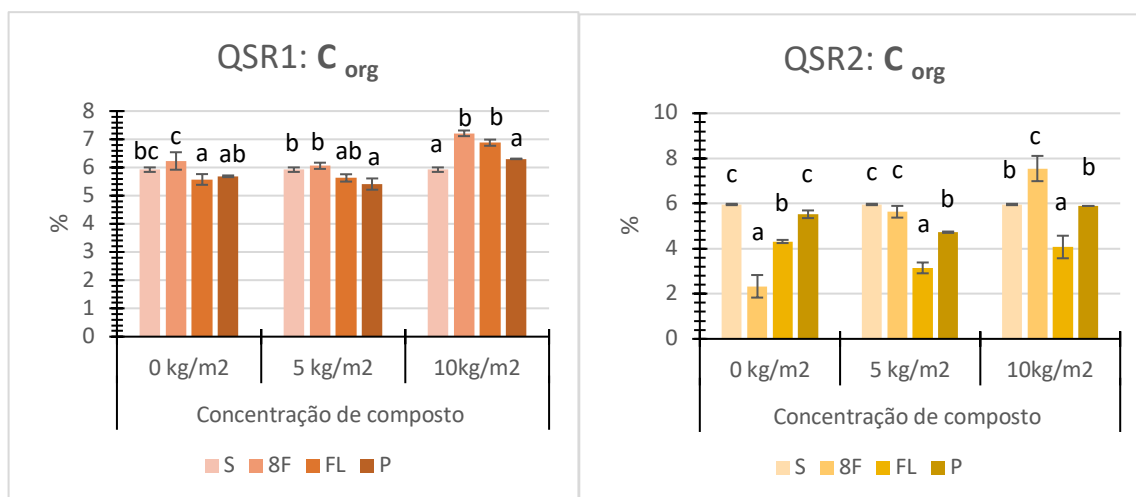


Figura 10 Carbono orgânico C_{org} do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Na meta-análise de Chen [136] sobre os efeitos da aplicação de produtos orgânicos no C_{org} do solo, destaca-se a importância desses produtos nas dinâmicas de C_{org} do solo e suas implicações para a sustentabilidade agrícola. Os resultados referem que o composto é o produto orgânico mais eficaz na promoção da riqueza microbiana e sequestro do carbono no solo, uma vez que é rico em compostos aromáticos, benéficos para a fixação de carbono. Nigussie [143], observaram aumentos nos conteúdos de C_{org} do solo, em resultado da adição de composto à base de folhas verdes, estrume bovino, restos de ração animal de gado e resíduos de cinzas de madeira, num sistema com cultivo de milho. Os resultados foram atribuídos às propriedades do produto orgânico adicionado, enquanto reservatório de nutrientes para as plantas e ao aumento da biomassa microbiana.

Na avaliação do **azoto total (%N)** do solo (Figura 11) observou-se que nos dois ensaios, os tratamentos com 5 e 10 kg m⁻² resultaram num aumento do teor de N na recolha 8F, mais especificamente, no ensaio QSR1 com +4,8% e +27,9%, e em QSR2 com +25% e 35,7%, respetivamente. No final do ensaio (P), verificou-se um aumento de teor de N nas parcelas controlo e nos tratamentos de 5 e 10 kg m⁻² do QSR1, de +14,02%, +29,54% e +44,57%, respetivamente. Em QSR2 ocorreram aumentos significativos no teor de N nos tratamentos 5 e 10 kg m⁻² de +0,31% e +35,71%.

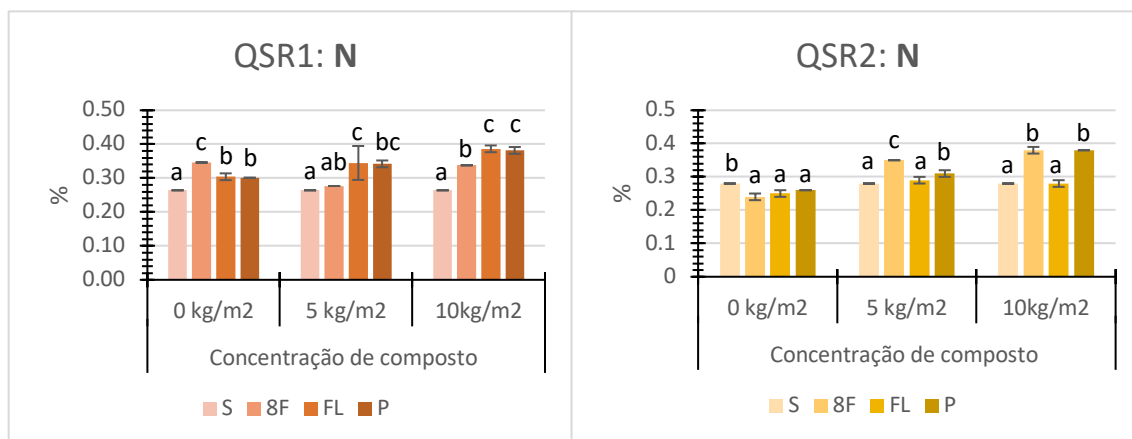


Figura 11 Azoto total N do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey p < 0,05).

Os resultados obtidos reforçam a importância da aplicação de produtos como composto, no aumento dos níveis de N no solo. Latifah [14] observaram que o composto atua como uma fonte de matéria orgânica com N e de microrganismos exógenos. As mudanças nos níveis de N no solo, foram associadas ao substrato proveniente do composto orgânico, sendo o processo impulsionado pela atividade microbiana e pelo crescimento de microrganismos. Os resultados desse estudo também indicam o aumento dos teores de N no solo com a incorporação de composto à base de palha de arroz e estrume de aves, após 60 e 90 dias de incubação num sistema de cultivo de milho.

Análise das formas inorgânicas de N, de azoto amoniacal (N-NH₄⁺) e nitratos (N-NO₃⁻) do solo (Tabela 4) realizadas ao longo dos ensaios, permitiu verificar que existe um aumento de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ em QSR1 em todos os tratamentos e controlo. No ensaio QSR2, apenas se verificaram aumentos de N-NH₄⁺ na aplicação de 10 kg m⁻² e aumento de N-NO₃⁻ com 5 kg m⁻² de C2. O incremento dos teores de N mineral são atribuídos ao aumento de pH do solo causado pela aplicação de composto orgânico [14,144]. Um pH mais elevado facilita a mineralização do N presente no composto para N-NH₄⁺ e posteriormente para NO₃⁻. Neste trabalho observou-se uma correlação positiva significativa entre N-NH₄⁺ e o pH (r = 0,692*) nas parcelas com tratamento de 10 kg m⁻², em QSR2 (Tabela 3.2, Anexo 3). Por outro lado, o composto orgânico

constitui uma fonte de disponibilização de frações de N-NH_4^+ facilmente hidrolisáveis (de aminoaçúcares e aminoácidos) [14].

Tabela 4 Variação dos macronutrientes N-NH_4^+ e N-NO_3^- do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR (primeiro ensaio QSR1, e segundo ensaio QSR2)

Ensaio	Fases de desenvolvimento do milho	N-NH_4^+ (ppm)			N-NO_3^- (ppm)		
		Tratamentos			Tratamentos		
		Controlo	CO		Controlo	CO	
		0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²	0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²
QSR1	S	3,2	3,2	3,2	8,60	8,60	8,60
	8F	3,5	4,3	2,8	7,5	9,3	10,5
	FL	2,9	2,7	2,6	5,7	8,3	4,9
	P	3,8	3,7	5,4	11,6	12,8	7,9
QSR2	S	6,2	6,2	6,2	6,4	6,4	6,4
	8F	2,8	4,2	5,6	10,3	11,7	5,5
	FL	2,8	2,6	3,4	4,3	6,7	4,5
	P	3,9	4,1	7,5	6,3	6,8	5,9

Os fatores climáticos têm impacto nos processos de mineralização de N em solos com aplicação de composto, variando de acordo com a época do ano (temperatura e humidade do solo) e as necessidades das culturas [145,146]. Neste trabalho, também se verificaram correlações significativas entre as variáveis climáticas e os teores de N total, N-NH_4^+ e N-NO_3^- (Tabelas 3.3 e 3.4, Anexo 3).

No que concerne aos resultados da **relação carbono:azoto (C:N)**, é visível nas parcelas com aplicação de composto orgânico, uma tendência de diminuição até a última recolha (P), em ambos os ensaios (Figura 12). No QSR1 observou-se uma diminuição significativa da relação C:N nas parcelas com 5 kg m⁻² de C1 de -30,96%, e nas parcelas com 10 kg m⁻² de -28,53 %, resultando na última recolha (P) em valores de C:N de 15,86 e 16,42, respetivamente. As parcelas controlo apresentaram uma diminuição significativa de -18,24% até a ultima recolha (P), com um valor C:N de 18,78. No segundo ensaio QSR2, também se observou uma diminuição significativa da relação C:N de -27,55% com o tratamento de 5 kg m⁻² de C2, e de -27,13 % com o de 10 kg m⁻², que representam valores de C:N de 15,39 e 15,39, respetivamente na última recolha. Nas parcelas controlo não se observaram diferenças na última recolha, com apenas uma diminuição significativa de C:N nas fases de 8F e FL do milho.

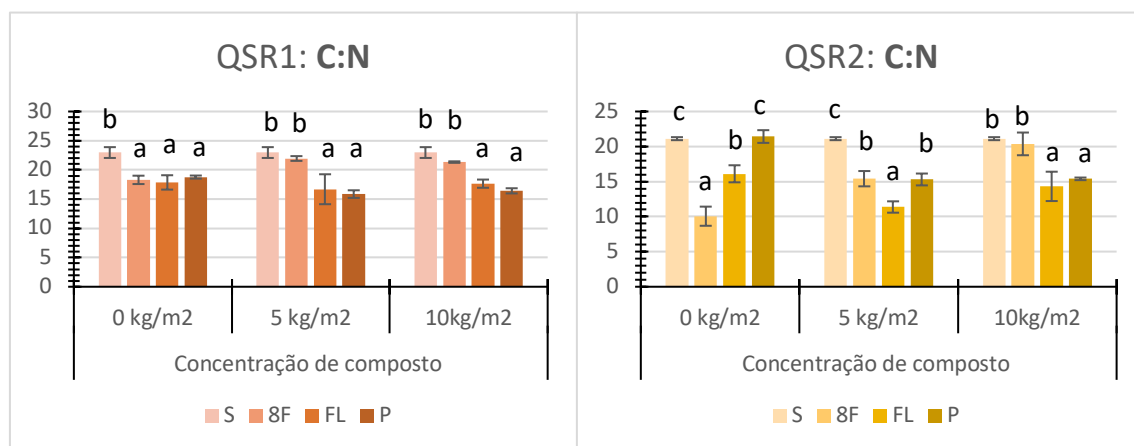


Figura 12 Relação C:N do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey p<0,05).

Os resíduos e as raízes das culturas podem ter um efeito de resistência à decomposição, favorecendo a relação C:N. A retenção desses resíduos pode levar à retenção de C_{org} no solo, reduzindo a decomposição da MO e aumentando a relação C:N [147,148]. Isso pode justificar as tendências observadas nas parcelas controlo em QSR2, e influenciar os resultados obtidos nos outros tratamentos, em ambos os ensaios. Adicionalmente, outros fatores, como condições climáticas, também têm impacto na decomposição da MO [149]. As correlações de Spearman entre variáveis climáticas e C:N confirmam essa influência (Tabelas 3.3 e 3.4, Anexo 3). Em QSR1 foram observadas correlações significativas negativas entre C:N e temperatura máxima nas parcelas controlo ($r = -0,734^{**}$) e com temperatura média ($r = -0,885^{**}$, $r = -0,950^{**}$) nos tratamentos de 5 e 10 kg m⁻², respetivamente. No ensaio QSR2, apenas se verificaram correlações negativas nas parcelas controlo entre C:N e as temperaturas média ($r = -0,691^{*}$) e máxima ($r = -0,885^{**}$). As correlações negativas verificadas podem ser devido ao aumento de temperatura, que promove o crescimento microbiano e o subsequente aumento de mineralização no solo, com maior imobilização de N. Isso reduz a quantidade de carbono em relação ao azoto, diminuindo a relação C:N [150].

As condições do solo também influenciam a relação C:N, como verificado nas correlações de Spearman entre C:N e variáveis do solo (Tabelas 3.1 e 3.2, Anexo 3). No ensaio QSR1 verificaram-se correlações significativas positivas entre o C:N e o pH ($r = 0,837^{**}$, $r = 0,630^{*}$) para as aplicações 5 e 10 kg m⁻², respetivamente, e com a MO ($r = 0,895^{**}$) na aplicação de 5 kg m⁻². No QSR2 obtiveram-se correlações significativas positivas entre o C:N e a MO ($r = 0,937^{**}$, $r = 0,881^{**}$), WHC ($r = 0,755^{**}$) e K ($r = 0,605^{*}$, $0,734^{**}$).

Na Tabela 5 são apresentados os teores de macronutrientes de **fósforo (P)** e **potássio (K)** assimilável do solo nas diferentes recolhas realizadas em ambos os ensaios. No QSR1 observa-

se que com a aplicação de composto ocorre um aumento de P assimilável e de K assimilável desde a segunda recolha (8F) nas duas aplicações de C1. No ensaio QSR2 apenas existe aumento do teor de P assimilável, enquanto se verifica uma diminuição de K, no entanto com valores superiores nas parcelas com tratamento de CO.

Tabela 5 Macronutrientes P assimilável e K assimilável do solo ao longo do desenvolvimento do milho (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR (primeiro ensaio QSR1, e segundo ensaio QSR2).

Ensaio	Fases de desenvolvimento do milho	P assimilável (ppm)			K assimilável (ppm)		
		Tratamentos			Tratamentos		
		Controlo	CO		Controlo	CO	
		0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²	0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²
QSR1	S	641	641	641	564	564	564
	8F	504	733	962	480	1032	1680
	FL	504	779	824	480	564	1320
	P	458	687	1374	408	672	1920
QSR2	S	687	687	687	3000	3000	3000
	8F	522	1465	1557	348	1800	1920
	FL	559	916	962	420	996	876
	P	595	962	1557	396	696	768

Os resultados de aumento de P e K assimilável do solo com a aplicação de composto são concordantes com outros resultados publicados [137,151–153]. Por exemplo, Smiciklas [137] aplicaram diferentes proporções de composto feito com resíduos de alimentos e jornais moídos, e observaram aumentos nos teores de P e K assimilável nas parcelas com as maiores taxas de CO, algo que também foi registado neste trabalho (Tabela 5). As maiores proporções de composto usadas equivaliam a 4,48 kg m⁻² e 13,44 kg m⁻², que são aproximadamente as proporções de composto orgânico usadas neste trabalho. Contudo, autores também mencionam que o aumento rápido nos níveis de P no solo, deve limitar as quantidades de composto aplicadas posteriormente, a fim de evitar potenciais efeitos ambientais adversos devido ao excesso de P no solo. Fatores do solo como CE e pH têm um impacto significativo nas dinâmicas e na disponibilidade de P no solo [154]. Neste trabalho foram observadas correlações de Spearman entre P assimilável e pH ($r = -0,649^*$), no QSR1 com o tratamento de 5 kg m⁻², e entre P e CE ($r = 0,648^*$, $0,615^*$), no QSR2 em ambas proporções (Tabelas 3.1 e 3.2, Anexo 3). A libertação de P ocorre numa faixa ótima de pH de 5,5 a 7. Neste trabalho, no QSR1, o tratamento de 5 kg m⁻² diminuiu de 7,83 (S) a 7,15 (P). Por sua vez, aumentos dos níveis de P podem levar a mudanças iónicas no solo, influenciando a salinidade do solo [154].

As dinâmicas de K no solo, estão relacionadas com os processos de decomposição da MO do solo [154], como se pode constatar pela correlação significativa positiva entre K assimilável e C:N ($r = 0,605^*$, $r = 0,734^{**}$) e com MO ($r = 0,777^{**}$, $r = 0,583^*$) no QSR2 em ambas aplicações

de C2. A decomposição de MO resulta na formação de coloides orgânicos com cargas negativas, derivadas da dissociação de grupos carboxílicos e fenólicos [155]. Adicionalmente, a aplicação de corretivos orgânicos pode promover a retenção de K ligado aos minerais de argila e à MO, e a disponibilidade de K é facilitada pela ação de ácidos orgânicos libertados durante a decomposição de MO [154,155].

Os dados da **capacidade de retenção de água (WHC)** do solo, em ambos os ensaios com a aplicação de composto orgânico não demonstram diferenças significativas na última recolha (P) em comparação com o resultado da primeira recolha (S). Contudo, na Figura 13 pode-se constatar diminuições da WHC ao longo do desenvolvimento do milho, em todos os tratamentos e parcelas controlo, no estado de floração do milho (FL). Essa diminuição pode ser justificada pelo aumento das necessidades de água pela planta durante a floração, em que ocorre um maior consumo de água pelo milho e uma intensa atividade radicular [90,156].

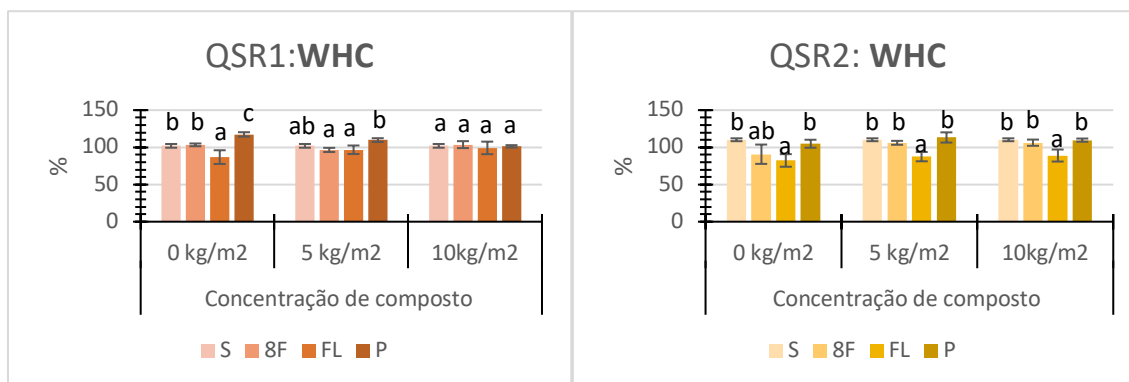


Figura 13 Capacidade de retenção de água do solo (WHC) ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey p<0,05).

De destacar ainda, que no ensaio QSR2 os resultados obtidos em todas as recolhas são sempre superiores aos respetivos controlos (Tabela 4.2, Anexo 4). No mesmo ensaio, observa-se uma correlação significativa positiva com a MO do solo, com a adição de 5 kg m⁻² ($r = 0,620^*$) (Tabela 3.2, Anexo 3). As mudanças na estrutura do solo dependem das proporções, da natureza e da composição da matéria orgânica adicionada, os quais são fatores determinantes nos processos de agregação das partículas do solo. Essas interações entre MO e as frações minerais aumentam a porosidade do solo [157–160]. Os efeitos da aplicação do composto sobre a WHC, depende também da textura do próprio solo, ocorrendo maior mudança em solos de textura mais grossa, e pouco ou nenhum efeito em solos de textura mais fina, influenciando por sua vez, as taxas de infiltração da água no solo [160].

Por sua vez, é bem clara a correlação significativa negativa da variável temperatura média com WHC em todas as parcelas, principalmente no ensaio de verão QSR2 ($r = -0,842^{**}$, $r = -0,799^{**}$, $r = -0,756^{**}$) (Tabela 3.4, Anexo 3). Isto pode sugerir que o aumento de temperatura está associado a uma diminuição da WHC, que pode ser atribuída ao aumento de evaporação e da

transpiração das plantas em condições mais quentes, levando a uma redução na disponibilidade de água no solo [161].

Apesar dos resultados obtidos, outros estudos demonstraram que a adição de composto aumenta a WHC do solo. Cercioglu [157] realizaram a avaliação de corretivos orgânicos, sendo um deles composto à base de resíduos de tabaco em cultivo de milho, e observaram que a adição do composto afeta significativamente a WHC do solo, com aumento de 10,73% de quantidade de água disponível do solo. Evanylo [162] realizaram um estudo, com a duração de 3 anos, com aplicação de composto à base de cama de aves e resíduos de jardim numa rotação de culturas de milho e abóbora, e observaram efeitos significativos na WHC apenas no último ano. Autores também concluíram que algumas das proporções utilizadas, não adicionaram matéria orgânica suficiente para aumentar a WHC do solo.

4.1.3 Impactos nos parâmetros microbiológicos do solo

Os resultados e tratamento estatístico ANOVA, teste de Tukey ($p < 0,05$), obtidos para os parâmetros microbiológicos neste estudo são apresentados nas Figuras 14, 16-20 e Tabela 6. As correlações de Spearman entre os parâmetros climáticos e físico-químicos do solo com as variáveis microbiológicas são apresentados na Figura 15 e os dados brutos nas Tabelas 3.5 e 3.6 em Anexo 3.

4.1.3.1 Contagem de microrganismos

A análise ANOVA e o teste de Tukey revelaram aumentos estatisticamente significativos no número de **fungos** em ambos os ensaios na última recolha (P), com a aplicação de 10 kg m^{-2} (Figura 14). Em comparação com a primeira colheita (S), observou-se um aumento de +10,87% em QSR1 e de +145,16% em QSR2. O aumento do número de fungos é logo evidente na segunda recolha (8F), com a aplicação de composto orgânico nos dois ensaios em todos os tratamentos. No QSR1 observou-se um aumento de +43,48% e +10,87%, com a aplicação de 5 e 10 kg m^{-2} de C1, respetivamente. No QSR2 os valores obtidos foram mais pronunciados, com aumentos de +206,45% e +58,06% (5 e 10 kg m^{-2}). Estes resultados destacam a eficácia da aplicação de 10 kg m^{-2} na promoção do crescimento dos fungos.

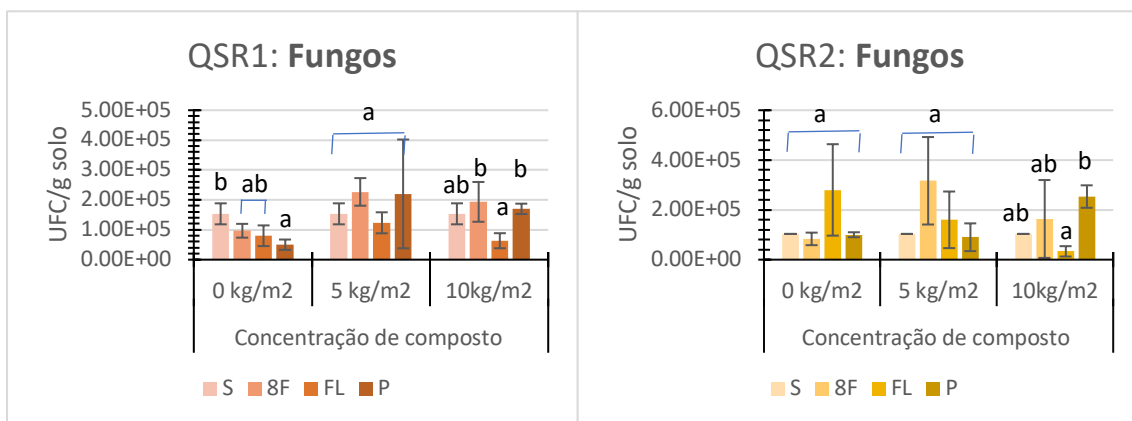


Figura 14 Número de Fungos do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2), em Unidades Formadoras de Colônia (UFC) por grama de solo em peso seco. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Por sua vez, na análise de correlações entre o número de fungos e as variáveis físico-químicas do solo (Figura 15 e Tabelas 3.5 e 3.6, Anexo 3), verificou-se que em QSR1, a aplicação de 10 kg m⁻² resultou numa correlação positiva com N-NO₃⁻ ($r = 0,651^*$), e nas parcelas com 5 kg m⁻², com N-NH₄⁺ ($r = 0,588^*$). Em QSR2, a aplicação de 10 kg m⁻² resultou em correlações significativas positivas com N-NH₄⁺ ($r = 0,681^*$) e com WHC ($r = 0,655^*$). Estes resultados evidenciam que a aplicação de produtos orgânicos no solo, pode favorecer o crescimento de fungos provavelmente devido ao aumento do N biodisponível no solo [163] e uma maior WHC do solo pode providenciar melhores condições de humidade, que favorecem a proliferação e crescimento de fungos [164].

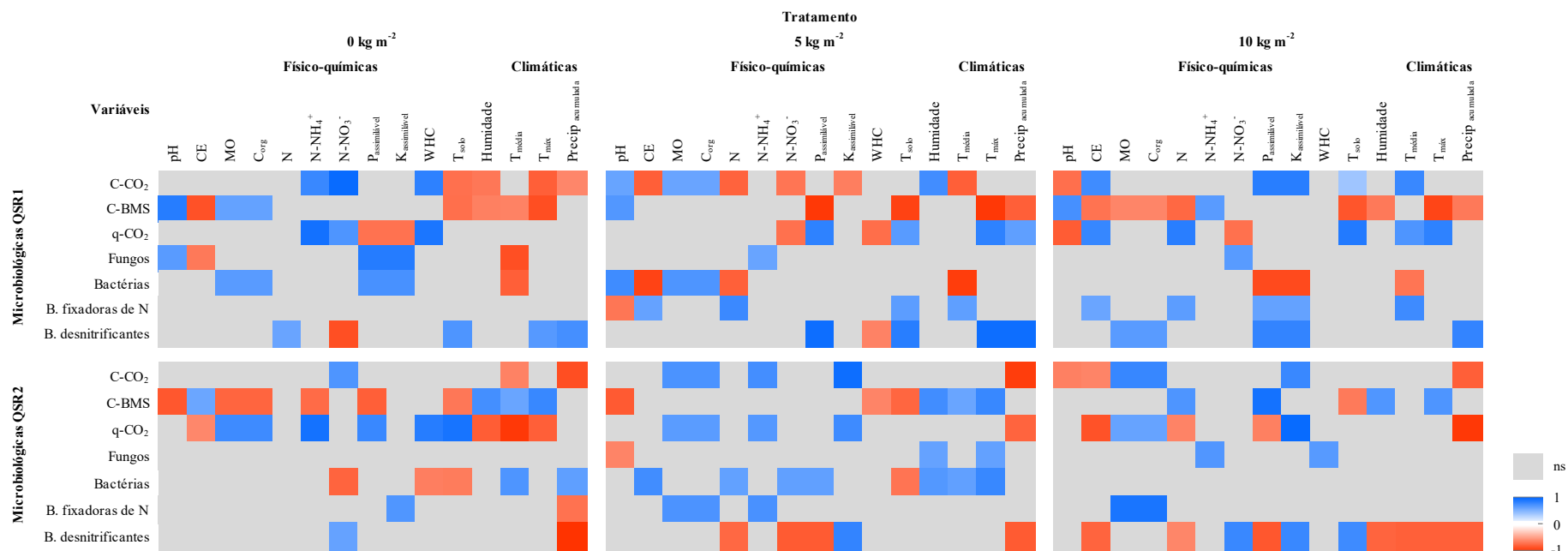


Figura 15 Representação das Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos dos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio QSR1 (acima) e do ensaio QSR2 (abaixo) considerando os diferentes tratamentos de composto orgânico (0, 5 e 10 kg m⁻²); as cores representam o valor de significância R de Spearman entre as 2 variáveis (vermelho, negativo; azul, positivo; cinzento não significativo, ns). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; WHC, Capacidade de retenção de água.

No que respeita aos resultados de número de **bactérias totais** (Figura 16), verifica-se uma diminuição significativa ao longo do desenvolvimento do milho, no QSR1 em todos os tratamentos, incluindo nas parcelas controlo. A última recolha (P) apresentou -63,08% nas parcelas com 5 kg m⁻² de C1, e -48,84% nas parcelas com 10 kg m⁻², em comparação com a primeira recolha (S). Apesar desta tendência, os valores são superiores quando comparado com o controlo (Tabela 4.1, Anexo 4). No ensaio QSR2, a análise estatística não revelou diferenças significativas nos tratamentos de CO₂, apesar do aumento do número de colónias na aplicação de 5 kg m⁻² na segunda recolha (8F).

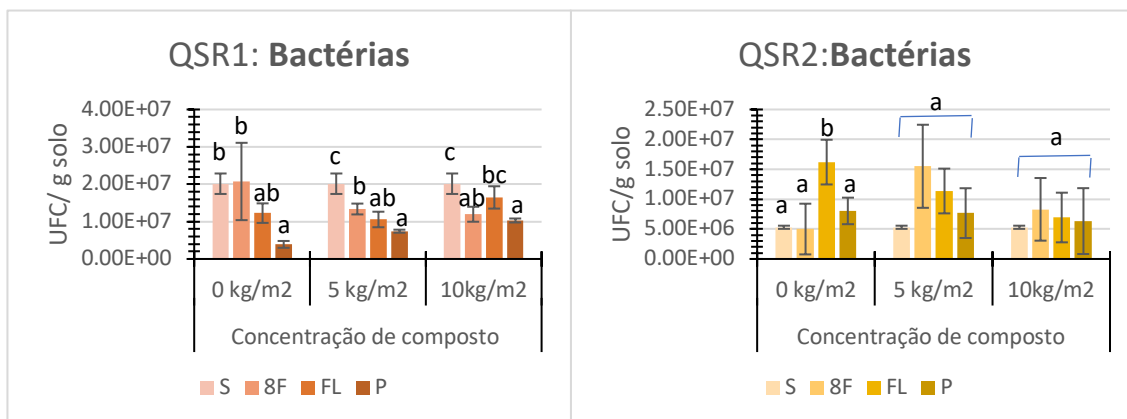


Figura 16 Número de Bactérias do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2), em Unidades Formadoras de Colónia (UFC) por grama de solo em peso seco. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Relativamente aos dados de correlação de Spearman entre o número de bactérias e variáveis do solo (Tabela 3.5, Anexo 3), em QSR1, nas parcelas com 5 kg m⁻², registaram-se correlações significativas positivas com pH ($r = 0,750^{**}$), MO ($r = 0,692^{*}$) e C_{org} ($r = 0,692^{*}$), indicativo que estes fatores e sua disponibilidade no solo são essenciais para o crescimento e atividade das bactérias no solo [165]. Nas parcelas com a aplicação de 10 kg m⁻² CO, em QSR1, verificaram-se correlações significativas negativas entre o número de bactérias e P ($r = -0,885^{**}$), e K ($r = -0,885^{**}$), que sugere que a alta concentração destes elementos no solo pode afetar negativamente as comunidades bacterianas, uma vez que P e K pode mudar a estrutura das comunidades de bactérias do solo, como observado por Zhao [166].

A aplicação do composto também teve efeitos no número de **bactérias fixadoras de azoto (N)** (Figura 17), principalmente no ensaio QSR2, onde se observou apenas na segunda recolha (8F), um aumento significativo de +129,36% e de +93,97% nas parcelas com 5 e 10 kg m⁻² de C2, respetivamente. Apesar de não se terem registado diferenças estatisticamente significativas na análise ANOVA e teste de Tukey em QSR1, a tendência deste ensaio foi de um aumento de +133,97% e de +499,65% (5 e 10 kg m⁻²) na última recolha (P).

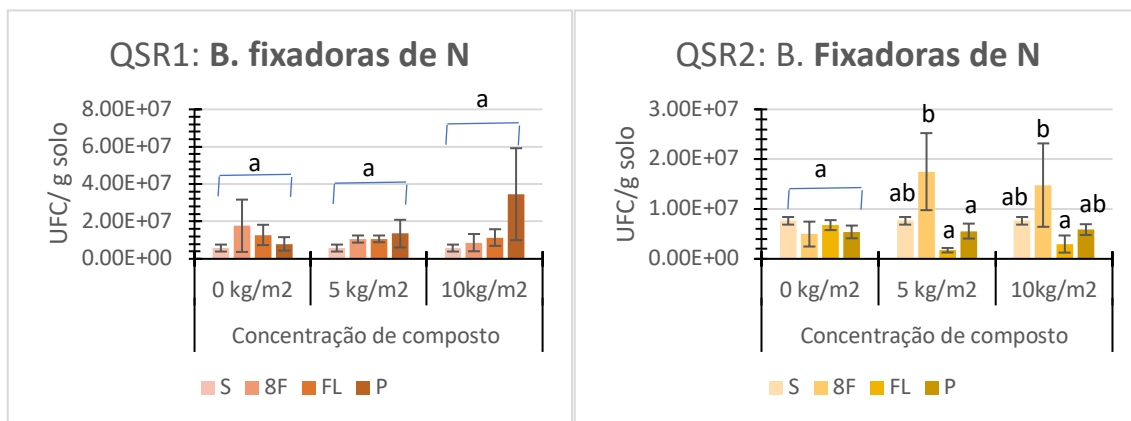


Figura 17 Número de Bactérias (B.) fixadoras de N do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2), em Unidades Formadoras de Colônia (UFC) por grama de solo em peso seco. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Por sua vez, no número de **bactérias desnitrificantes** (Tabela 6), verificou-se apenas um aumento numérico de bactérias desnitrificantes com a aplicação de composto, principalmente com o tratamento de 10 kg m⁻² no primeiro ensaio QSR1. Em QSR2, a tendência foi de diminuição desde a primeira recolha (S).

Tabela 6 Número de Bactérias desnitrificantes do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) do primeiro ensaio (QSR1) e do segundo ensaio (QSR2). Resultados representados são uniplicados.

Bactérias desnitrificantes (NMP/g solo)				
		Tratamentos		
Ensaio	Fases de desenvolvimento do milho	Controlo	Composto org	
		0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²
QSR1	S	7,40×10 ⁴	7,40×10 ⁴	7,40×10 ⁴
	8F	1,50×10 ⁵	2,80×10 ⁵	1,13×10 ⁶
	FL	3,60×10 ⁵	2,80×10 ⁵	1,10×10 ⁵
	P	6,10×10 ⁴	1,40×10 ⁵	1,40×10 ⁵
QSR2	S	9,30×10 ⁵	9,30×10 ⁵	9,30×10 ⁵
	8F	2,30×10 ⁵	1,40×10 ⁵	3,00×10 ⁴
	FL	1,50×10 ⁵	2,70×10 ⁵	3,00×10 ⁴
	P	3,00×10 ⁴	6,20×10 ⁴	3,00×10 ⁴

No que diz respeito à avaliação de correlações de Spearman, entre as variáveis físico-química do solo e bactérias fixadoras de N (Tabela 3.5 e 3.6, Anexo 3) pode-se constatar que em QSR2 existem correlações significativas positivas com MO, C_{org} e N-NH₄⁺ ($r = 0,701^*$, $r = 0,701^*$ e $r = 0,714^*$, respetivamente) nas parcelas com 5 kg m⁻², e com MO e C_{org} ($r = 0,902^{**}$ e $r = 0,902^{**}$) nas parcelas com 10 kg m⁻², indicativo da sua influência no crescimento de bactérias fixadoras de N. Relativamente às bactérias desnitrificantes, é notória a correlação positiva com

N-NO₃⁻ em QSR2 ($r= 0,600^*$ e $r= 0,775^{**}$), nas parcelas controlo e com 10 kg m⁻² de CO₂, considerando que estas bactérias utilizam NO₃⁻ disponível no solo nos processos de desnitrificação do solo, para formas gasosas de NO, N₂O e N₂ [167].

Apesar das tendências observadas ao longo do desenvolvimento do milho nas contagens de microrganismos, verificou-se que o número de todos os grupos de microrganismos foi sempre superior nas duas aplicações de composto orgânico em todas as recolhas, quando comparado com os resultados das parcelas controlo da mesma recolha, no ensaio QSR 1. No ensaio QSR2 verificou-se o mesmo no número de fungos, bactérias fixadoras de N e bactérias desnitrificantes (Tabelas 4.1 e 4.2, Anexo 4).

O número de microrganismos nas parcelas com adição de C1 (ensaio QSR1) apresenta uma variação de 10⁵ a 10⁷ unidades formadoras de colónias (UFC) por grama de peso seco de solo. Na aplicação de CO₂ (ensaio QSR2), verificou-se uma variação entre 10⁴ a 10⁶ UFC/g de peso seco de solo. Mais concretamente, o número de fungos foi na ordem de 10⁴ e 10⁵ UFC/g de peso seco do solo (Figura 14), enquanto as bactérias totais e bactérias fixadoras de N foi na ordem de 10⁶ a 10⁷ UFC/g de peso seco do solo (Figuras 16 e 17), e as bactérias desnitrificantes de 10⁴ a 10⁵ UFC/g de peso seco do solo (Tabela 6). Estes resultados são concordantes com ordens de grandeza observadas em estudos anteriores realizados em solos agrícolas da Madeira [167–169]. As diferenças observadas entre os ensaios são notáveis, especialmente no que diz respeito à diminuição nas ordens de grandeza do número de microrganismos no ensaio QSR2, predominantemente realizado no verão. Este padrão é consistente com observações na monitorização de um agrossistema de vinha na Calheta [167], indicando padrões sazonais e mudanças nas propriedades físico-químicas do solo menos favoráveis para o crescimento microbiano.

Nas correlações de Spearman entre variáveis climáticas e número de microrganismos dos ensaios (Figura 15 e Tabelas 3.5 e 3.6, Anexo 3) também se destacam essas influências. Em QSR1, verificaram-se correlações negativas entre temperatura média e o número de bactérias em todos os tratamentos em estudo ($r= -0,777^{**}$, $r= -0,950^{**}$ e $r= -0,669^*$) e o número de fungos nas parcelas controlo ($r= -0,860^{**}$). Por outro lado, no ensaio QSR2, a correlação de Spearman entre variáveis climáticas e microbiológicas, demonstrou correlações positivas entre temperatura média e o número de bactérias ($r= 0,691^*$ e $r= 0,616^*$) nas parcelas controlo e com 5 kg m⁻² de CO₂, e também entre precipitação acumulada e o número de bactérias ($r= 0,626^*$) nas parcelas controlo. O verão é mais propício para o crescimento de bactérias, principalmente em regiões com elevada precipitação [67], o que pode não ser reflexo das condições do ensaio, mas poderá justificar as correlações observadas entre precipitação e bactérias.

Os tratamentos com produtos orgânicos têm impacto nas contagens de microrganismos do solo. Zhen [170], verificaram que o número de bactérias em cultivos de milho, foi significativamente maior nos tratamentos com composto à base de estrume, enquanto os fungos

aumentaram significativamente com o tratamento de composto combinado com biofertilizante bacteriano. As variações microbianas resultam das propriedades físico-químicas dos solos quer resultam da aplicação de corretivos orgânicos, as quais beneficiam os microrganismos e sua estabilidade [164]. O estudo de Bastida [164] baseou-se num modelo de indução de seca onde se verificou que a estabilidade e a atividade da comunidade microbiana de fungos e bactérias foram maiores nos solos com aplicação de corretivos orgânicos (sendo um deles composto) em condições de seca (mantido a 20% WHC), em comparação com o controlo (sem corretivos, mantido a 60% de WHC). Dinesh [171] realizaram tratamentos com produtos orgânicos ricos em azoto, num arrozal, durante 60 dias, que resultaram num aumento no número de bactérias, fungos e actinomicetas totais. Este aumento sugere que o acréscimo de C_{org} , N total e N mineral dos solos derivado desses tratamentos, pode fornecer energia e criar condições favoráveis para a proliferação microbiana.

4.1.3.2 Atividade microbiológica

A análise ANOVA e o teste de Tukey ($p < 0,05$) dos resultados de **respiração basal, $C-CO_2$** , nos dois ensaios, na Figura 18, evidenciam os efeitos da incorporação das diferentes proporções de composto orgânico no solo. Em QSR1 verifica-se uma diminuição significativa de $-43,68\%$ de $C-CO_2$ com o tratamento de 5 kg m^{-2} na última recolha (P), em comparação com a primeira recolha, e no tratamento com 10 kg m^{-2} , observou-se o aumento de $+38,14\%$ de $C-CO_2$. No ensaio QSR2, nas parcelas com as duas aplicações de CO, verificou-se uma diminuição significativa de $C-CO_2$ até a última recolha, de $-65,52\%$ para o tratamento de 5 kg m^{-2} e $-63,39\%$ para o tratamento de 10 kg m^{-2} . Contudo, os valores das taxas de respiração foram sempre superiores aos controlos nas recolhas 8F e FL (Tabelas 4.1 e 4.2, Anexo 4). Pérez-Piqueres [172] utilizaram três tipos diferentes de composto orgânico como corretivos no solo em dois sítios com características físico-químicas diferentes, tendo observado que o mesmo composto provocava efeitos diferentes nos diferentes sítios. Além disso, compostos distintos causavam variações na atividade microbiológica no mesmo sítio, corroborando os resultados obtidos neste trabalho.

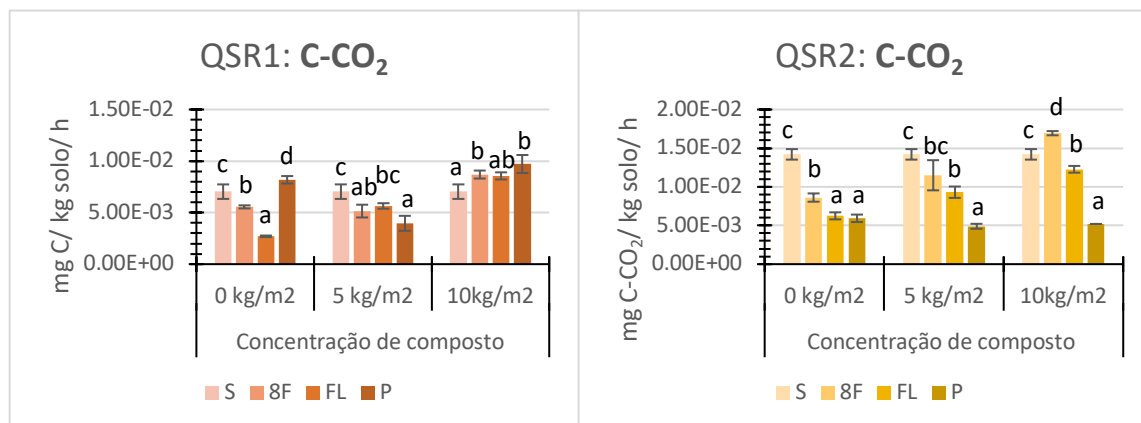


Figura 18 Respiração basal do solo, $C-CO_2$, ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0 , 5 e 10 kg m^{-2}); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

A aplicação de composto orgânico pode ter um impacto significativo imediato no C-CO₂, como fonte de matéria orgânica e nutrientes, incluindo compostos orgânicos facilmente degradáveis, que potenciam modificações bioquímicas na microbiota do solo. Este efeito imediato é designado como efeito *priming*. A mudança da atividade biológica do solo influencia as taxas de decomposição da matéria orgânica, e consequentemente, as taxas de respiração [173]. Pascual [174] realizaram a adição de diferentes tipos de produtos, incluindo composto à base de resíduos urbanos, que resultaram num aumento de C-CO₂, sendo esse aumento mais pronunciado nas doses maiores aplicadas. Os produtos orgânicos provocaram um efeito de *priming* mais intenso nos primeiros dias, com variações dependentes da natureza do produto adicionado. Neste estudo, também se observou que a aplicação de 10 kg m⁻² em ambos os ensaios, resultou num aumento significativo de C-CO₂, observado logo na recolha 8F, de 1,24× superior em QSR1 e de 1,3× em QSR2, em comparação à primeira recolha (S).

Por sua vez, é importante destacar a influência de outros fatores no C-CO₂, conforme verificado na Figura 15 e Tabelas 3.5 e 3.6 em Anexo 3 de correlação de Spearman. Entre esses fatores estão as variáveis como a temperatura, que apresentou uma correlação negativa em ambos os ensaios ($r = -0,777^{**}$, $r = -0,605^{*}$), e a precipitação, também com correlações negativas ($r = -0,583^{*}$, $r = -0,950^{**}$, $r = -0,777^{**}$). Houve ainda uma correlação positiva com os macronutrientes do solo, como K assimilável ($r = 0,777^{**}$, $r = 0,842^{**}$, $r = 0,950^{**}$) e P assimilável ($r = 0,842^{**}$). Condições climáticas, como temperatura e precipitação (com impacto na humidade do solo), afetam tanto a quantidade de MO disponível para os microrganismos quanto a eficiência do processo de decomposição no solo [175]. Há que ter em atenção que as taxas de respiração obtidas laboratorialmente poderão ser superiores, do que *in situ*, considerando que existe um estabelecimento de condições favoráveis para a decomposição, com o controlo de temperatura de incubação (ambiente) e a padronização da capacidade de retenção de água nas amostras [175]. Por outro lado, uma maior disponibilidade de macronutrientes, como K e P, pode aumentar a atividade microbiana [176].

No que diz respeito aos resultados de **carbono da biomassa microbiana do solo, C-BMS**, nos dois ensaios da QSR (Figura 19), no primeiro ensaio QSR1 verifica-se que as parcelas com ambos os tratamentos com composto apresentam uma diminuição significativa do C-BMS na última recolha (P), de -37,17% e de -40,81% nas parcelas com 5 e 10 kg m⁻², respetivamente. Por sua vez no QSR2, as parcelas com ambas as proporções de CO₂ provocaram um aumento significativo do C-BMS no estado de 8F do milho de +53,91% e de +29,53% (5 e 10 kg m⁻² respetivamente), ocorrendo uma diminuição significativa de C-BMS, de -19,57% com aplicação de 5 kg m⁻², e um aumento significativo de +22,14% nas parcelas com 10 kg m⁻², na última recolha (P). Apesar das tendências observadas em ambos os ensaios, todos os valores obtidos foram superiores ao obtido nas parcelas controlo da mesma recolha, com exceção da recolha no estado

de FL do milho com aplicação de 10 kg m⁻² de C1, em QSR1 (Tabelas 4.1 e 4.2, Anexo 4). Esta situação pode ser atribuída à competição por nutrientes com os microrganismos, limitando o seu crescimento [177,178], pois é um período, onde se verifica maior absorção de nutrientes pelas raízes [179]. A diminuição de C-BMS durante FL do milho foi observada nos dois ensaios, em todos os tratamentos, incluindo parcelas controlo (Figura 19). Ghosal [179], também observaram uma diminuição de C-BMS no estado de floração, em todos os tratamentos em estudo (orgânicos à base de estrume e inorgânicos) e o aumento posterior de C-BMS com a maturação do cultivo, pois é uma fase de menor crescimento e os nutrientes estão mais disponíveis para imobilização microbiana.

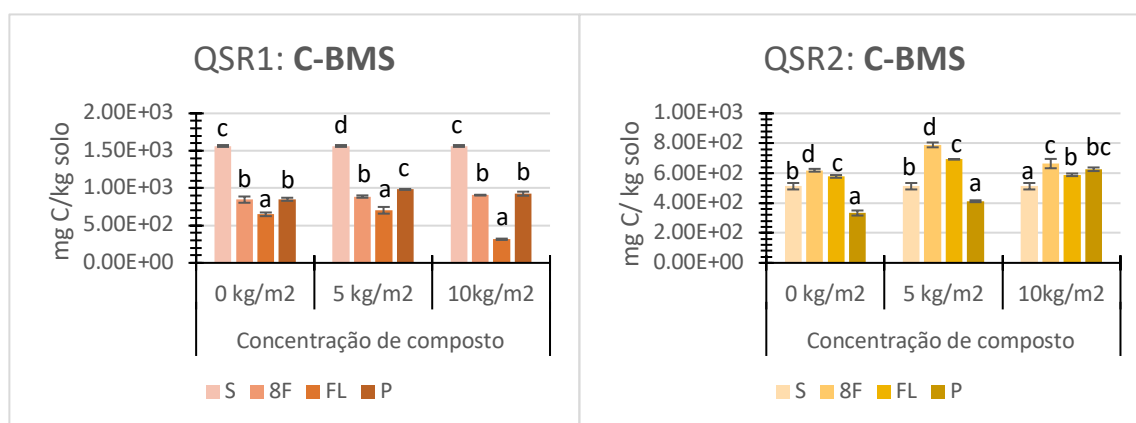


Figura 19 Carbono da Biomassa Microbiana do solo C-BMS, ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey p<0,05).

Diversos trabalhos publicados demonstraram que o conteúdo de C-BMS reage positivamente à introdução de materiais orgânicos e às práticas agrícolas [180–182], o que está em concordância com os resultados obtidos neste trabalho. Tejada [183] analisaram o efeito de diferentes corretivos orgânicos, incluindo composto à base de resíduos de algodão, e verificaram que ocorreu um aumento significativo de 60,1% na C-BMS na aplicação de todos os produtos em estudo, inclusive com o composto, em relação à parcela controlo. Os autores também mencionam que esse aumento pode ser justificado pela incorporação de compostos mais facilmente degradáveis que estimulam os microrganismos existentes, ou pela adição de microrganismos exógenos do composto. As características dos materiais de origem e o estágio de decomposição do composto determinam a composição dos microrganismos ativos no mesmo. A interação com microrganismos nativos do solo, pode influenciar significativamente o ciclo de nutrientes, saúde do solo e o crescimento das plantas [184].

O teor de C-BMS pode atingir o equilíbrio após um longo período, sob condições estáveis, dependente da disponibilidade de substrato incorporado e da mineralização do carbono no solo. Contudo, esta relação pode não ser constante devido às diferenças no solo, de composição e

funcionalidade das populações microbianas e consequentes variações metabólicas implícitas [180].

A utilização de C-BMS como indicador biológico do solo deve levar em conta a influência de variáveis climáticas [185]. Alvarez [186] analisaram o efeito da temperatura na atividade microbiológica do solo, em diferentes sistemas de manejo do solo, e observaram que os valores médios de C-BMS no inverno eram 51% superiores aos obtidos no verão. Também verificaram que à medida que a temperatura *in situ* aumenta, ocorre um baixo crescimento microbiano, e consequentemente uma diminuição dos níveis de C-BMS. Neste trabalho apenas se verificaram correlações negativas fortes entre a temperatura máxima e C-BMS no ensaio QSR1 ($r = -0,865^{**}$, $r = -0,973^{**}$ e $r = -0,908^{**}$) assim como entre temperatura do solo e C-BMS ($r = -0,701^{*}$, $r = -0,924^{**}$ e $r = -0,830^{**}$) (Tabela 3.5, Anexo 3). No QSR2, apesar de se ter registado correlações positivas entre a temperatura máxima e C-BMS ($r = 0,779^{**}$, $r = 0,779^{**}$ e $r = 0,691^{*}$), também se observaram correlações negativas entre C-BMS e a temperatura do solo ($r = -0,658^{*}$, $r = -0,746^{**}$ e $r = -0,646^{*}$) (Tabela 3.6, Anexo 3).

Relativamente aos fatores do solo, no ensaio QSR1 (Tabela 3.5, Anexo 3) nas parcelas com os dois tratamentos de 5 e 10 kg m⁻², C-BMS apresentou correlações positivas significativas com pH do solo ($r = 0,677^{*}$ e $r = 0,723^{**}$). Por sua vez, em QSR2 (Tabela 3.6, Anexo 3), verificou-se que no tratamento de 10 kg m⁻² de CO₂, que o C-BMS do solo tem correlações positivas com N ($r = 0,692^{*}$) e P ($r = 0,922^{**}$). Outros trabalhos publicados também têm verificado o impacto no C-BMS, devido à aplicação de corretivos orgânicos, como fonte de micro e macronutrientes [187–190]. Um produto de compostagem maduro e estável, apresenta compostos facilmente degradáveis, de baixo peso molecular, ricos em P e N, rapidamente hidrolisáveis, que podem levar ao rápido crescimento da biomassa microbiana [191].

A relação dada pelo **quociente metabólico**, qCO_2 , expressa a quantidade de C-CO₂ produzido por unidade de C-BMS e do tempo [192]. Esta relação, providencia informação sobre a eficiência do uso de carbono, as necessidades energéticas na manutenção da biomassa microbiana, e estabilidade do ecossistema [193–195]. A análise ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$) dos resultados em relação ao quociente metabólico dos dois ensaios da QSR, são apresentados na Figura 20.

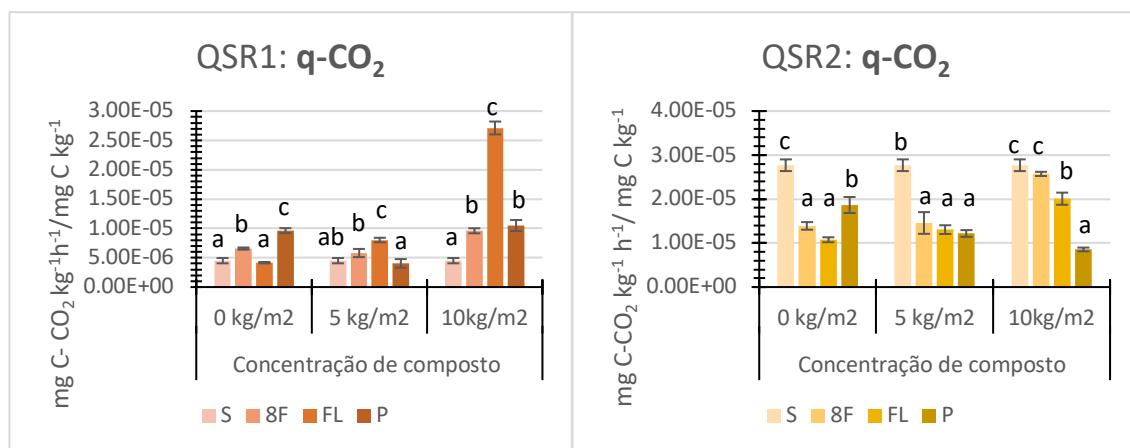


Figura 20 Quociente metabólico do solo q-CO₂, ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente, 8F; 8 folhas, FL; floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, considerando os diferentes tratamentos aplicados (0, 5 e 10 kg m⁻²); primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey p<0,05).

No ensaio QSR1 observou-se que nas parcelas com ambas as aplicações de C1 ocorre um aumento significativo de atividade microbiológica q-CO₂ nas fases de 8F (+29,06% e +113,33%) e FL (+78,43% e +503,08%), em comparação com a primeira recolha (S). O aumento de q-CO₂ indicia maior necessidade de energia para manutenção da biomassa microbiana e uma menor eficiência na utilização de carbono [194], e também pode ser causada pela proporção de compostos orgânicos facilmente degradáveis, que pode levar a um atraso da adaptação da biomassa microbiana a longo prazo, em resultado da adição do C1 [196]. As mudanças no q-CO₂ devido ao stress podem ser detetadas pelo aumento de C-CO₂ ou pela diminuição de C-BMS [195], o que coincide com a avaliação do parâmetro de C-BMS (em QSR1, Figura 19) e correlações positivas entre os parâmetros C-CO₂ e q-CO₂ (r= 0,855**) (Tabela 5.1, Anexo 5).

No que diz respeito ao ensaio QSR2, verificou-se que nas parcelas com as duas proporções de CO₂ ocorreu uma diminuição significativa de q-CO₂ ao longo do ciclo de cultivo do milho, atingindo -56,03% nas parcelas com 5 kg m⁻² e -69,14% nas parcelas com 10 kg m⁻², na última recolha (P), um indicativo de menor stress e utilização de CO₂ como fonte de carbono para aumentar a sua C-BMS e manter sua atividade metabólica [191]. Nava-Arsola [191] demonstrou a diminuição de q-CO₂ com a adição de corretivos orgânicos em desperdícios de mineração, sendo um dos produtos composto orgânico feito a partir de resíduos orgânicos municipais. Este produto resultou no maior aumento da atividade microbiana após 118 dias de aplicação, apresentando valores de q-CO₂ menores em comparação com o controlo (que apresentou o dobro de q-CO₂), e logo apresenta maior eficiência no uso do carbono pelos microrganismos. Massaccesi [197] analisou o efeito de produtos corretivos num agrossistema mediterrânico com cultivo de alface, e verificaram que a combinação de composto com biochar, resultou em valores mais baixos de q-CO₂, do que a aplicação de composto individualmente, que não apresentou diferenças significativas em relação ao controlo. A combinação de produtos

corretivos nesse estudo, surge como uma estratégia benéfica que permite maior eficiência no uso de substrato pela comunidade microbiana.

Importa referir as tendências observadas nas parcelas controlo ao longo do ciclo de produção do milho, em que se verificaram diferenças significativas em ambos os ensaios. Os aumentos de $q\text{-CO}_2$ verificados nas parcelas controlo poderão resultar do stress do ecossistema derivado da competição pelos nutrientes entre os microrganismos do solo e as raízes das plantas e condições de limitação desses nutrientes [178]. Contudo, estudos têm demonstrado que a adição de composto é uma boa estratégia que pode aumentar a MO do solo, promovendo a diminuição de $q\text{-CO}_2$ e consequentemente melhorando a saúde do solo [176]. A variação no $q\text{-CO}_2$ também pode ser atribuída às diferenças entre os dois produtos de composto (Tabela 2). O produto C1 poderá conter resíduos orgânicos que influenciam o investimento energético para a sua degradação, levando os microrganismos a direcionarem a sua energia para a síntese de enzimas na degradação do produto, ao invés de promoverem o aumento da sua biomassa [191,198].

Relativamente à correlação de Spearman (Figura 15 e Tabelas 3.5 e 3.6, Anexo 3) é notória a ligação entre as variáveis climáticas e as propriedades do solo em relação ao $q\text{-CO}_2$. No ensaio QSR1, nas parcelas com os tratamentos de 5 e 10 kg m^{-2} de C1, foram detetadas correlações significativas entre $q\text{-CO}_2$ e a temperatura máxima ($r = 0,820^{**}$ e $r = 0,820^{**}$) e entre $q\text{-CO}_2$ e as propriedades e temperatura do solo ($r = 0,653^*$ e $r = 0,867^{**}$) e NO_3^- ($r = -0,691^*$ e $r = -0,691^*$). No tratamento de 10 kg m^{-2} detetaram-se correlações significativas fortes entre $q\text{-CO}_2$ e os parâmetros do solo de pH ($r = -0,795^{**}$) e N ($r = 0,841^{**}$). No ensaio QSR2, nas parcelas com os dois tratamentos de CO_2 , verificaram-se correlações positivas com MO ($r = 0,643^{**}$, e $r = 0,599^*$) e com C_{org} ($r = 0,643^{**}$ e $r = 0,599^*$) e entre $q\text{-CO}_2$ e a precipitação acumulada ($r = -0,756^{**}$ e $r = -0,973^{**}$). Como constatado neste estudo, outras publicações têm demonstrado que as variações de $q\text{-CO}_2$ dependem de fatores reguladores, como variáveis climáticas e propriedades do solo. Alvarez [186] observaram que o aumento da temperatura resultou em maiores necessidades de energia para manutenção microbiana e menor crescimento, evidenciando os efeitos inversos entre C-BMS e $q\text{-CO}_2$. Outros trabalhos têm demonstrado que o pH do solo tem efeitos notórios nas mudanças do metabolismo microbiano, afetando $q\text{-CO}_2$ em solos básicos (+7%) e ácidos (+11%), em comparação com os neutros [195,199]. Por sua vez, a adição de produtos ricos em N e C_{org} no solo, pode afetar a estequiometria microbiológica influenciando as tendências de $q\text{-CO}_2$ e taxas de mineralização de N e C [200]. Ashraf [200] detetaram a diminuição de $q\text{-CO}_2$ em todos os tratamentos (inorgânicos e orgânicos) em comparação com o controlo, com correlações significativas fortes ($p < 0,001$) entre $q\text{-CO}_2$ com as variáveis de mineralização de N ($r = 0,65$), mineralização de C_{org} ($r = 0,55$) e de $\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$ ($r = 0,61$).

No trabalho comparativo entre fertilizantes inorgânicos e orgânicos sobre a diversidade funcional da comunidade microbiana do solo, de Hu [176], constatou-se que o produto orgânico

utilizado (composto à base de resíduos de trigo, óleo e algodão) teve um impacto significativamente maior que os inorgânicos, e que uma adubação equilibrada a longo prazo promove a diminuição de q-CO₂. Autores explicam os resultados obtidos devido ao aumento da disponibilidade de C e outros nutrientes, e a melhoria das condições do solo como consequência da incorporação do CO.

A aplicação de composto pode aumentar ou reduzir os níveis de q-CO₂ conforme a perturbação alivie o stress (reduzindo o q-CO₂) ou cause condições de stress extremo (aumentando o q-CO₂) [195]. Uma aplicação contínua de composto a longo prazo nos agrossistemas, constituem uma boa estratégia para a promoção de atividade microbiológica, uma vez que esta é influenciada pelos nutrientes e exsudados das raízes [176,201].

4.1.4 Impacto do composto orgânico nos parâmetros enzimáticos do solo

Os resultados obtidos de atividade enzimática de **L-glutaminase (EC 3.5.1.2)** no solo são apresentados na Figura 21, ocorrendo variações significativas (ANOVA e teste de Tukey $p < 0,05$) ao longo do desenvolvimento do milho e nas diferentes aplicações do composto, em ambos os ensaios. Os maiores valores de L-glutaminase foram obtidos com a proporção de 10 kg m⁻² em ambos os ensaios, de $1,77 \times 10^{-5}$ mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ solo 4h⁻¹ em QSR1 (8F), e de $1,54 \times 10^{-5}$ mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ solo 4h⁻¹ em QSR2 (P). Quanto às tendências observadas ao longo do desenvolvimento do milho, no ensaio QSR1, verificou-se um aumento significativo de +13,74% na atividade enzimática nas parcelas com aplicação de 5 kg m⁻² na última recolha (P). Nas parcelas com 10 kg m⁻² de C1, verificaram-se aumentos significativos de +37,42% na fase de 8F, e +25,51% na fase de FL. No segundo ensaio QSR2, também se obteve um aumento significativo de atividade enzimática do solo de L-glutaminase, de +50,78% com o tratamento de 5 kg m⁻² nas fases de 8F e de P, e de +59,97% com o tratamento de 10 kg m⁻² na última recolha (P) do milho.

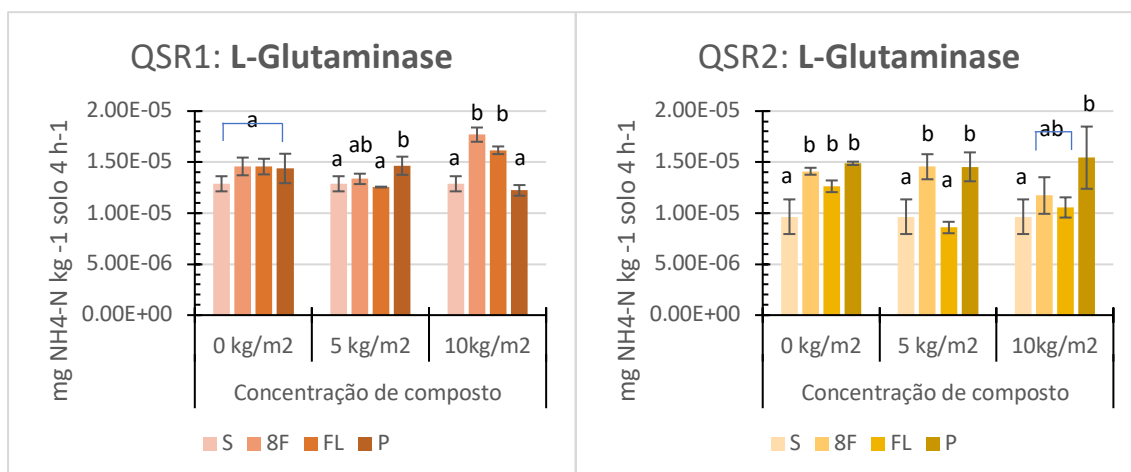


Figura 21 Atividade enzimática de L-glutaminase do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

O aumento da atividade enzimática da L-glutaminase, são concordantes com aplicação de produtos orgânicos noutros estudos [39,202–206]. A variação na composição e nas propriedades dos materiais orgânicos aplicados no solo, tende a estimular a síntese de enzimas pelos microrganismos no solo, contribuindo para os processos de decomposição da MO e reciclagem de nutrientes [202]. Os próprios resíduos das culturas (de milho) e outros restos de plantas podem aumentar os níveis de MO no solo, estimulando as atividades enzimáticas [202], como constatado nas parcelas controlo em QSR2, em que se observou um aumento significativo desde a fase 8F do milho (Figura 21). Autores também mencionam que os resíduos das plantas podem conter enzimas que são libertadas no solo, onde podem se manter ativas e contribuir para a atividade enzimática do solo, ou então podem ser degradadas no solo, no processo de decomposição de MO, por outras enzimas proteases presentes no solo [207].

Para além disso, na análise das correlações de Spearman entre a atividade enzimática de L-glutaminase e as variáveis físico-químicas do solo em estudo, apresentado na Figura 22 (dados brutos na Tabela 3.7 em Anexo 3), verificaram-se correlações positivas nas parcelas com o tratamento de 5 kg m⁻² C1, em QSR1, com o N-NH₄⁺ ($r = 0,626^*$), N-NO₃⁻ ($r = 0,864^{**}$) e K ($r = 0,603^*$). Por sua vez, nos solos com 10 kg m⁻², verificaram-se correlações positivas com a MO ($r = 0,862^{**}$) e C_{org}, ($r = 0,862^{**}$). No segundo ensaio QSR2, em ambas as proporções de C2, obtiveram-se correlações positivas entre a L-glutaminase e N ($r = 0,692^*$ e $r = 0,844^{**}$) e P ($r = 0,756^{**}$ e $r = 0,764^{**}$), e correlação positiva com N-NO₃⁻ ($r = 0,756^{**}$) nas parcelas com a aplicação de 5 kg m⁻².

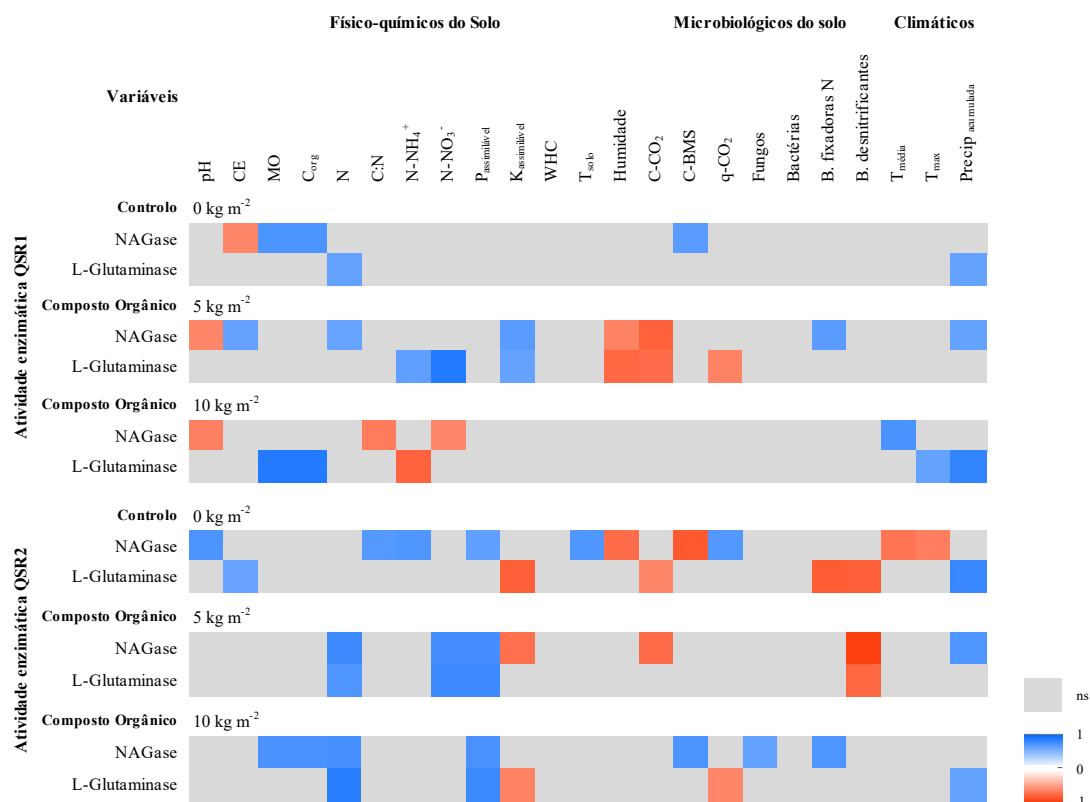


Figura 22 Representação das Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de N-acetil-β-D-glucosaminidase, NAGase e L-Glutaminase e as variáveis físico-químicas, microbiológicas do solo e climáticas nos ensaios da QSR (QSR1 e QSR2), considerando os diferentes tratamentos de composto orgânico (0, 5 e 10 kg m⁻²); as cores representam o valor de significância R de Spearman entre as 2 variáveis (vermelho, negativo; azul, positivo; cinzento não significativo, ns). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; WHC, Capacidade de retenção de água.

Kader [203] estudaram a aplicação de diferentes produtos orgânicos de composto, estrume bovino e adubo verde (*green manure*) no cultivo de arroz, que foram identificados como melhores fontes de N, em comparação com o controlo e com os resíduos de palha de arroz. Estes tratamentos apresentaram os maiores valores de atividade enzimática do solo de L-glutaminase, com correlações significativas ($p < 0,01$) com os teores de N e C_{org} do solo. As correlações significativas positivas com o N e formas de N-NH₄⁺ do solo, sugerem que uma parte desse teor de N pode estar em formas de amida ou amina, que são facilmente hidrolisadas por L-glutaminase, destacando-se o seu papel fundamental na mineralização de N no solo [115,208].

Por sua vez, observou-se também correlações positivas entre a L-glutaminase e N-NO₃⁻, que poderá ser justificada pela oxidação dos produtos da atividade enzimática (NH₄⁺), pelos grupos de bactérias responsáveis pelas transformações de nitrificação (*Nitrosomonas* spp. e *Nitrobacter* spp) [209]. Sorrenti [210] estudaram a expressão genética de *Nitrosomonas* spp. e *Nitrobacter* spp. em solos arenosos com tratamentos de composto, biochar e combinação de composto e biochar, e observaram que o composto e a combinação de composto com biochar tiveram impacto nessas comunidades bacterianas com maior abundância relativa. Para melhor

compreensão dos resultados obtidos, teriam de ser realizadas análises suplementares da expressão de genes como foi feito no estudo mencionado, ou contagem de bactérias nitrificantes, e posterior avaliação de correlações, para poder esclarecer essa hipótese, uma vez que os microrganismos são a maior fonte de enzimas do solo [211]. De realçar que também se observou uma correlação positiva significativa entre os parâmetros do solo N-NH_4^+ e N-NO_3^- (de $r=0,800^{**}$, QSR1, 5 kg m^{-2} C1, correspondente a uma dessas correlações positivas, Tabela 4.1, Anexo 4), que podem sugerir essa ligação com os processos de nitrificação no solo [212]. Por sua vez, o valor de pH dessas parcelas variou de 7,11 a 7,83, que está numa gama que favorece as taxas de nitrificação no solo ($\text{pH} > 6$) [213].

A variabilidade da atividade enzimática depende fortemente dos substratos adicionados ao solo [203] e, conseqüentemente, do seu efeito na atividade microbiológica [203,207], como notado neste trabalho. Correlações negativas significativas em QSR1 foram observadas entre L-glutaminase e C-CO_2 ($r=-0,713^{**}$) e q-CO_2 ($r=-0,601^*$) nas parcelas com incorporação de 5 kg m^{-2} . Em QSR2, obtiveram-se correlações negativas com as bactérias desnitrificantes ($r=-0,734^{**}$) nas parcelas com 5 kg m^{-2} e com q-CO_2 ($r=-0,586^*$) nas parcelas com 10 kg m^{-2} (Tabela 3.7, Anexo3). A correlação negativa entre L-glutaminase e C-CO_2 pode ser explicada pelo efeito *priming* inicial de C-CO_2 , com a aplicação dos tratamentos de CO, derivado da disponibilidade de maiores quantidades de compostos facilmente degradáveis, como discutido anteriormente. A presença dessas fontes de carbono pode ter causado uma repressão catabólica inicial, que vai sendo aliviada à medida que são degradados, e permitindo a síntese de enzimas [212]. Por sua vez, um aumento de C-CO_2 induziu um q-CO_2 elevado (como notado nas correlações de Spearman entre variáveis microbiológicas, q-CO_2 é correlacionado positivamente com C-CO_2 nos dois ensaios, $r=0,855^{**}$ em QSR1, e $r=0,798^{**}$ em QSR2, Tabela 5.1 e 5.2, Anexo 5), justificando a correlação negativa observada entre L-glutaminase e C-CO_2 .

As correlações entre atividade enzimática de L-glutaminase no solo e as variáveis climáticas nas parcelas com tratamento de 10 kg m^{-2} de composto (Figura 22 e Tabela 3.7, Anexo3), demonstraram, em ambos os ensaios, correlações positivas com a precipitação acumulada ($r=0,800^{**}$ em QSR1 e $r=0,606^*$ em QSR2). Resultados semelhantes foram observados nas parcelas controlo ($r=0,605^*$, $r=0,777^{**}$). Para além disso, no ensaio QSR1 observou-se uma correlação positiva com a temperatura máxima ($r=0,606^*$) no tratamento de 10 kg m^{-2} , que variou entre 26,7 e 31,2°C nesse ensaio (ver Tabela 12.1 em Anexo 12). A temperatura é um fator que influencia a intensidade das reações bioquímicas, que aumenta à medida que a temperatura se eleva, desde que não ultrapasse o ponto de inativação térmica da enzima [214]. Por sua vez, as correlações positivas com a precipitação acumulada, podem ser justificadas pelos subsequentes padrões de disponibilidade de água no solo, uma vez que é fundamental com fase aquosa para os processos bioquímicos, nos processos de despolimerização de proteínas *in situ*, ao afetar a difusão de enzimas e substratos no solo [215].

Os resultados e análise ANOVA, teste de Tukey ($p < 0,05$) de atividade enzimática do solo de **N-acetil- β -D-glucosaminidase (NAGase; EC 3.2.1.30)** estão representados na Figura 23.

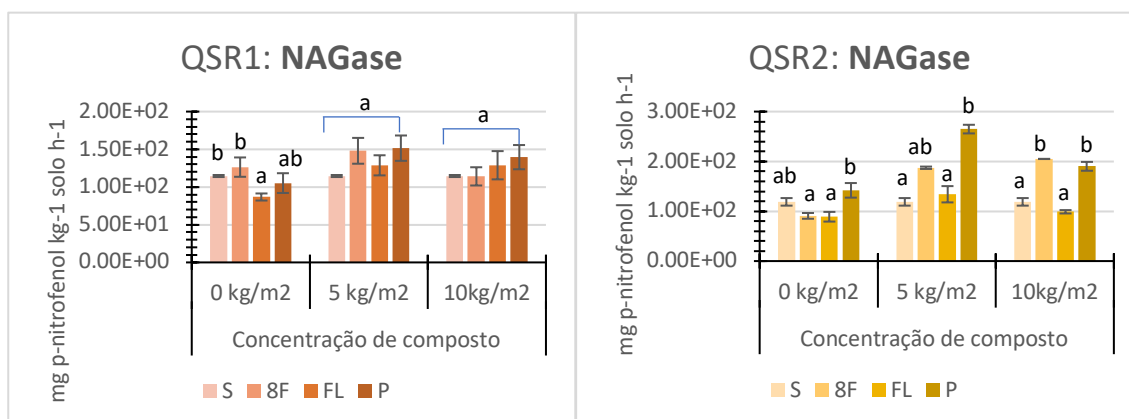


Figura 23 Atividade enzimática de N-acetil-glucosaminidase, NAGase do solo ao longo do desenvolvimento do milho, após aplicação de composto orgânico (S, semente; 8F, 8 folhas; FL, floração; P, 50-60 dias após polinização) dos ensaios da QSR, primeiro ensaio à esquerda (QSR1) e segundo ensaio à direita (QSR2). Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

No ensaio QSR1, nos solos com ambos os tratamentos de C1, não se verificou diferenças significativas ao longo do desenvolvimento do milho. Contudo, os valores de atividade enzimática são sempre superiores nas parcelas com o tratamento de 5 kg m⁻² desde a fase de 8F de desenvolvimento do milho ao resultado do controlo na mesma recolha, e a partir da fase de floração do milho (FL) no tratamento com 10 kg m⁻² (Tabela 4.1, Anexo 4). Na última recolha (P), verificou-se que a atividade enzimática NAGase do solo é de 151,49 mg p-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹ e de 139,57 mg p-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹ nas parcelas com 5 kg m⁻² e 10 kg m⁻² de C1, respetivamente, o que corresponde a um aumento de +44,03% e de +32,70% respetivamente, em comparação com o controlo.

No ensaio QSR2, ambas as proporções de C2 aumentaram significativamente a atividade de NAGase do solo, com picos nas fases de 8F e P do desenvolvimento do milho. Do mesmo modo, também se pode constatar que valores superiores de atividade enzimática nas parcelas com tratamento, quando comparado com o controlo da mesma recolha, desde a fase 8F até P (Tabelas 4.1 e 4.2, Anexo 4). Na última recolha (P), NAGase do solo é de 264,85 mg p-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹ e 190,15 mg p-nitrofenol kg⁻¹ solo h⁻¹ com aplicação de 5 kg m⁻² e 10 kg m⁻², o que corresponde a valores superiores ao controlo de +86,58% e de +33,95%.

O aumento da atividade enzimática de NAGase no solo observado, está em concordância com os resultados obtidos em outros estudos publicados com aplicação de produtos orgânicos como fontes de N [96,216–218]. Cardarelli [96] utilizaram diferentes produtos orgânicos com potencial fertilizante, num sistema de cultivo de alface, o que resultou em aumentos significativos de atividade enzimática. Os maiores aumentos de NAGase foram registados nos solos com tratamento à base de excrementos de insetos (57,61 µg p-nitrofenol /g h⁻¹), seguidos pelos tratamentos à base de vinhaça (30,85 µg p-nitrofenol /g h⁻¹), e à base de estrume de aves (47,81

$\mu\text{g p-nitrofenol /g h}^{-1}$), em comparação com $8,84 \mu\text{g p-nitrofenol /g h}$ do controlo. Os produtos de hidrólise de NAGase (aminoaçúcares de baixo peso molecular) constituem uma fonte essencial de N e C para os microrganismos do solo. Outros trabalhos mencionam a importância da atividade enzimática de NAGase na mineralização do N nos solos, evidenciadas pelas correlações positivas entre ambas variáveis [46,219,220].

A atividade enzimática é influenciada pelo tipo de produto aplicado no solo, pelas condições edáficas e climáticas, pelos sistemas de gestão do solo e pelo tipo de cultura [216]. Neste trabalho, os resultados das correlações de Spearman também demonstram as ligações entre a atividade enzimática NAGase e os fatores físico-químicos e microbiológicos do solo e variáveis climáticas, nas parcelas com os tratamentos de composto (Figura 22).

No ensaio QSR1, nas parcelas com C1, observaram-se correlações positivas significativas entre NAGase e N ($r = 0,599^*$) e K ($r = 0,649^*$) e correlações negativas com C:N ($r = -0,636^*$), N-NO_3^- ($r = -0,583^*$), humidade do solo ($r = -0,601^*$) e pH ($r = -0,585^*$, $r = -0,613^*$) (Tabela 3.7, Anexo 3). Uma razão C:N elevada indica menor decomposição da MO e menor disponibilidade de N para os microrganismos, resultando numa menor atividade enzimática [221], o que foi observado no início do ensaio com os dois tratamentos de C1 (Figura 12). Posteriormente, a disponibilidade de N aumentou com a decomposição de MO ($\downarrow\text{C:N}$), promovendo consequentemente a atividade enzimática, como observado neste trabalho. Apesar do aumento não ter sido significativo até à última recolha, os valores foram sempre superiores em comparação ao controlo (Figura 22 e Tabela 4.1, Anexo 4). Relativamente às correlações negativas com pH, estudos mencionam que existe uma correlação negativa entre NAGase e pH, sugerindo que a adição de produtos ricos em N, pode desencadear a acidificação do solo e, consequentemente, aumentar a atividade enzimática [216,222]. A aplicação de C1 também causou diminuição do pH no ensaio QSR1, de pH 7,83 na primeira recolha (S), para 7,15 e 7,47 nos tratamentos 5 e 10 kg m^{-2} (Figura 7).

No ensaio QSR2, nas parcelas com a aplicação de 5 kg m^{-2} de C2, verificaram-se correlações positivas entre NAGase e N ($r = 0,755^{**}$), N-NO_3^- ($r = 0,734^{**}$), e P ($r = 0,734^{**}$). Nas parcelas com 10 kg m^{-2} , observaram-se correlações positivas com MO ($r = 0,713^{**}$), C_{org} ($r = 0,713^{**}$), N ($r = 0,720^{**}$) e P ($r = 0,717^{**}$), o que sugere a influência dos tratamentos de composto na atividade enzimática, enquanto fontes de C, N e P. Um dos produtos da atividade enzimática, N-acetil-D-glucosamina, é posteriormente mineralizado em NH_4^+ , que por sua vez passa por nitrificação, sob condições aeróbias, podendo assim justificar-se as correlações positivas com N-NO_3^- [46].

No que diz respeito às correlações entre NAGase e fatores microbiológicos (Tabela 3.7, Anexo 3), no ensaio QSR1, detetaram-se correlações positivas entre NAGase e as bactérias fixadoras de N ($r = 0,643^*$) e correlações negativas com C- CO_2 ($r = -0,769^{**}$), nas parcelas com 5 kg m^{-2} de C1. No ensaio QSR2, verificaram-se correlações negativas entre NAGase e C- CO_2 ($r =$

-0,713**) e as bactérias desnitrificantes ($r = -0,928^{**}$), nas parcelas com 5 kg m^{-2} , enquanto nas parcelas com 10 kg m^{-2} houve correlações positivas com C-BMS ($r = 0,699^*$), número de fungos ($r = 0,613^*$) e bactérias fixadoras de N ($r = 0,692^*$).

As correlações positivas entre NAGase e os parâmetros microbiológicos sugerem que o tratamentos de composto orgânico no solo, estimularam quer o crescimento microbiológico (fungos e bactérias fixadoras de N), quer a atividade microbiológica (C-BMS), induzindo a atividade enzimática no solo, devido às maiores quantidades de C_{org} e ao teor de quitina derivado dos produtos aplicados [219].

Em relação às correlações entre NAGase e variáveis climáticas (Tabela 3.7, Anexo 3), observaram-se correlações negativas apenas nas parcelas controlo do ensaio QSR2 com a temperatura média ($r = -0,669^*$) e temperatura máxima ($r = -0,626^*$), o que pode sugerir que a adição do composto pode estar mitigando os efeitos adversos do aumento da temperatura na atividade enzimática das parcelas com tratamento, criando uma matriz do solo com condições edáficas mais estáveis para os microrganismos [37]. Por sua vez, em ambos os ensaios, observou-se uma correlação positiva com precipitação ($r = 0,605^*$, $r = 0,691^*$) nas parcelas com 5 kg m^{-2} . As correlações positivas com precipitação são indicativas de que o ambiente mais húmido foi benéfico para atividade enzimática de NAGase, podendo melhorar as condições para atividade microbiana e a disponibilidade de substratos [223].

4.1.5 Impactos na Biomassa seca e Produtividade do Milho

Nos dois ensaios realizados na QSR, a análise de ANOVA e teste de Tukey foram aplicados aos resultados obtidos para a massa total de massa do milho cultivado, massa de espiga, percentagens correspondentes de biomassa seca e produtividades em peso fresco (f_w) e peso seco (d_w) (Figura 24) e não revelam diferenças estatisticamente significativas ao considerar as diferentes concentrações de composto orgânico aplicadas ($p > 0,05$). Apesar de não se verificar diferenças estatísticas, a aplicação de 5 e 10 kg m^{-2} de composto aumentou a produtividade de massa total de milho (d_w), no primeiro ensaio $+13,66\%$ e $43,46\%$, e no segundo ensaio $+25,38\%$ e $+20,25\%$, assim como da produtividade (de espiga, d_w), no primeiro ensaio de $+76,42\%$ e de $+72,11\%$ e no segundo ensaio $+31,81\%$, $+187,53\%$, quando comparada com o controlo.

As mudanças físico-químicas e biológicas na matriz do solo, provavelmente influenciaram estes aumentos na produtividade do milho. Estudos publicados demonstram que a aplicação de corretivos orgânicos aumenta significativamente a produtividade de milho, atribuindo esse efeito aos benefícios dos produtos, nas propriedades microbiológicas e bioquímicas do solo [36], através do aumento de fertilidade e do conteúdo de matéria orgânica e macronutrientes no solo, que proporcionam um fornecimento equilibrado de nutrientes, durante o crescimento e fases de desenvolvimento das plantas [151,157,224,225].

Correlações de Spearman significativas foram detetadas nos dados da última recolha (P) entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos do solo e os parâmetros de massa e produtividade da espiga no segundo ensaio QSR2 (Tabela 6.2, Anexo 6), observando-se correlações positivas entre estes parâmetros e as variáveis físico-químicas do solo como o pH (massa de espiga *fw* e *dw* com $r=0,686^*$ e $r=0,720^*$, e produtividade de espiga *fw* e *dw* com $r=0,686^*$ e $r=0,720^*$), a CE (massa de espiga *fw* e *dw*, $r=0,736^*$, $r=0,753^*$, e produtividade de espiga *fw* e *dw* $r=0,736^*$, $r=0,753^*$), o N (massa e produtividade de espiga *dw*, $r=0,717^*$), o P assimilável (massa e produtividade de espiga *dw*, $r=0,685^*$), o K assimilável (massa e produtividade de espiga *dw*, $r=0,685^*$), o N-NH_4^+ (massa e produtividade de espiga *dw*, $r=0,685^*$), e microbiológicas como C-BMS (massa e produtividade de espiga *dw*, $r=0,703^*$). As correlações positivas observadas evidenciam a importância desses fatores do solo (físico-químicos e microbiológicos), que potenciam a disponibilidade de nutrientes e beneficiam o desenvolvimento do milho. Contudo, apenas refletem as ligações entre as variáveis na última recolha com os dados de produtividade.

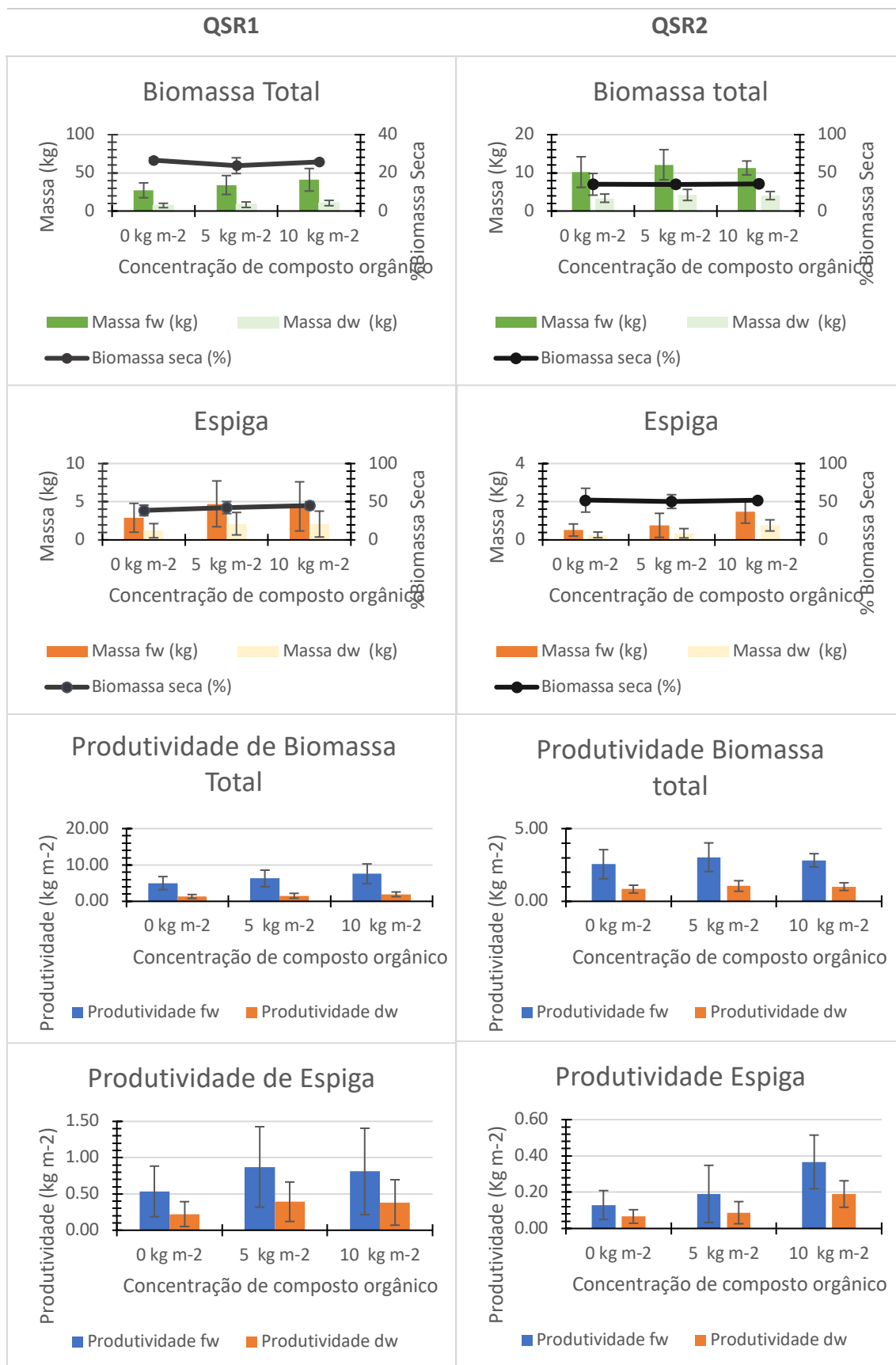


Figura 24 Representação gráfica dos dados de massa de Biomassa total do milho, massa de espiga e respectivas produtividades obtidos nos ensaios QSR1, à esquerda e QSR2, à direita, considerando os tratamentos realizados, 0 controlo, 5 kg m⁻² e 10 kg m⁻² de composto orgânico. Sem diferenças estatísticas, de acordo com ANOVA e teste de Tukey ($p > 0,05$), obtido por IBM SPSS V.27.

Por outro lado, tem de se considerar que houve aplicação de produtos de compostagem diferentes (Tabela 2). As correlações de Spearman relacionando os parâmetros físico-químicos do composto orgânico utilizado com os dados de massa e produtividade do milho obtidos (Tabela 7), evidenciam que o pH dos compostos aplicados apresenta uma correlação positiva e a CE do composto uma correlação negativa com os resultados de massa e produtividade de biomassa total do milho (*fw* e *dw*), e de massa de espiga (*dw* e *fw*) e produtividade de espiga (*fw*), com exceção da % biomassa seca da biomassa total, em que se vê uma correlação positiva com CE do composto. Estes dados demonstram a importância da qualidade do composto aplicado nos ensaios, considerando o seu impacto nas propriedades do solo, enquanto fonte de nutrientes. Neste caso, os parâmetros de pH e CE do composto foram determinantes para aumentar o crescimento e a produtividade do milho.

Tabela 7 Correlação de Spearman entre parâmetros físico-químicos do composto orgânico aplicado e resultados obtidos de Biomassa Total de Milho e Espiga nos dois ensaios da QSR.

Variáveis		Parâmetros do Composto orgânico				
		pH	CE	MO	N	C
Biomassa Total	Massa <i>dw</i>	0,502*	-0,654**	-0,09	-0,13	-0,09
	Massa <i>fw</i>	0,574*	-0,726**	-0,10	-0,13	-0,10
	% Biomassa seca	-0,26	0,692**	0,44	0,41	0,44
	Produtividade <i>dw</i>	0,472*	-0,498*	0,05	-0,02	0,05
	Produtividade <i>fw</i>	0,574*	-0,688**	-0,05	-0,09	-0,05
Espiga	Massa <i>dw</i>	0,536*	-0,498*	0,06	0,04	0,06
	Massa <i>fw</i>	0,494*	-0,544*	-0,04	-0,06	-0,04
	% Biomassa seca	0,00	0,43	0,41	0,37	0,41
	Produtividade <i>dw</i>	0,47	-0,38	0,12	0,07	0,12
	Produtividade <i>fw</i>	0,494*	-0,494*	0,02	-0,01	0,02

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (r) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de $p > 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica, MO, Matéria orgânica.

4.1.6 Análise de componentes principais (PCA)

Na análise dos componentes principais (PCA) do ensaio QSR1 (Figura 25), no gráfico os dois eixos explicam 46,1% da variação observada, com dimensões principais, Dim1 e Dim2 de 24% e 22,1% da variância nos dados, é clara a separação dos valores obtidos no tratamento de 10 kg m⁻² de C1 (azul), cujas variáveis estão agrupadas na parte esquerda do gráfico, associadas às propriedades microbiológicas de C-CO₂ e q-CO₂, e físico-químicas de K e P, indicativo que neste tratamento atingem os maiores valores. Por sua vez, é evidente a sobreposição entre os parâmetros das parcelas do controlo (vermelho) e tratamento com 5 kg m⁻² (verde), principalmente associadas com as variáveis como CE, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻. Estas observações sugerem que a adição

de 10 kg m^{-2} de C1 tem um maior impacto nas propriedades do solo em comparação com o tratamento de 5 kg m^{-2} e controlo.

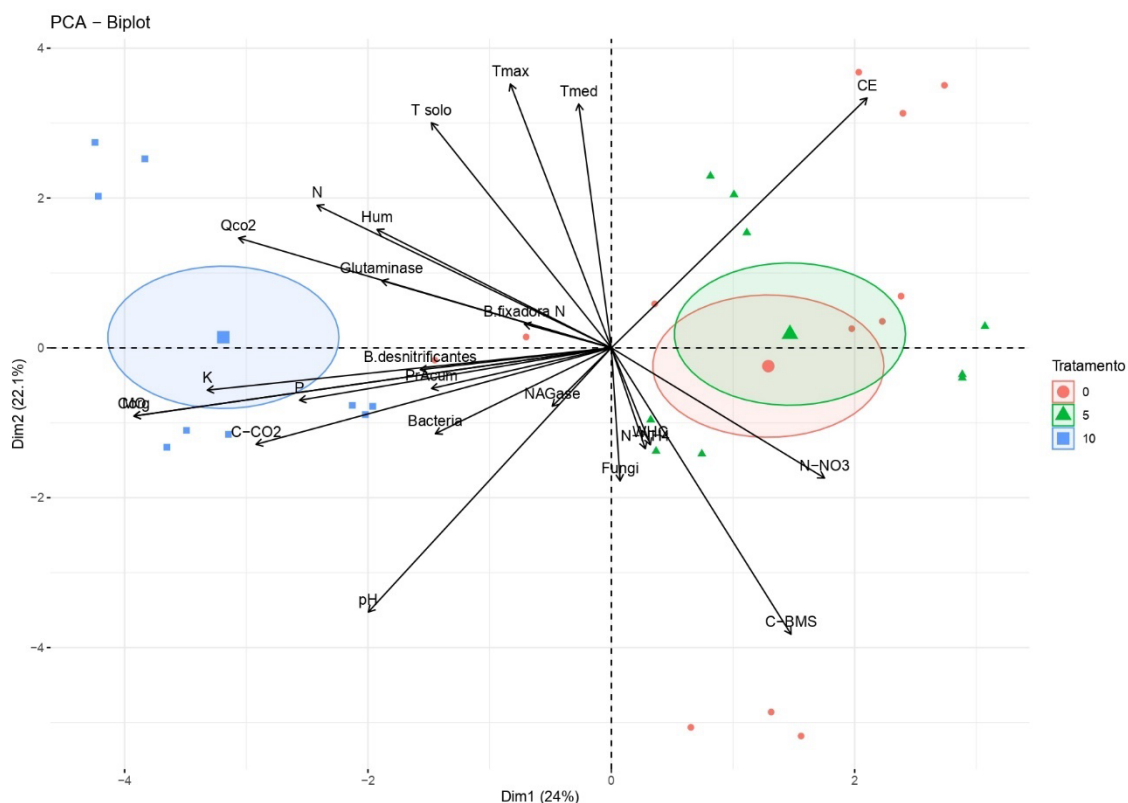


Figura 25 Análise de componentes principais (PCA) dos diferentes tratamentos e propriedades físico-químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo do ensaio QSR1, considerando os diferentes tratamento: 0, parcela controlo, a vermelho; 5 kg m^{-2} de composto orgânico, a verde; 10 kg m^{-2} de composto orgânico, a azul.

Na análise de PCA do ensaio QSR2 (Figura 26), os dois eixos principais explicam 53,2% da variação observada, com a Dim1 e Dim2 a explicar em 31,2% e de 22% da variância nos dados, é evidente a distinção dos tratamentos de 10 kg m^{-2} (azul) e 5 kg m^{-2} (verde) de C2, em relação ao controlo (vermelho). Os efeitos avaliados do tratamento de 10 kg m^{-2} estão agrupados na parte superior direita do gráfico, com os valores mais representativos associados às variáveis microbiológicas de número de fungos e bactérias, C-BMS, atividade enzimática de L-glutaminase. Por sua vez, as parcelas tratadas com 5 kg m^{-2} de C2 estão agrupadas na parte central esquerda do gráfico, associadas principalmente com variáveis enzimáticas de NAGase, microbiológicas de bactérias fixadoras de N, P, N e ao pH. Por sua vez, as propriedades com maior representatividade no controlo estão agrupadas na parte inferior esquerda do gráfico, associadas com variáveis como bactérias desnitrificantes, q-CO₂ e temperatura do solo. Estas observações sugerem que a adição de 5 kg m^{-2} e 10 kg m^{-2} de C2 têm impactos distintos, mas ambos são claramente diferentes do controlo.

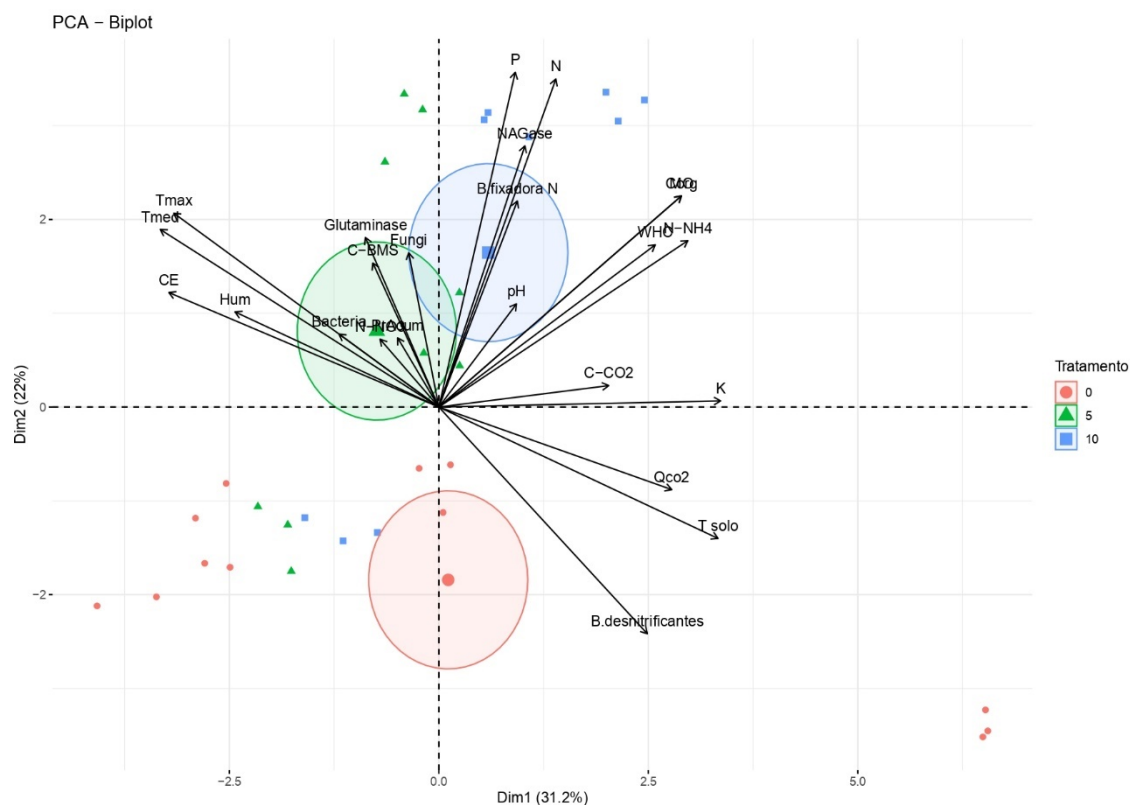


Figura 26 Análise de componentes principais (PCA) dos diferentes tratamentos e propriedades físico-químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo do ensaio QSR2, considerando os diferentes tratamentos: 0, parcela controlo, a vermelho; 5 kg m⁻² de composto orgânico, a verde; 10 kg m⁻² de composto orgânico, a azul.

4.2 Ensaio Parque Natural (PN)

4.2.1 Composto orgânico e lamas

O composto aplicado no ensaio do Parque Natural (PN), C3, apresenta um pH de 7,53, CE de -16,33 mV, MO de 34,38% e uma relação C:N de 13,66 (Tabela 8). Os valores apresentados do C3 confirmam a sua maturidade e estabilidade do composto, de acordo com os valores estabelecidos na Legislação Portuguesa [116], com valores próximos da neutralidade [117] e C:N no intervalo entre 10 e 20 [119].

Tabela 8 Resultados de composição físico-química do composto orgânico aplicado ensaio do PN (média ± desvio-padrão, n=3)

	pH	CE (mV)	%MO	%N	%C _{org}	C:N
C3	7,53±0,09	-16,33±5,03	34,83±1,94	1,24±0,03	16,87±1,75	13,66±1,45

CE, Condutividade elétrica, MO, Matéria orgânica, N, Azoto, C_{org}, Carbono orgânico, C:N, relação carbono e azoto

Por sua vez, as lamas desidratadas (propriedades físico-químicas na Tabela 1.1, Anexo 1), apresenta um pH de 6,7, com conteúdo de 74,1% de MO e teores de <0,5 ppm N-NO₃⁻, 6000 ppm N-NH₄⁺, 29.000 ppm P e 10.000 ppm K. A aplicação de lamas é regulamentada pelas diretivas da FAO (Food and Agriculture Organization) [73] e Europeia 86/278/EEC [74], que estabelecem limites máximos para elementos tóxicos no solo, que incluem Cd, Ni, Zn, Hg, Cu e Pb, em solos

para uso agrícola. Os teores foram avaliados conforme o Anexo 1, e são inferiores aos limites estabelecidos pelas normas europeias. O tratamento de desidratação das lamas providencia a estabilização do produto, prevenindo a acumulação de compostos químicos nocivos, reduzindo a quantidade de matéria orgânica volátil e limitando a ocorrência de microrganismos patogénicos [75].

Neste ensaio pretendeu-se estudar os efeitos da aplicação de composto e lamas na recuperação de solos devastados pelos incêndios de 2016, e sua ação nas propriedades físico-químicas e biológicas do solo, e nos índices de vegetação. Ambos os produtos, apresentam um potencial corretivo devido ao seu teor de matéria orgânica, fundamental para a reestruturação da matriz do solo e consequente melhoramento dos solos degradados [54,226].

4.2.2 Impactos nos parâmetros físico-químicos do solo

Os solos do PN apresentavam as propriedades físico-químicas representadas na Tabela 9, na primeira recolha, que é considerado o dia 0, que foi o dia da preparação do ensaio e aplicação dos produtos de C3 e lamas. As parcelas apresentavam um pH ácido de 4,6, CE de 149,33 mV, elevado teor de MO com 17,78% e uma relação de C:N de 27,71. Observou-se também que tinham uma capacidade de retenção de água do solo (WHC) de 133,52%, e teores de 2 ppm N-NH_4^+ , 17,5 ppm N-NO_3^- , e P e K assimilável de 92 e 38 ppm respetivamente.

Tabela 9 Propriedades físico-químicas dos solos do PN no dia 0/ montagem do ensaio (média $\pm$ desvio-padrão, n=3)

Propriedades	Ensaio PN/Dia 0
pH	4,60 $\pm$ 0,26
CE (mV)	149,33 $\pm$ 16,62
%MO	17,78 $\pm$ 0,32
%N	0,31 $\pm$ 0,00
%C _{org}	8,59 $\pm$ 0,51
%WHC	133,52 $\pm$ 3,82
N-NH ₄ ⁺ (ppm)	2,00
N-NO ₃ ⁻ (ppm)	17,50
P assimilável (ppm)	92,00
K assimilável (ppm)	38,00

CE, Condutividade elétrica, MO, Matéria orgânica, N, Azoto, C_{org}, Carbono orgânico, WHC, Capacidade de retenção de água, N-NH₄⁺, Azoto amoniacal, N-NO₃⁻, Nitratos, P assimilável, Fósforo assimilável, K assimilável, Potássio assimilável

A análise estatística ANOVA e teste de Tukey foram aplicados aos resultados obtidos dos parâmetros físico-químicos do solo, para ver se existiam diferenças significativas entre cada tratamento (controlo, 5 kg m⁻² e 10 kg m⁻² de C3 e 0,8 kg m⁻² de lamas desidratadas) durante o período de monitorização. Os resultados desta avaliação são apresentados nas Figuras 27 a 33.

Relativamente aos resultados de pH (Figura 27), observou-se que o maior valor de pH foi observado na aplicação de 10 kg m⁻² de C3, de 5,71 aos 84 dias após adição dos produtos. Em geral, os valores de pH mantiveram-se dentro da faixa ácida, contudo observou-se uma tendência

progressiva para a neutralidade, especialmente com as duas proporções de C3. O valor máximo de pH de 5,19 na parcela com lamas foi observado aos 115 dias, e no controlo, o pH variou entre 4,60 e 5,50.

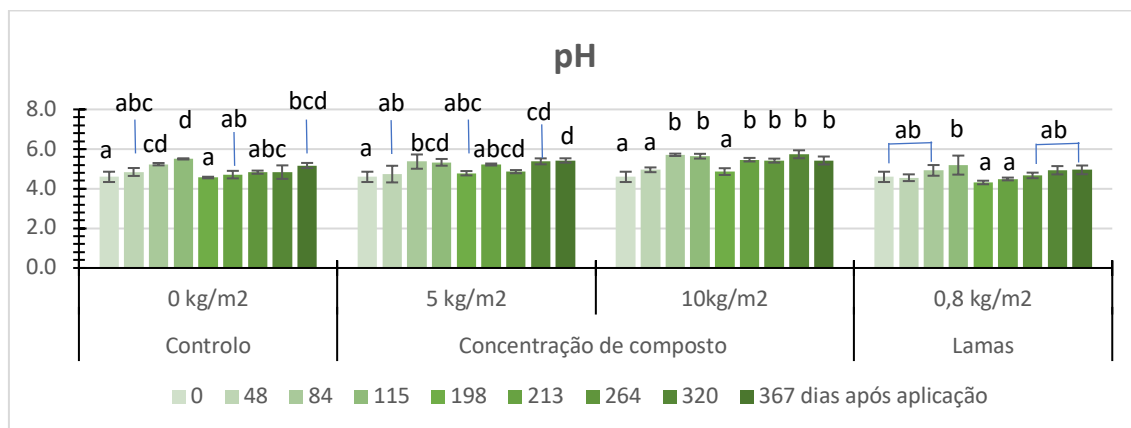


Figura 27 pH do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Na última recolha, o valor de pH foi maior nas parcelas com 5 e 10 kg m⁻² de C3 > controlo > lamas, indicando aumentos de +17,98, +12,57 e + 7,68 %, respetivamente, desde a primeira recolha (apenas observando-se diferenças significativas nas parcelas controlo e C3).

As correlações entre pH e as variáveis físico-químicas do solo (Tabela 7.1, Anexo 7) demonstram relações significativas entre os tratamentos, o que pode indicar a influência da disponibilidade de nutrientes no impacto do pH do solo [129]. Em ambos os tratamentos de C3 (5 e 10 kg m⁻²), observaram-se correlações positivas com P assimilável ($r = 0,428^*$, $r = 0,547^{**}$), e N-NH₄⁺ ($r = 0,650^{**}$, $r = 0,657^{**}$). Na parcela com 5 kg m⁻², também se verificou correlação positiva entre pH e N ($r = 0,439^*$), e a consequente correlação negativa com C:N ($r = -0,385^*$). Na parcela com 10 kg m⁻², obtiveram-se correlações positivas com C_{org} ($r = 0,572^{**}$) e K assimilável ($r = 0,741^{**}$).

Por sua vez, na parcela com aplicação de lamas, observaram-se correlações positivas muito fortes com N ($r = 0,612^{**}$) e N-NH₄⁺ ($r = 0,708^{**}$), e negativamente entre pH e a relação C:N ($r = -0,451^*$). O poder acidificante deste produto depende da concentração aplicada, devido à matéria orgânica com conteúdo elevado de sais como sódio e cálcio, não avaliados neste trabalho [227]. Contudo, a proporção de 0,8 kg m⁻² de lamas não teve efeitos significativos no pH do solo ao longo do tempo de monitorização (Figura 27).

Na parcela controlo, observou-se a influência da variável de precipitação acumulada no pH ($r = 0,500^{**}$) (Tabela 7.1, Anexo 7), e correlações positivas com outros fatores do solo, nomeadamente N ($r = 0,501^{**}$), C_{org} ($r = 0,445^*$), WHC ($r = 0,540^{**}$) e N-NH₄⁺ ($r = 0,645^{**}$), que evidenciam os efeitos dos fatores climáticos e do solo, e também derivados dos diferentes tipos de vegetação, no pH do solo ao longo do tempo [129].

Em concordância com outros estudos [71,72,228], a aplicação dos produtos afetou os níveis de pH do solo podendo alterar as propriedades gerais do solo [229]. Por exemplo, Fernandez [228] verificaram que o pH do solo atingiu 6,4 e 5,8, ao fim de um ano, após a aplicação de composto à base de lamas e lamas desidratadas respetivamente, em solos sob condições semiáridas. Ao fim de três anos, observaram que o pH em ambos os tratamentos foi de 6,5 e 6,2, respetivamente, em comparação com o controlo, que apresentou um pH de 5,7. Esse aumento foi atribuído ao incremento do conteúdo de MO, N e P devido aos reforços anuais dos tratamentos.

Relativamente aos dados de **condutividade elétrica (CE)** do solo (Figura 28), verificou-se em todas as parcelas uma diminuição significativa até a última recolha. Os produtos que demonstraram maior redução de CE foram os de composto, observando-se na última recolha, uma diminuição significativa de -27,90%, -20,53%, -18,53%, -11,16%, respetivamente, ao longo da série, 5 kg m⁻² de C3 > 10 kg m⁻² de C3 > controlo > lamas. Um aumento no valor de CE foi observado aos 198 dias em todas as parcelas, mas apenas na parcela com lamas o valor foi superior ao controlo (Tabela 9.1, Anexo 9). Apesar de não se ter observado correlações com as variáveis climáticas e de vegetação (Tabela 8.1, Anexo 8), o aumento de CE, observado numa recolha realizada na primavera, pode ser devido ao aumento da temperatura nessa altura e consequentes processos de evaporação, bem como às maiores necessidades hídricas da vegetação, que podem resultar numa maior concentração de sais no solo [230].

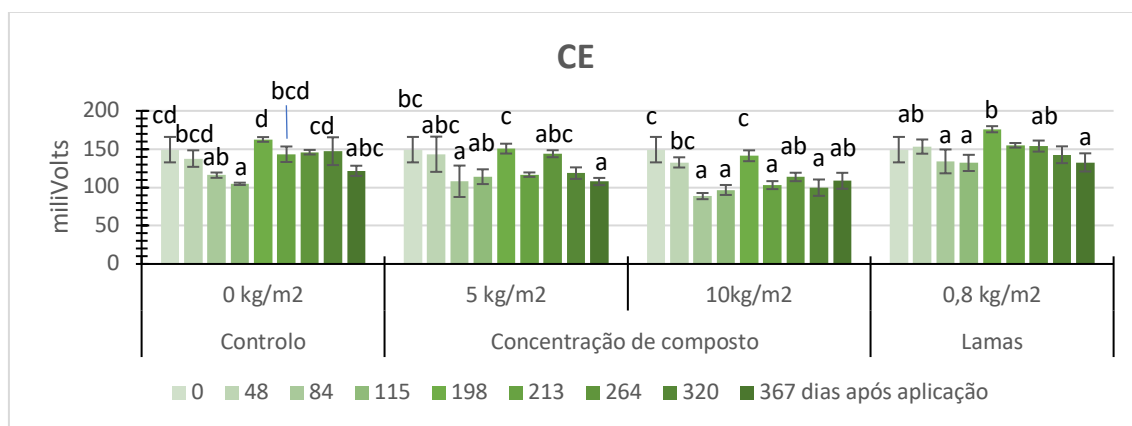


Figura 28 CE do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Em geral, a parcela com lamas, apresentou os valores mais elevados de CE, variando entre 132 a 176 mV, sempre superiores ao controlo da mesma recolha, à exceção da recolha aos 320 dias (Tabela 9.1, Anexo 9). O aumento de CE do solo, com adição de lamas, tem sido reportado noutros estudos, sendo atribuído ao elevado teor de sais presentes no produto, como N-NO₃⁻, P assimilável e metais pesados [227,231,232]. Nas correlações de Spearman entre

parâmetros físico-químicos (Tabela 7.1, Anexo 7), observaram-se associações significativas entre CE e as variáveis físico-químicas sob este tratamento, com N ($r = -0,582^{**}$) e $N-NH_4^+$ ($r = -0,638^{**}$), indicando que a diminuição destes elementos no solo está associada a um aumento na CE. Assim, o aumento da salinidade provavelmente poderá estar relacionado com outros sais, que não foram avaliados neste trabalho. Por exemplo, Boudjabi [227], também observaram o aumento de CE com aplicação de lamas desidratadas como cobertura ou mistura no solo, assim como correlações significativas fortes entre CE e outros elementos do solo como Na^+ , indicando que existe uma boa dissolução e uma maior acumulação dos sais minerais na prática de cobertura, em comparação à prática de incorporação.

Na primeira recolha (dia 0), verificou-se que os solos do PN apresentavam **uma matéria orgânica do solo (%MO)** de 17,78% (Tabela 9). A aplicação dos produtos em estudo demonstra uma variabilidade no teor de MO ao longo do ano de monitorização, inclusive na parcela controlo (Figura 29). Assim, os valores mais elevados de MO foram observados nas parcelas com 5 kg m⁻² de C3, aos 264 dias (21,86%) > 10 kg m⁻² de C3, aos 213 dias (21,12%) > lamas aos 320 dias (20,69%). Estes valores representam aumentos significativos de MO de +22,94%, +18,75% e de +16,32% respetivamente, em comparação à recolha inicial.

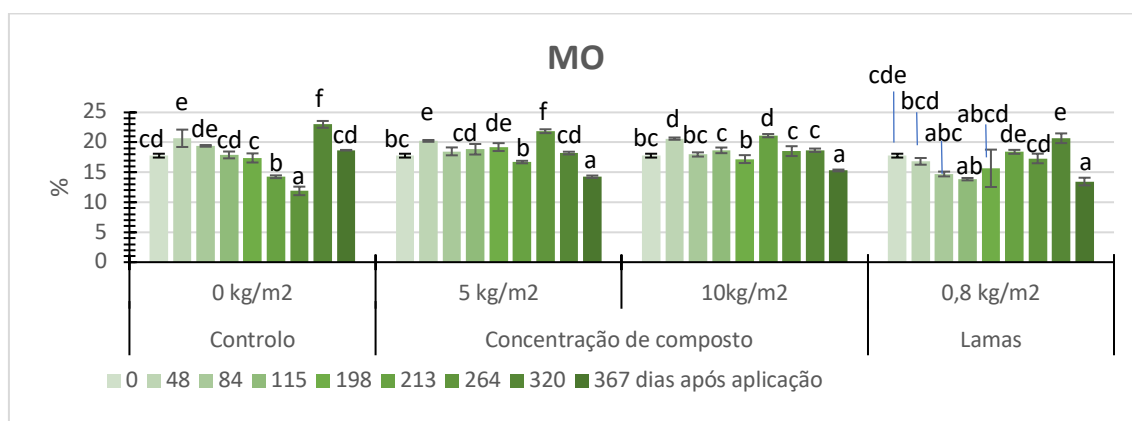


Figura 29 MO do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

A variação de MO na parcela controlo, observada ao longo do ano de monitorização, provavelmente resulta da vegetação existente, da biomassa de raízes e dos exsudados orgânicos [22,138]. Também foi identificada uma correlação significativa com a precipitação acumulada ($r = 0,505^{**}$) nessa mesma parcela (Tabela 8.1, Anexo 8), reforçando o papel fundamental da precipitação na promoção da utilização de nutrientes e no crescimento vegetal, que tiveram impacto nos teores de MO da parcela [22,138,233]. A análise de correlações de Spearman entre %MO e propriedades físico-químicas do solo (Tabela 7.1, Anexo 7) demonstrou que nas parcelas com os tratamentos de C3 e lamas, existem ligações significativas entre MO e C_{org} ($r = 0,788^{**}$,

$r = 0,649^{**}$ e $r = 0,902^{**}$), e consequentemente também com C:N ($r = 0,603^{**}$, $r = 0,478^*$ e $r = 0,797^{**}$). Na parcela com o tratamento de 10 kg m^{-2} de C3, se verificou a correlação significativa com K assimilável ($r = 0,654^{**}$). Estes dados demonstram que os produtos aplicados têm efeito no aumento do teor MO do solo, evidenciando as ligações positivas no teor de carbono orgânico e nutrientes como K [228]. Os resultados reforçam o impacto positivo dos produtos ricos em matéria orgânica nos teores de MO do solo à superfície.

Assim, nos valores de **carbono orgânico (%C_{org})** do solo, o aumento segue a mesma tendência observada com os dados de MO, ou seja, com os valores mais elevados de C_{org} equivalentes aos picos observados (Figura 30). O maior aumento de C_{org} ocorreu na parcela controlo (+57,36%) > 5 kg m^{-2} de C3 (+46,82%) > 10 kg m^{-2} de C3 (+42,93%) > lamas (+36,95%). Na última recolha, realizada 367 dias após aplicação dos produtos, o teor de C_{org} em todas as parcelas com produtos não apresentou diferenças significativas em relação à primeira recolha. O aumento desde a primeira recolha é observado apenas na parcela controlo (+26,02%). Ros [21], aplicaram produtos orgânicos de composto à base de resíduos urbanos e mistura de resíduos orgânicos com palha de cevada, resultando em aumentos nos teores de C_{org} logo no início, seguidos por uma diminuição nos primeiros nove meses, devido à mineralização dos compostos facilmente degradáveis dos produtos adicionados. Após nove meses, os níveis de C_{org} permaneceram constantes, mas sempre superiores ao conteúdo de C_{org} no controlo. Esse resultado poderá ser atribuído à presença de cobertura vegetal desenvolvida após as aplicações, com aportes orgânicos provenientes de exsudados radiculares e restos de plantas, que compensam as perdas de carbono por mineralização.

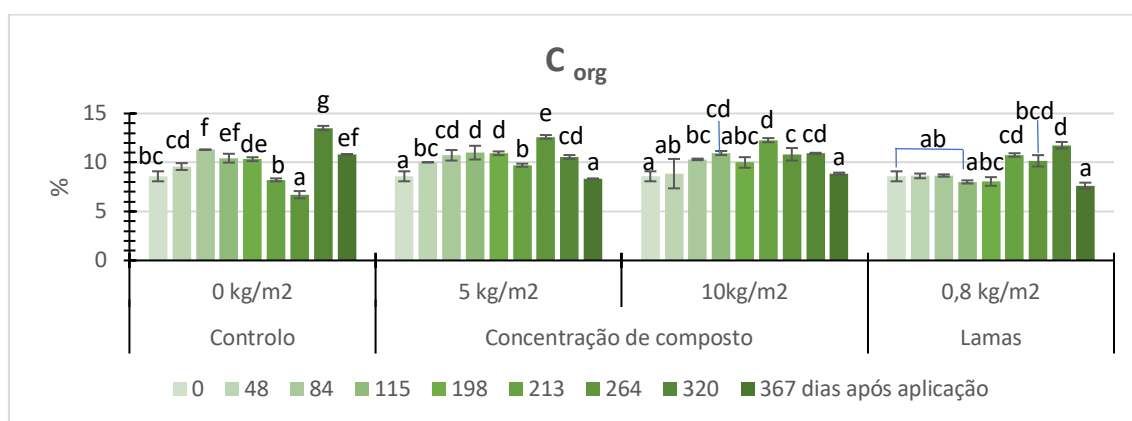


Figura 30 Carbono orgânico (C_{org}) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

O aumento do conteúdo de C_{org} no solo com a aplicação dos produtos orgânicos, é frequentemente reportado na literatura, quer com utilização de composto [234–236], quer com lamas [8,72,206,237]. Produtos como o composto geralmente contribuem com maior stock de

carbono nos solos, também observado no estudo de Jinling [236], com os diferentes produtos aplicados, como cama de aves, composto feito com resíduos de jardinagem e cama de aves e composto à base de biossólidos. Os autores evidenciam que os produtos de compostagem originam compostos de carbono mais estáveis, que formam agregados no solo por complexação organo-mineral com colóides de argila. Estes agregados podem ser armazenados no solo por longos períodos, protegendo o C_{org} da decomposição microbiana. Por outro lado, também a aplicação de lamas pode aumentar a estabilidade de agregados no solo, considerando a sua composição lipídica de gorduras, óleos, ceras, e polissacarídeos solúveis em água, como verificado por Lindsay [237]. Nesse estudo, verificaram igualmente um aumento linear dos teores de C_{org} após aplicação de 300 Mg h^{-1} (equivalente a 30 kg m^{-2}). Quatro anos após a aplicação inicial, os efeitos persistiram, observando-se um aumento de C_{org} três vezes superior, em comparação ao controlo.

A variabilidade nos teores de C_{org} observada em todas as parcelas ao longo do ano de monitorização, pode estar relacionada com as dinâmicas de carbono provenientes da vegetação existente e da atividade microbiana [21,234,237,238]. A contribuição dos produtos aplicados para o aumento de C_{org} , é evidente quando comparada com o controlo. Além disso, o aumento de outros elementos que enriquecem a vegetação, também contribui parcialmente para o aumento desses teores no solo [206], também observado neste trabalho com as correlações de Spearman positivas significativas (Tabela 7.1, Anexo 7) entre C_{org} e P assimilável ($r= 0,385^*$ e $r= 0,776^{**}$) e K assimilável ($r= 0,855^{**}$) nos tratamentos com C3.

Nourbaksh [206], mostraram que a aplicação de produtos orgânicos à base de estrume bovino e lamas ricas em carbono e azoto, resultou em elevados teores de C_{org} e N total no solo. O aumento da intensidade de cultivo, devido à assimilação de carbono e azoto dos produtos aplicados, pode fornecer quantidades maiores de resíduos vegetais ao solo, e promover a libertação de exsudados na rizosfera.

Relativamente aos resultados do **azoto total do solo (%N)** (Figura 31), na segunda recolha (após 48 dias de cobertura), verificou-se que a parcela com o tratamento de 5 kg m^{-2} de C3, apresentou um aumento progressivo dos teores de N, com os valores mais elevados obtidos nos 320 e 367 dias após aplicação, representando aumentos significativos de +68,85% e de +59,20%, respetivamente. O tratamento com 10 kg m^{-2} de C3 apresentou o maior valor no dia 264 (+47,74%) do ensaio. Na aplicação das lamas observou-se um efeito mais imediato nos teores de N, com um aumento significativo de +69,86%, na segunda recolha, que se manteve constante até aos 115 dias, ocorrendo oscilações, nos valores de N, com aumento posterior até atingir +74,88% na última recolha.

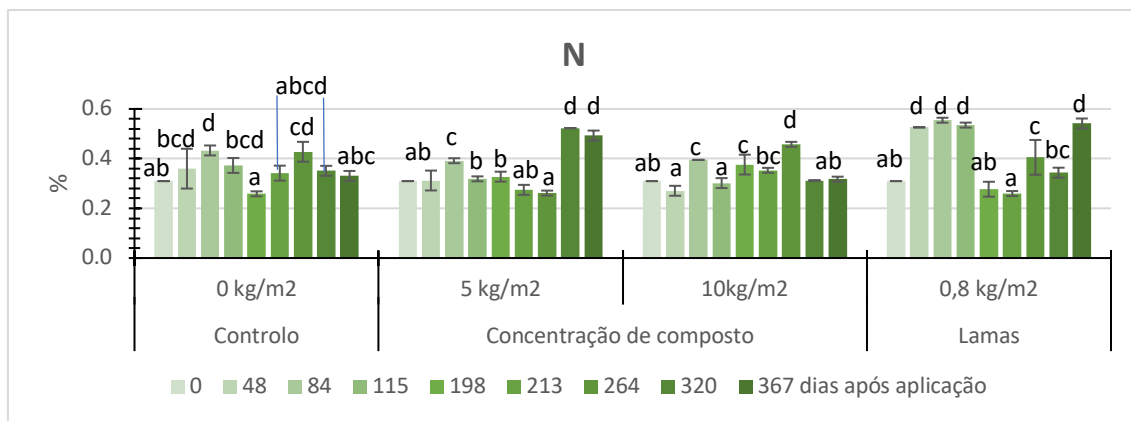


Figura 31 Azoto (N) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Os teores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- (Tabela 10), também demonstram as diferenças entre tratamentos, evidenciando o aumento dos níveis de N-NO_3^- e de N-NH_4^+ a partir da segunda recolha (48 dias), principalmente com a cobertura de lamas. Um maior aporte de nutrientes, como o N e formas inorgânicas de N, pode ocorrer derivado dos produtos orgânicos aplicados. Por sua vez, a intensidade da vegetação, de resíduos e de exsudados orgânicos para a rizosfera, também podem contribuir parcialmente para o aumento desses conteúdos no solo, resultando numa melhoria de MO do solo [206]. Esse contributo parcial da vegetação pode ser a justificação para a variabilidade nos teores de N e formas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , verificados ao longo do ano de monitorização na parcela controlo, também notado com os resultados de correlações positivas significativas entre índice de vegetação, com NDVI e N-NH_4^+ de $r = 0,484^*$ e com N-NO_3^- de $r = 0,198$ (Tabela 11.1, Anexo 11).

Tabela 10 Macronutrientes N-NH_4^+ e N-NO_3^- do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.

Dias após aplicação	N-NH_4^+ (ppm)				N-NO_3^- (ppm)			
	Tratamentos				Tratamentos			
	Controlo	Composto		Lamas	Controlo	Composto		Lamas
	0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²	0,8 kg/m ²	0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²	0,8 kg/m ²
0	2	2	2	2	17,5	17,5	17,5	17,5
48	2	2	4,5	3,2	19	43	32,5	50
84	4,9	5,3	7,5	5,6	60	115	75	55
115	4,9	5,5	6,4	5,8	95	150	140	165
198	4,6	2,2	3,6	2	90	165	175	185
213	2	2	2	2	25	50	20	10
264	2	2	2	2	10	10	10	65
320	2	5,3	8,2	7,8	65	150	145	155
367	6,9	4,6	4,8	5,5	40	50	50	45

Por outro lado, também se observou que os eventos de precipitação tiveram efeitos positivos na disponibilização de N total, N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo de todas as parcelas (Tabela 8.1, Anexo 8). No controlo verificou-se correlação positiva entre precipitação acumulada e N-NH_4^+ ($r=0,550^{**}$) e N-NO_3^- ($r=0,468^*$). A aplicação de lamas apresentou correlações positivas entre precipitação acumulada e N total, N-NH_4^+ ou N-NO_3^- ($r=0,543^{**}$, $r=0,400^*$ e $r=0,505^{**}$), respetivamente. O mesmo foi observado com as duas aplicações de C3, relativamente ao N-NH_4^+ ($r=0,471^*$, $r=0,550^{**}$), assim como ao N-NO_3^- ($r=0,472^*$, $r=0,576^{**}$). As relações observadas podem indicar os benefícios da precipitação e subsequente absorção de nutrientes na incorporação dos produtos no solo. No entanto, existe o risco de escoamento superficial dos produtos aplicados, dependendo da intensidade das chuvas [239].

O aumento do conteúdo de N total e das formas minerais de N logo após aplicação de lamas é reportado [71,72,206,240], sendo referido o impacto nas propriedades do solo, que depende da própria composição e natureza do produto [240,241]. O produto utilizado neste trabalho, apresenta um teor de MO (74,1 %), conteúdos elevados de N-NH_4^+ (6000 ppm), de P (29 000 ppm) e de K (10 000 ppm) (Anexo 1). Um efeito imediato no teor dos nutrientes do solo foi observado logo na segunda recolha. As correlações de Spearman entre N total e NH_4^+ ($r=0,635^{**}$) e K assimilável ($r=0,663^{**}$), parecem indicar essas tendências (Tabela 7.1, Anexo 7). Por sua vez, uma maior libertação inicial de N pode resultar em maiores taxas de mineralização de N, conforme verificado por Adegbedi [241], em comparação com os produtos de compostagem.

Na última recolha, constatarem-se diminuições significativas na **relação C:N** nos tratamentos de 5 kg m^{-2} de C3 de -39,46%, e de lamas de -47,98%, em comparação com a primeira recolha (Figura 32), muito provavelmente devido ao elevado teor de N observado na última recolha (Figura 31). Estes resultados também são evidenciados pelas correlações negativas fortes entre C:N e N total na parcela com 5 kg m^{-2} ($r=-0,880^{**}$) e na parcela com lamas entre C:N e N ($r=-0,862^{**}$) e N-NH_4^+ ($r=-0,406^*$). Por outro lado, na parcela controlo e com 10 kg m^{-2} de C3, não se verificaram diferenças significativas da relação C:N na última recolha em relação ao dia 0.

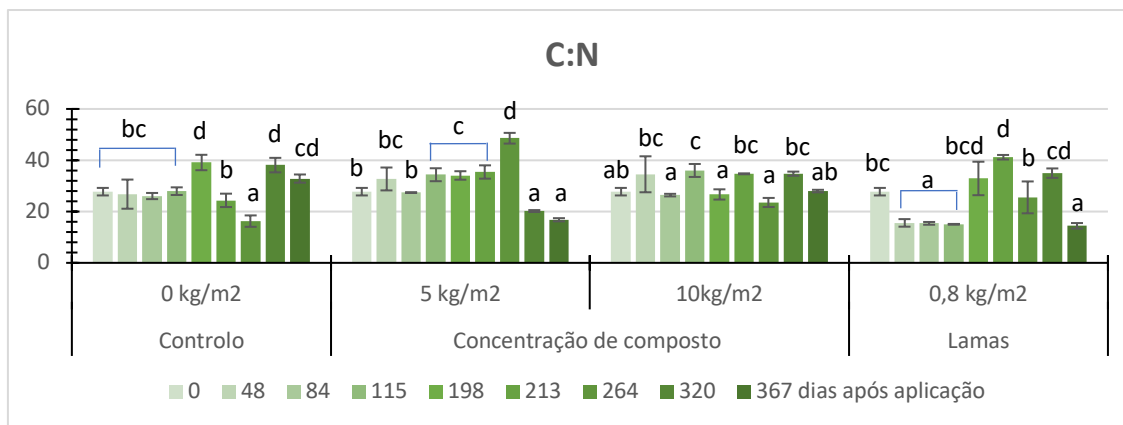


Figura 32 Relação C:N do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Os resultados indicam que a relação C:N nos tratamentos de 5 kg m⁻² de C3 e lamas, foi significativamente influenciada pelo aumento do teor de N total, refletindo a eficiência das aplicações na disponibilização de N no solo, o que pode levar a uma maior mineralização da matéria orgânica [241,242].

A cobertura do solo com os produtos em estudo, também surtiu efeito nos teores de macronutrientes de **P e K assimilável** (Tabela 11). As parcelas com os produtos de C3 tiveram os maiores valores de K e P assimilável, sempre superiores ao controlo em cada recolha (Tabela 9.1, Anexo 9). Os teores de P assimilável variaram entre 96 e 105 ppm com o tratamento de 5 kg m⁻², e entre 96 e 229 ppm com 10 kg m⁻² de C3. Os teores de K assimilável variaram entre 106 e 120 ppm na parcela com 5 kg m⁻² de C3, e entre 132 e 252 ppm na parcela com 10 kg m⁻². Os resultados desses tratamentos, em comparação aos observados na parcela controlo, podem indicar o contributo do composto adicionado, apesar deste não ter sido objeto de avaliação. Contudo, na bibliografia é referido o aumento destes valores, com a aplicação de maiores proporções de composto, como no estudo de Zhang [243], o composto obtido a partir de resíduos sólidos (100 e 200 ton h⁻¹), resultou em teores superiores de P e K, por comparação com a aplicação de 50 ton h⁻¹. Relativamente ao tratamento com lamas, sabe-se que o produto tem um teor de P de 29.000 ppm e de K de 10.000 ppm (Anexo 1). Os valores de P assimilável do solo variaram entre 96 e 229 ppm e os valores de K assimilável entre 41 e 116 ppm com a aplicação de 0,8 kg m⁻² de lamas. He [244], estudaram a aplicação de co-composto (composto derivado de biossólidos e resíduos de jardim), biossólidos e composto de resíduos de jardim, e observaram mudanças nas concentrações de P e K assimilável com os produtos de co-composto e biossólidos. As concentrações de P e K assimilável foram maiores nas parcelas com o produto de co-composto em comparação com o tratamento de biossólidos, apesar de a composição de P ser maior nos biossólidos.

Tabela 11 Macronutrientes P assimilável e K assimilável do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas.

Dias após aplicação	P assimilável (ppm)				K assimilável (ppm)			
	Tratamentos				Tratamentos			
	Controlo	Composto	Lamas		Controlo	Composto	Lamas	
	0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²	0,8 kg/m ²	0 kg/m ²	5 kg/m ²	10 kg/m ²	0,8 kg/m ²
0	92	92	92	92	38	38	38	38
48	92	92	92	92	31	119	180	66
84	92	96	96	96	24	120	204	50
115	96	105	128	114	47	110	216	116
198	92	101	105	105	17	106	132	43
213	96	105	220	96	55	144	252	36
264	96	101	142	101	88	120	192	66
320	92	105	229	137	44	120	228	41
367	92	96	110	101	32	114	144	60

Relativamente aos resultados de **capacidade de retenção de água do solo (WHC)** (Figura 33), aos 367 dias após aplicação dos produtos, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas em nenhuma das parcelas, em comparação com os valores iniciais (dia 0). No entanto, durante a experiência foram registadas variações, com aumentos significativos de WHC, especificamente na aplicação de C3. A parcela com 5 kg m⁻² apresentou um valor de 160,54% de WHC, no dia 320, enquanto a parcela com 10 kg m⁻² apresentou um valor de 153,04% no dia 115. Os resultados indicam que o composto é o produto que mais favorece a estabilização de agregados no solo, melhorando consequentemente a estrutura do solo [238].

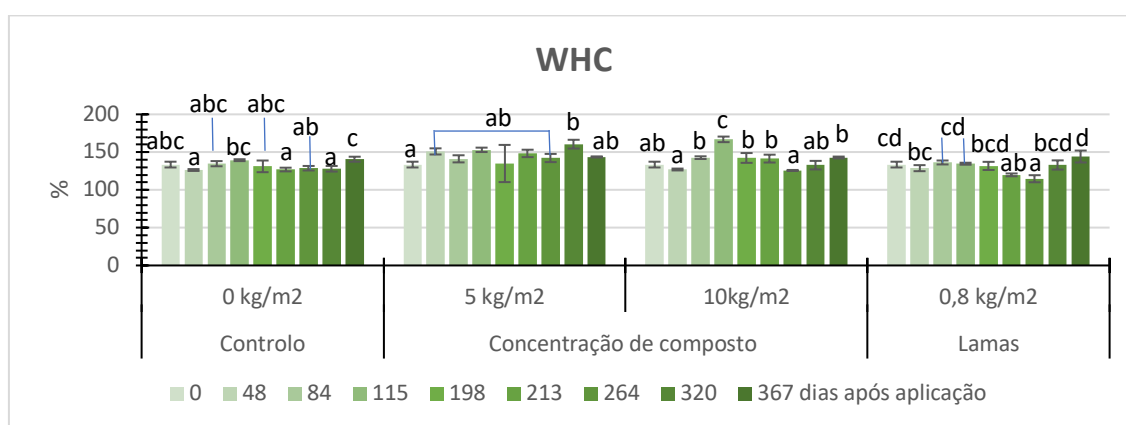


Figura 33 Capacidade de retenção de água (WHC) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

As correlações com outros fatores do solo reforçam esta ilação, verificando-se uma correlação positiva entre WHC e P assimilável ($r = 0,531^{**}$) na parcela com 5 kg m⁻², bem como entre WHC e NO₃⁻ ($r = 0,510^{**}$) na parcela com 10 kg m⁻² de C3 (Tabela 7.1, Anexo 7). Na parcela com lamas, foram observadas correlações positivas entre WHC e N total ($r = 0,473^{*}$) e N-NH₄⁺

($r = 0,501^{**}$), e correlações negativas com MO ($r = -0,437^*$) e C_{org} ($r = -0,448^*$), demonstrando que as formas de N no solo, derivadas do produto aplicado, tiveram maior impacto na matriz do solo [245].

Ros [238] observaram que a combinação de palha de cevada e lamas resultou num efeito benéfico na WHC do solo, pois a palha favorece a estabilidade de agregados do solo. Esse efeito também foi atribuído ao aumento da vegetação e biomassa das raízes decorrente desses tratamentos, que reduziram as perdas de nutrientes em 87% e a lixiviação em 57%, proporcionando uma reestruturação significativa na matriz do solo.

4.2.3 Impactos nos parâmetros microbiológicos do solo

O tratamento estatístico ANOVA e o teste de Tukey ($p < 0,05$) obtidos para os parâmetros microbiológicos em estudo estão representados nas Figuras 34, 36-40 e Tabela 12. As correlações de Spearman entre os parâmetros climáticos, físicos e químicos do solo com as variáveis microbiológicas são apresentados na Figura 35 e os dados brutos na Tabela 8.2 em Anexo 8.

4.2.3.1 Contagem de microrganismos

A análise ANOVA e o teste de Tukey ($p < 0,05$) realizados no número de **fungos** (Figura 34) demonstraram diferenças estatísticas ao longo do ano de monitorização na parcela com o tratamento de 10 kg m^{-2} de C3 e controlo.

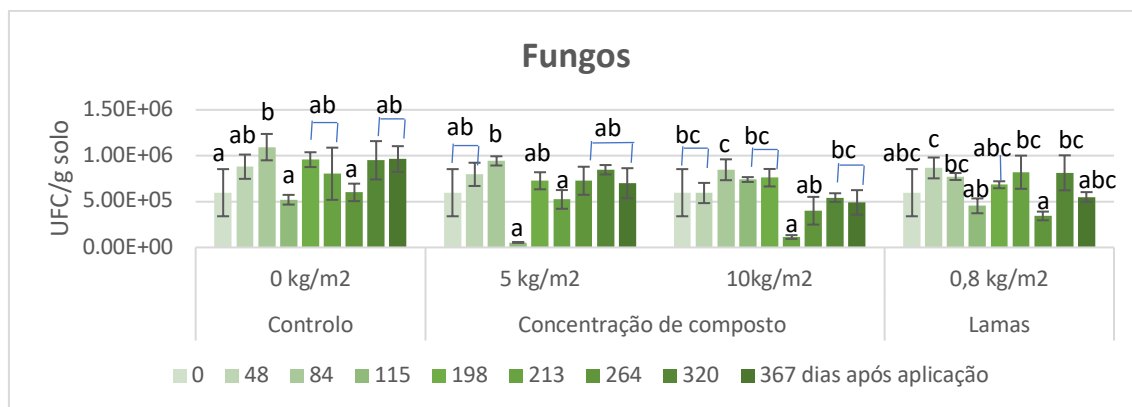


Figura 34 Número de Fungos do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas, em Unidades Formadoras de Colónia (UFC) por grama de solo em peso seco. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

O tratamento com 10 kg m^{-2} de C3 mostrou um aumento inicial no número de fungos, com um pico de $8,47 \times 10^5$ UFC/g de peso seco de solo aos 84 dias após aplicação. Até a última recolha ocorreu uma diminuição, verificando-se um número de $5,50 \times 10^5$ UFC/g de peso seco de solo. A variabilidade no número de fungos na parcela com 10 kg m^{-2} de C3 foi influenciada pelas variáveis climáticas. Os dados de correlações de Spearman (Figura 35), mostrou uma correlação negativa entre o número de fungos e a temperatura média e máxima ($r = -0,522^{**}$, $r = -0,478^*$), respetivamente. Além disso, foram observadas correlações positivas com outras propriedades do solo, como N-NH_4^+ ($r = 0,429^*$), N-NO_3^- ($r = 0,518^{**}$), WHC ($r = 0,406^*$) e humidade do solo ($r =$

0,752**). Correlações negativas significativas foram observadas com a MO ($r = -0,396^*$) e P assimilável ($r = -0,419^*$). O efeito da aplicação de produtos orgânicos no número de fungos pode ser demorado, pois ocorre uma libertação lenta de nutrientes do produto, como constatado em Ndubuisi-Nnaji [246], em que observaram que o aumento das populações de fungos ocorreu no primeiro ano, entre 21-52 semanas após aplicação (equivalente a 147-364 dias).

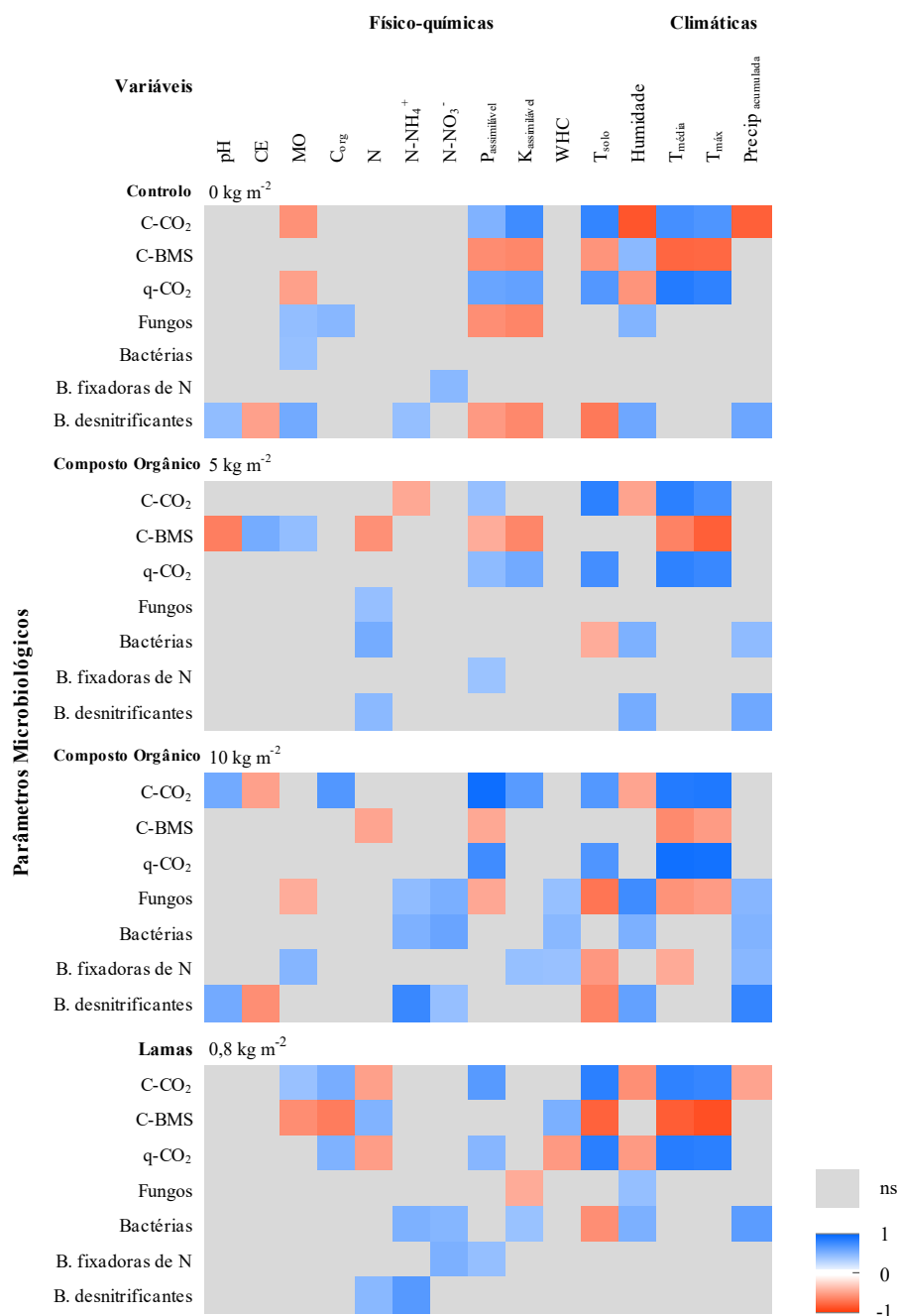


Figura 35 Representação das Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos dos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio PN; as cores representam o valor de significância R de Spearman entre as 2 variáveis (vermelho, negativo; azul, positivo; cinzento não significativo, ns). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; Corg, Carbono orgânico; WHC, Capacidade de retenção de água.

Na parcela controlo verificou-se um aumento significativo no número de fungos aos 84 dias, representativo de $1,09 \times 10^6$ UFC/g de peso seco de solo (recolha realizada no inverno em 4 fevereiro de 2022, ver tabela 2.1.3, Anexo 2.1). Yuste [247] referem que a elevada atividade de fungos verificada no inverno mediterrânico pode ser atribuída à combinação das condições abióticas (temperaturas amenas e humidade elevada) e à baixa competição por recursos, típicas dos invernos amenos e chuvosos (apesar de não se ter verificado correlações significativas com variáveis climáticas no presente trabalho nessa parcela) (Figura 35). Após esse aumento, o número de fungos permaneceu relativamente constante até à última recolha. Estes resultados indicam que ocorreu uma manutenção das populações fúngicas sem aplicação de tratamentos orgânicos, também dependente das condições do solo. Isso foi corroborado pelas correlações positivas entre o número de fungos e MO ($r= 0,419^*$), C_{org} ($r= 0,462^*$) e humidade do solo ($r= 0,486^*$), mas negativas significativas com P assimilável ($r= -0,545^{**}$) e K assimilável ($r= -0,589^{**}$), que destacam a influência direta na dinâmica das populações fúngicas no solo ao longo do tempo. Importa referir que, em todas as parcelas com tratamentos, o número de fungos foi, na sua maioria, inferior ao obtido à parcela controlo da mesma recolha (Tabela 9.1, Anexo 9). Deste modo, a parcela controlo serviu como um bom ponto de comparação para a avaliação dos tratamentos aplicados.

O número de **bactérias totais** é apresentado na Figura 36, e a análise ANOVA e teste de Tukey demonstraram diferenças significativas apenas na parcela controlo. O número de bactérias totais na parcela controlo variou de $5,63 \times 10^6$ UFC/g de peso seco de solo (dia 0), com aumento significativo aos 320 dias com valor de $1,17 \times 10^7$ UFC/g de peso seco de solo (+107,10%). Adicionalmente, observou-se uma correlação positiva entre o número de bactérias e a MO ($r= 0,405^*$) nessa parcela (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8).

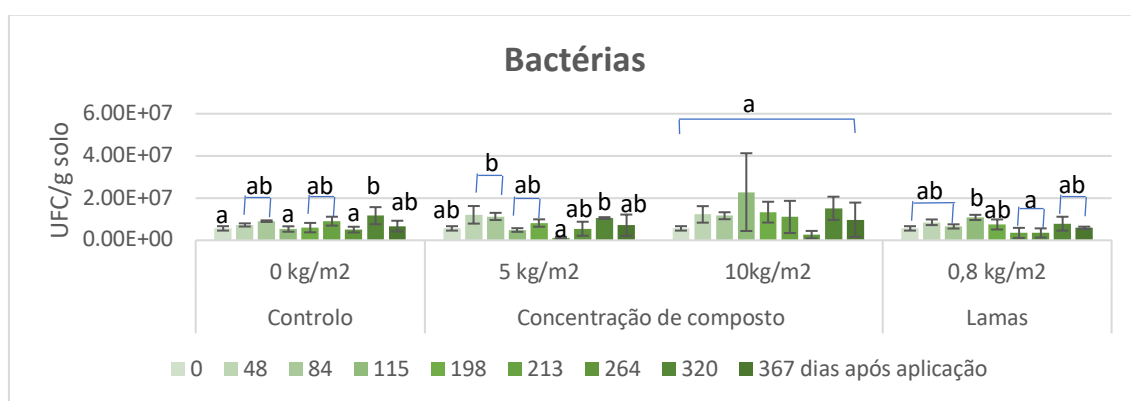


Figura 36 Número de Bactérias do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas, em Unidades Formadoras de Colónia (UFC) por grama de solo em peso seco. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Apesar dos resultados obtidos nas parcelas com tratamento, é notável que o tratamento de 10 kg m⁻² de C3 apresentou os maiores valores em comparação com a parcela controlo na

maioria das recolhas, com exceção do 264º dia após aplicação, recolha realizada no verão (Tabela 9.1, Anexo 9). O maior valor de número de bactérias foi observado nesta parcela de $2,28 \times 10^7$ UFC/g de peso seco de solo. Estes resultados evidenciam que o tratamento teve efeito ao aumentar e manter uma população bacteriana elevada no solo. A parcela com o tratamento de 5 kg m^{-2} de C3 também apresentou valores superiores ao controlo nas recolhas realizadas nos 48, 84, 198, 264 e 367 dias após aplicação (Tabela 9.1, Anexo 9), sugerindo um efeito positivo deste tratamento nas bactérias totais ao longo do tempo de estudo. O tratamento de lamas apresentou valores superiores nas recolhas aos 48, 115, 198 dias após a aplicação (ver Tabela 9.1, Anexo 9). Apesar do aumento inicial, as de bactérias diminuíram por comparação do controlo.

As diferenças no número de bactérias totais entre os tratamentos provavelmente são o resultado da ação dos diferentes produtos utilizados [172,248]. Calbrix [248] realizaram a monitorização, durante um ano com a utilização de composto (estrume de peru e resíduos lenhosos) e lamas desidratadas, e referem que os maiores impactos nas comunidades bacterianas ocorreram nos primeiros 3 meses. Entre os 3 e 6 meses seguintes, verificaram que o impacto nas dinâmicas bacterianas resulta maioritariamente das variações sazonais ou outros fatores antrópicos, em vez do efeito dos produtos orgânicos aplicados. Também neste estudo foram observados os efeitos das variáveis climáticas no número de bactérias (Figura 35). Correlações positivas significativas foram detetadas com a precipitação acumulada de $r = 0,435^*$, $r = 0,490^{**}$ e $r = 0,641^{**}$ para 5 e 10 kg m^{-2} de C3 e lamas, respetivamente. Consequentemente, também foram detetadas correlações positivas com humidade do solo, com valores de $r = 0,506^{**}$, $r = 0,508^{**}$ e $r = 0,510^{**}$. Por outro lado, na parcela com 5 kg m^{-2} de C3 verificou-se uma correlação negativa com a temperatura do solo ($r = -0,396^*$), assim como na parcela com lamas ($r = -0,543^{**}$) (Tabela 8.2, Anexo 8).

As ligações positivas entre os fatores do solo e o número de bactérias com os tratamentos foram constatadas pela análise de correlações de Spearman (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8), demonstrando que as formas de N apresentam correlações positivas fortes com número de bactérias nos diferentes tratamentos, uma vez que o N constitui nutriente fundamental para a atividade microbiana no solo. Estas correlações ocorrem na parcela com 10 kg m^{-2} de C3, onde se verificaram correlações positivas com N-NH_4^+ ($r = 0,502^{**}$) e N-NO_3^- ($r = 0,587^{**}$), enquanto na parcela com 5 kg m^{-2} de C3 a correlação foi detetada entre o número de bactérias e N total ($r = 0,538^{**}$) e na parcela com lamas com N-NH_4^+ ($r = 0,504^{**}$). Por outro lado, propriedades como WHC e K assimilável também foram importantes na proliferação de populações bacterianas, embora em menor grau, uma vez que se observaram correlações mais moderadas entre o número de bactérias e a WHC ($r = 0,458^*$) na parcela com 10 kg m^{-2} de C3, e com K assimilável ($r = 0,393^*$) na parcela com lamas.

Relativamente ao número de **bactérias fixadoras de N** (Figura 37), apenas observaram-se diferenças significativas ao longo do tempo de monitorização na parcela controlo e com o

tratamento de lamas. Na parcela controlo, observou-se um aumento significativo no 213º dia, com um número de bactérias fixadoras de N de $6,33 \times 10^6$ UFC/g de peso seco de solo, representando um aumento de +245,90%. Posteriormente, o número diminuiu para $1,20 \times 10^6$ UFC/g de peso seco de solo na última recolha. Na parcela com tratamento de lamas observaram-se aumentos significativos aos 115 dias com $1,23 \times 10^7$ UFC/g de peso seco de solo, um aumento de +572,13% e aos 198 dias, com $1,67 \times 10^7$ UFC/g de peso seco de solo, representando um aumento de +812,57% após aplicação. Depois, observou-se uma diminuição no número, contabilizando-se $1,47 \times 10^6$ UFC/g de peso seco de solo na última recolha.

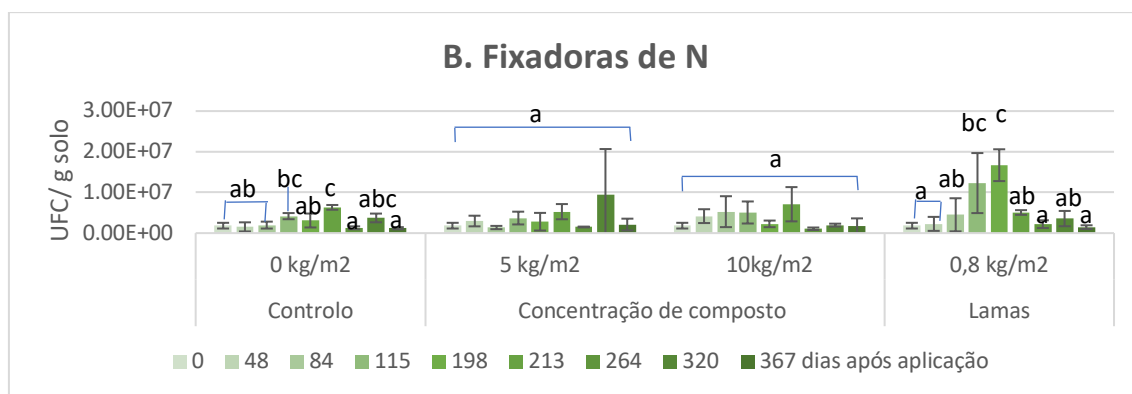


Figura 37 Número de Bactérias fixadoras de N do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas, em Unidades Formadoras de Colónia (UFC) por grama de solo em peso seco. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Apesar dos resultados obtidos, observaram-se valores superiores ao longo do tempo de monitorização dos diferentes tratamentos, em comparação com o controlo da mesma recolha (Tabela 9.1, Anexo 9). Na parcela com lamas, os valores foram sempre superiores, com exceção das recolhas após 213 e 320 dias de aplicação. Na parcela com 10 kg m^{-2} de C3, o número de bactérias fixadoras de N foi superior ao obtido no controlo da mesma recolha com exceção dos 198, 264 e 320 dias após aplicação. Na parcela com 5 kg m^{-2} de C3, os valores foram superiores ao controlo, com exceção aos 84, 115, 198 e 213 dias após aplicação.

A análise das correlações de Spearman entre o número de bactérias fixadoras de N e fatores do solo (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8), demonstra que o aumento de N-NO_3^- e P assimilável com o tratamento de lamas promoveu as populações de bactérias fixadoras de N ($r = 0,508^{**}$, $r = 0,410^*$), respetivamente. Os tratamentos de C3 também se destacam como fontes de MO e o P no aumento do número, observando-se correlações positivas entre bactérias fixadoras de N e P assimilável ($r = 0,385^*$), MO ($r = 0,474^*$), K assimilável ($r = 0,405^*$) e WHC ($r = 0,396^*$).

A aplicação de lamas e produtos à base de estrume afetam negativamente as populações de bactérias fixadoras de N, devido à sensibilidade a contaminantes como metais pesados [249]. Contudo os resultados verificados na parcela com lamas destacam que o produto não teve impacto negativo no crescimento de bactérias fixadoras de N, considerando que a proporção e composição

química tinha sido assegurada previamente. Os resultados comprovam que a aplicação de lamas constituiu uma fonte de nutrientes com impacto positivo nos nutrientes do solo e nas populações de bactérias fixadoras de N.

No que concerne ao número de **bactérias desnitrificantes** (Tabela 12), os resultados indicam que os tratamentos com C3 apresentaram os maiores valores de número de bactérias desnitrificantes, atingindo um pico de $4,60 \times 10^6$ número mais provável (NMP) por grama de peso seco de solo, com a proporção de 5 kg m^{-2} aos 48 dias, e um pico de $1,10 \times 10^7$ NMP/g de peso seco de solo na parcela com 10 kg m^{-2} aos 84 dias. Comparando com os tratamentos de C3, o efeito das lamas foi menos pronunciado, observando-se um pico aos 48 dias de $9,20 \times 10^4$ NMP/g de peso seco de solo. Na parcela controlo, o número de bactérias desnitrificantes manteve-se relativamente estável ao longo do tempo de estudo, observando-se um pico acentuado aos 84 dias de $1,10 \times 10^7$ NMP/g de peso seco de solo. Posteriormente, observou-se uma diminuição gradual.

Tabela 12 Número de Bactérias desnitrificantes do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas. Resultados representados são uniplicados.

Dias após aplicação	Bactérias Desnitrificantes (NMP/g solo)			
	Tratamentos			
	Controlo	Concentração de C3		Lamas
	0 kg m^{-2}	5 kg m^{-2}	10 kg m^{-2}	$0,8 \text{ kg m}^{-2}$
0	$3,00 \times 10^4$	$3,00 \times 10^4$	$3,00 \times 10^4$	$3,00 \times 10^4$
48	$4,30 \times 10^5$	$4,60 \times 10^6$	$2,80 \times 10^5$	$9,20 \times 10^4$
84	$1,10 \times 10^7$	$1,40 \times 10^5$	$1,10 \times 10^7$	$7,40 \times 10^4$
115	$3,00 \times 10^4$	$3,60 \times 10^4$	$1,10 \times 10^5$	$3,00 \times 10^4$
198	$3,00 \times 10^4$	$7,50 \times 10^5$	$6,10 \times 10^4$	$3,00 \times 10^4$
213	$3,00 \times 10^4$	$3,60 \times 10^4$	$9,20 \times 10^4$	$3,00 \times 10^4$
264	$3,00 \times 10^4$	$7,40 \times 10^4$	$3,60 \times 10^4$	$3,00 \times 10^4$
320	$3,00 \times 10^4$	$2,00 \times 10^5$	$1,10 \times 10^5$	$4,30 \times 10^5$
367	$1,10 \times 10^5$	$9,30 \times 10^5$	$1,10 \times 10^5$	$9,20 \times 10^4$

Adicionalmente, é clara a influência dos parâmetros físico-químicos do solo na proliferação de bactérias desnitrificantes. As correlações de Spearman (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8) nas parcelas com C3 mostram correlações significativas entre o número de bactérias desnitrificantes e os parâmetros do solo de N total ($r = 0,452^*$) na parcela com 5 kg m^{-2} , e com pH ($r = 0,547^{**}$), N-NH_4^+ ($r = 0,776^{**}$) e N-NO_3^- ($r = 0,407^*$) na parcela com 10 kg m^{-2} . Na parcela com lamas verificaram-se correlações positivas entre o número de bactérias desnitrificantes e N total ($r = 0,457^*$) e N-NH_4^+ ($r = 0,661^{**}$). Na parcela controlo também se observaram correlações significativas entre o número de bactérias desnitrificantes e pH ($r = 0,425^*$), MO ($r = 0,551^{**}$), N-NH_4^+ ($r = 0,409^*$), P assimilável ($r = -0,488^{**}$) e K assimilável ($r = -0,574^{**}$).

Os resultados reforçam o efeito da aplicação dos produtos nas condições do solo. Por exemplo, o aumento de pH na parcela de 10 kg m⁻² de C3 (que variou entre 4,91 e 5,74) favoreceu o ambiente de desnitrificação. Este aumento de pH pode beneficiar as bactérias desnitrificantes, na conversão de formas de N no solo como o N-NO₃⁻, como aceptadores terminais de eletrões, em gases como N₂ e N₂O. Por outro lado certos desnitrificantes podem utilizar compostos mais complexos de carbono como fonte de energia [250].

De forma geral, o número de fungos variou entre 10⁴ e 10⁵ UFC por grama de solo em peso seco. O número de bactérias totais e bactérias fixadoras de N apresentou variações de 10⁶ a 10⁷ UFC/g de solo em peso seco em todas as parcelas. As bactérias desnitrificantes variaram entre 10⁴ e 10⁷ NMP/g de solo em peso seco. Acea [251] também observaram um aumento de grupos microbianos com a aplicação de produtos orgânicos à base de resíduos vegetais num ecossistema florestal. Os autores relataram uma predominância de bactérias em relação aos fungos, com valores geralmente mais altos do que os observados no controlo. Além disso, os autores notaram que a aplicação desses resíduos com baixo teor de N, não teve efeitos nos microrganismos relacionados com o ciclo de N. Como verificado neste estudo, os autores também referem que a alteração físico-química do solo, resultante da adição dos produtos, proporcionou condições favoráveis de pH, C, N, P e K para o aumento das comunidades de microrganismos.

4.2.3.2 Atividade microbiológica

A análise ANOVA e o teste de Tukey (p<0,05) dos resultados de **respiração basal**, C-CO₂ (Figura 38), permitiram detetar diferenças significativas em todas as parcelas, incluindo o controlo. Em geral, os valores de C-CO₂ observados foram superiores aos obtidos na parcela controlo com os tratamentos de C3 e lamas (Tabela 9.1, Anexo 9). O aumento significativo foi mais imediato nas parcelas com C3, mais especificamente, observou-se um aumento de +16,09% aos 48 dias após aplicação de 5 kg m⁻² de C3, e um aumento significativo de +29,65% aos 84 dias após aplicação de 10 kg m⁻². Estes dados, evidenciam o efeito *priming* em C-CO₂, derivados de compostos orgânicos facilmente degradáveis de C3 [173]. Adicionalmente, é notável que a aplicação de 10 kg m⁻² mostrou os valores mais elevados de C-CO₂, indicativos de uma maior atividade microbiana e decomposição de matéria orgânica. Na parcela com lamas verificou-se um aumento significativo da C-CO₂ a partir da quarta recolha, aos 115 dias após aplicação, de +50,81%. Posteriormente verificaram-se aumentos de C-CO₂ até aos 320 dias, e na última recolha uma diminuição significativa. Estes resultados podem indicar uma estabilização e adaptação da atividade microbiana nesta parcela aos 367 dias. Estes resultados são concordantes com outros trabalhos publicados com composto orgânico [173,174,176] e lamas [8,95,252,253].

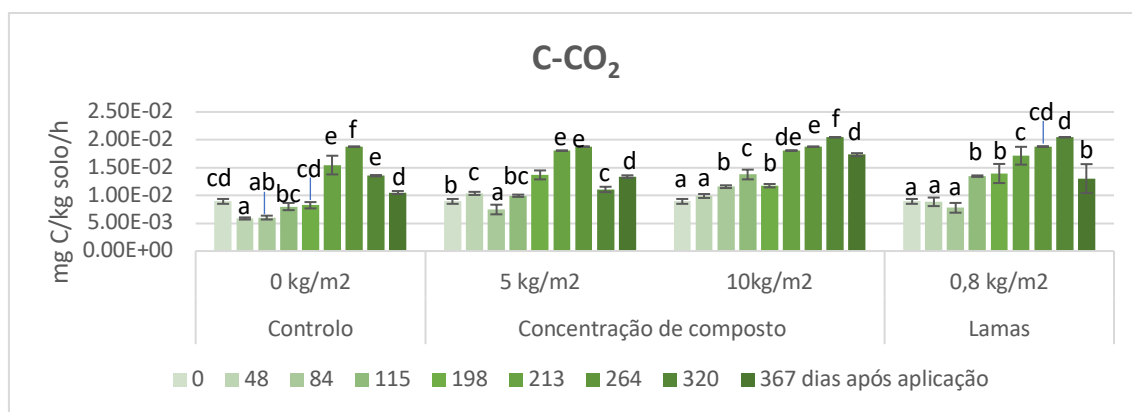


Figura 38 Respiração Basal (C-CO₂) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Os dados de correlações de Spearman (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8), demonstraram a influência das propriedades físico-químicas do solo na C-CO₂, com os diferentes tratamentos. Na parcela com 5 kg m⁻² de C3 verificaram-se correlações significativas com N-NH₄⁺ ($r = -0,417^*$) e P assimilável ($r = 0,407^*$), enquanto na parcela com 10 kg m⁻² de C3 obtiveram-se correlações significativas entre C-CO₂ e pH ($r = 0,550^{**}$), CE ($r = -0,454^*$), C_{org} ($r = 0,676^{**}$), P assimilável ($r = 0,952^{**}$) e K assimilável ($r = 0,652^{**}$). Na parcela com lamas, verificaram-se correlações positivas significativas entre C-CO₂ e MO ($r = 0,396^*$), C_{org} ($r = 0,527^{**}$), N total ($r = -0,456^*$) e P assimilável ($r = 0,656^{**}$). Os resultados demonstram que os tratamentos influenciaram na disponibilidade de substratos no solo ricos em MO, C_{org} e nutrientes como P e K afetando as taxas de C-CO₂ e atividade microbiana do solo [252].

Por outro lado, também se verificou a influência de fatores climáticos na C-CO₂. Nas parcelas controlo, com 5 e 10 kg m⁻² de C3 e com lamas, verificaram-se correlações positivas entre C-CO₂ e a temperatura média ($r = 0,729^{**}$, $r = 0,831^{**}$, $r = 0,862^{**}$, $r = 0,816^{**}$) e temperatura máxima ($r = 0,693^{**}$, $r = 0,723^{**}$, $r = 0,878^{**}$, $r = 0,788^{**}$), respetivamente. Correlações negativas foram detetadas entre C-CO₂ e precipitação acumulada nas parcelas controlo e com lamas ($r = -0,775^{**}$ e $r = -0,438^*$) respetivamente. Consequentemente, notaram-se os mesmos efeitos sobre a temperatura e humidade do solo em todas as parcelas mencionadas (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8). Autores referem que elevadas temperaturas e baixos níveis de precipitação podem aumentar a mortalidade da vegetação, levando à decomposição da biomassa das raízes e, consequentemente ao aumento das taxas de C-CO₂ [254]. Por outro lado, a elevada humidade no solo também pode criar condições de anoxia, suprimindo as taxas de produção de CO₂ e a ciclagem de nutrientes [254].

Deng [255] também observaram efeitos da temperatura e precipitação na C-CO₂ em três sistemas florestais na China. Os autores verificaram que a temperatura elevada e precipitação estimulavam a C-CO₂, com resultados exponenciais em relação à temperatura e lineares em relação à precipitação. Os efeitos de humidade do solo e do armazenamento de água no solo

dependem das taxas de precipitação, das características do solo e da cobertura e tipos de vegetação existentes. Os autores também mencionam que o aumento da C-CO₂ está relacionado com o aumento da biomassa microbiana e da biomassa de raízes decorrente das diferentes formas de tratamento de precipitação desse estudo.

Os resultados de **carbono da biomassa microbiana (C-BMS)** (Figura 39), notam diminuições significativas em todas as parcelas até à última recolha. Apesar das tendências observadas, verificou-se que após a aplicação dos tratamentos, o maior valor de C-BMS foi observado na parcela com lamas no 115º dia atingindo $1,12 \times 10^3$ mg C kg⁻¹ de solo, e nas parcelas com 5 e 10 kg m⁻² de C3 $1,05 \times 10^3$ mg C kg⁻¹ de solo, aos 115 dias e 48 dias, respetivamente. De um modo geral, as parcelas com C3 apresentaram valores superiores na maior parte das recolhas, seguido as lamas quando comparado com o obtido na parcela controlo da mesma recolha (Tabela 9.1, Anexo 9). Os resultados são concordantes com outros estudos publicados, que associam a incorporação de frações orgânicas contendo compostos de fácil degradação ao aumento da atividade microbiana do solo, servindo como fonte exógena de microrganismos [248,252,256,257]. As diferenças na resposta de C-BMS entre os tratamentos também podem ser atribuídas às diferenças na composição e estabilidade dos produtos aplicados [257]. Após um longo período, é possível que a reserva de biomassa microbiana atinja um estado de equilíbrio devido ao fornecimento disponível de substrato no solo, o que também está de acordo com os resultados de diminuição e estabilização observados até ao fim do ensaio [258].

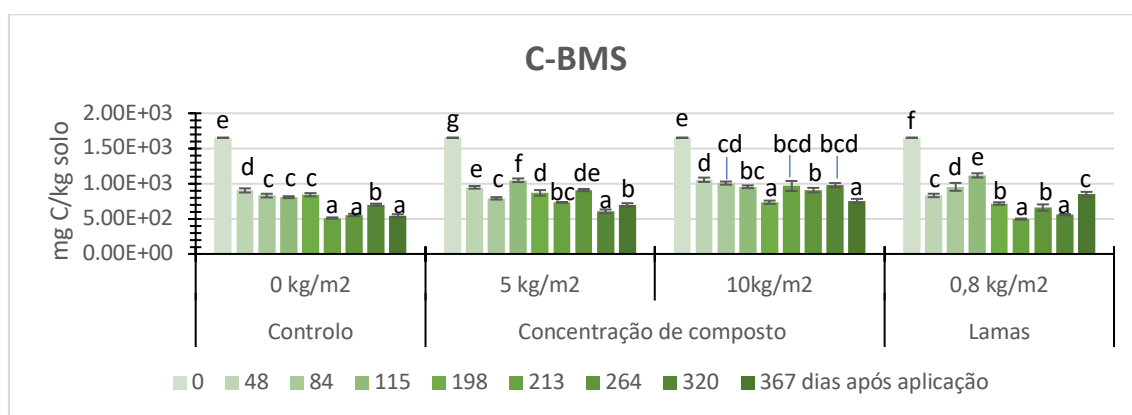


Figura 39 Carbono da Biomassa microbiana (C-BMS) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Os dados de correlações entre C-BMS e as propriedades físico-químicas do solo (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8), destacam as ligações dos diferentes tratamentos na atividade microbiana. Na parcela com lamas verificaram-se correlações positivas significativas entre C-BMS e N total ($r = 0,489^{**}$), e WHC ($r = 0,513^{**}$), enquanto na parcela com 5 kg m⁻² de C3 observaram-se correlações significativas entre C-BMS e CE ($r = 0,537^{**}$), e MO ($r = 0,418^{*}$). Estes dados mostram o efeito da MO e do N total do solo, derivados dos produtos aplicados, no

crescimento microbiano e consequentemente na promoção de agregados do solo, uma vez que os microrganismos do solo também constituem agentes fundamentais da formação desses agregados [259]. Por outro lado, os aumentos da CE do solo na parcela com 5 kg m⁻² de C3, podem ter contribuído com uma maior concentração de nutrientes disponíveis para as plantas e microrganismos, constituindo uma fonte de nutrientes essenciais para as populações de microrganismos, promovendo o seu crescimento e atividade [260].

As variáveis de temperatura também tiveram efeito sobre C-BMS em todas as parcelas (Figura 35 e Tabela 8.2, Anexo 8), mais especificamente, verificaram-se correlações negativas entre C-BMS e a temperatura média ($r = -0,743^{**}$, $r = -0,605^{**}$, $r = -0,566^{**}$, $r = -0,791^{**}$) e máxima ($r = -0,736^{**}$, $r = -0,778^{**}$, $r = -0,479^{*}$, $r = -0,856^{**}$). Os efeitos de redução de C-BMS com o aumento de temperatura foram verificados noutros estudos [186,261]. Xu [261], realizaram a avaliação de amostras de solo florestais com temperaturas controladas entre 5 e 15°C, e verificaram que o aumento de C-BMS a baixas temperaturas estava relacionado com o aumento de concentração de carbono solúvel na água do solo, servindo como fonte de C e energia para os microrganismos.

Relativamente aos resultados do **quociente metabólico (q-CO₂)** (Figura 40), detetou-se uma variação estatisticamente significativa em todas as parcelas. Nas parcelas com tratamentos de C3 ocorreram aumentos significativos a partir da segunda recolha. Os maiores valores de q-CO₂ foram observados na parcela com lamas aos 213 dias ($3,46 \times 10^{-5}$ mg C-CO₂ kg⁻¹ h⁻¹/mg C kg⁻¹) > na parcela com 5 kg m⁻² de C3 aos 213 dias ($2,46 \times 10^{-5}$ C-CO₂ kg⁻¹ h⁻¹/mg C kg⁻¹) > na parcela com 10 kg m⁻² de C3 aos 320 dias ($2,47 \times 10^{-5}$ mg C-CO₂ kg⁻¹ h⁻¹/mg C kg⁻¹). Estes dados correspondem a subidas da C-CO₂, como verificado anteriormente (Figura 38), evidenciando-se pela correlação positiva significativa entre q-CO₂ e C-CO₂ de $r = 0,901^{**}$ (Tabela 10.1, Anexo 10). Apesar de q-CO₂ elevados evidenciaram condições de stress microbiológico, o aumento deste parâmetro também indica um aumento de atividade microbiana [252]. Posteriormente, é notória a diminuição de q-CO₂ em todas as parcelas, derivado da diminuição de C-CO₂ e estabilização de C-BMS como verificado anteriormente (Figuras 35 e 36), provavelmente devido à redução de compostos facilmente degradáveis no solo [21].

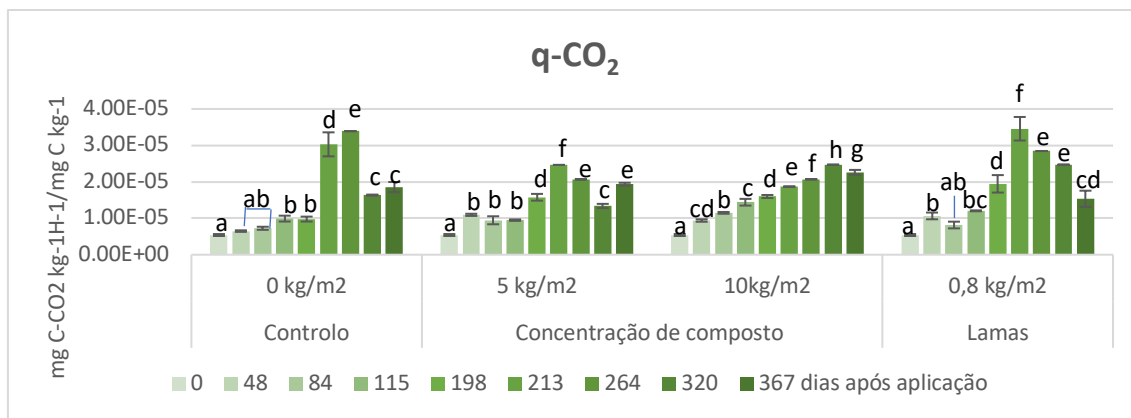


Figura 40 Quociente metabólico ($q\text{-CO}_2$) do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Em geral, os produtos aplicados tiveram um impacto nas propriedades físico-químicas do solo, refletindo-se nas taxas de C-CO_2 e na C-BMS . Importa ainda referir que os maiores valores destes parâmetros, assim como de $q\text{-CO}_2$, foram observados na parcela com lamas. Estudos anteriores que investigaram a aplicação de lamas reportaram resultados semelhantes, indicando que o aumento de C-CO_2 pode ter consequências globais negativas. Além disso, a utilização de lamas pode levar a taxas de mineralização rápidas, que levam a consumos rápidos dos nutrientes e, consequentemente, a uma disponibilidade inadequada de nutrientes a longo prazo [8].

4.2.4 Impactos nos parâmetros Enzimáticos do solo

Os resultados obtidos, a análise ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$) da atividade enzimática de **L-glutaminase (EC 3.5.1.2)** no solo (Figura 41), detetaram diferenças significativas entre todos os tratamentos. Os maiores valores de atividade enzimática foram verificados na parcela com 10 kg m^{-2} de C3 aos 115 dias ($9,26 \times 10^{-6} \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ solo } 4\text{h}^{-1}$) > 5 kg m^{-2} de C3 aos 367 dias ($7,66 \times 10^{-6} \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ solo } 4\text{h}^{-1}$) > lamas aos 84 dias ($7,42 \times 10^{-6} \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ solo } 4\text{h}^{-1}$) > controlo aos 84 dias ($6,39 \times 10^{-6} \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ solo } 4\text{h}^{-1}$).

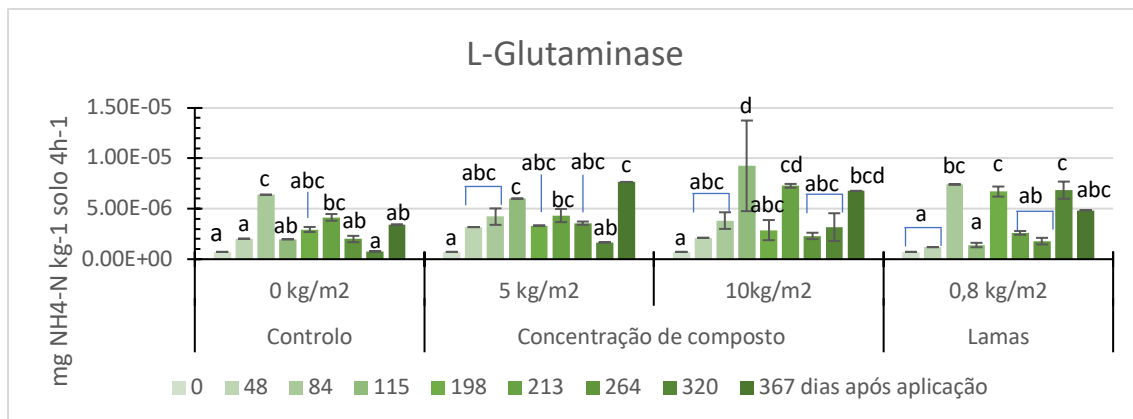


Figura 41 Atividade enzimática L-glutaminase do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Em geral, em todas as parcelas, ocorreram aumentos significativos da atividade de L-glutaminase do solo. Os tratamentos com C3 apresentaram aumentos significativos de atividade enzimática na última recolha (em comparação ao dia 0), com valores superiores ao obtido no controlo (Tabela 9.1, Anexo 9). Na parcela com 10 kg m⁻², é notável o aumento de atividade enzimática aos 115 dias e 367 dias após aplicação. Na parcela com o tratamento de 5 kg m⁻² de C3, a atividade enzimática foi relativamente alta durante a maior parte do tempo de monitorização, com aumento significativo na última recolha. No tratamento com lamas também se verificaram efeitos significativos, mas menos consistentes ao longo do tempo de monitorização, apresentando aumentos significativos aos 84, 198 e 320 dias.

O efeito positivo dos produtos orgânicos como lamas e composto, na promoção da atividade microbiana e da atividade enzimática de L-glutaminase foi reportado noutros trabalhos [115,202,206,262].

A variação da atividade ao longo do tempo indica que ocorreram alterações na disponibilidade de substratos e na influência de fatores ambientais, microbiológicos e de vegetação, tais como notado na Figura 42 de correlações de Spearman (dados brutos na Tabela 8.3 em Anexo 8) entre a atividade enzimática L-glutaminase e as variáveis físico-químicas do solo, variáveis climáticas, microbiológicas e de índice de vegetação NDVI.

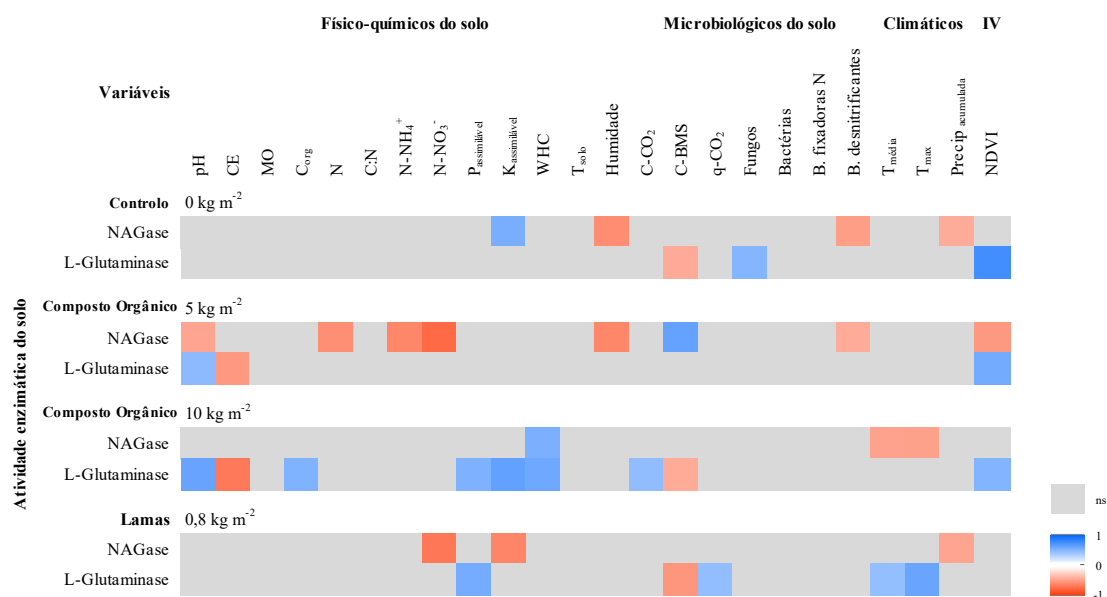


Figura 42 Representação das Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de N-acetil-β-D-glucosaminidase, NAGase e L-Glutaminase e as variáveis físico-químicas, microbiológicas do solo, climáticas e de índice de Vegetação (IV) no ensaio PN; as cores representam o valor de significância R de Spearman entre as 2 variáveis (vermelho, negativo; azul, positivo; cinzento não significativo, ns). Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; WHC, Capacidade de retenção de água; NDVI, Índice de Vegetação por Diferença Normalizada.

A aplicação de 5 e 10 kg m⁻² de C3, resultou em correlações significativas com pH do solo ($r = 0,441^*$, $r = 0,591^{**}$) e com CE ($r = -0,497^{**}$, $r = -0,647^{**}$), respetivamente (Tabela 8.3, Anexo 8). Estes resultados indicam que o aumento do pH do solo, devido à aplicação de C3, teve um impacto positivo na atividade enzimática, favorecendo a atividade das enzimas. Por outro lado, o aumento da CE, teve um impacto negativo na atividade da L-glutaminase. Este efeito adverso pode ser atribuído ao stress osmótico ou à presença de iões que inibem a atividade enzimática, evidenciando a complexa interação entre as propriedades químicas do solo e a atividade microbiana. A atividade enzimática segue gradientes de pH, sendo esta propriedade a mais ligada à variação dos ecossistemas, influenciando diretamente a atividade das enzimas extracelulares imobilizadas no solo [222]. Adicionalmente com a proporção de 10 kg m⁻² observaram-se correlações positivas com as propriedades físico-químicas do solo de C_{org} ($r = 0,499^{**}$), P assimilável ($r = 0,500^{**}$), K assimilável ($r = 0,613^{**}$) e WHC ($r = 0,560^{**}$). Estes resultados sugerem que a adição dessa proporção contribuiu para o aumento dos teores de C_{org}, e nutrientes disponíveis como P e K assimilável, e na formação de agregados estáveis do solo, fundamentais para a promoção da atividade enzimática.

Na parcela com lamas observou-se uma correlação positiva entre L-glutaminase e P assimilável ($r = 0,535^{**}$), evidenciando que o aumento de P assimilável do solo, derivado da aplicação deste produto, estimulou a produção enzimática.

Hojjati [263] observou uma correlação significativa entre a atividade da L-glutaminase e o teor de C_{org} do solo, atribuindo o aumento tanto dos pools intracelulares quanto extracelulares dessa enzima, ao impacto de produtos orgânicos à base de estrume bovino e lamas. Além disso, os autores referem que a adsorção ou ligação das enzimas aos colóides do solo pode desempenhar um papel protetor contra a degradação proteolítica, contribuindo para estabilizar a estrutura terciária das enzimas e reduzir o potencial de desnaturação da proteína.

Importa ainda referir que em ambas as parcelas com C3 também se verificaram correlações positivas significativas entre L-glutaminase e índice de vegetação NDVI ($r = 0,544^{**}$, $r = 0,483^{*}$), evidenciando o efeito das plantas, e exsudatos radiculares na promoção da atividade enzimática [264].

Relativamente à influência das variáveis climáticas não se verificaram correlações nas parcelas controlo e com C3. Apenas foram notados os efeitos positivos entre L-glutaminase e temperatura média ($r = 0,418^{*}$) e temperatura máxima ($r = 0,587^{**}$) na parcela com aplicação de lamas (Figura 42 e Tabela 8.3, Anexo 8). De acordo com Khosrozadeh [265], a capacidade das comunidades microbianas de produzirem enzimas pode aumentar sua resiliência ao longo do tempo, à medida que o microbioma do solo se adapta às condições ambientais mais quentes e secas e certas comunidades se tornam dominantes.

A análise das correlações entre L-glutaminase e as variáveis microbiológicas revelou padrões distintos em diferentes condições de tratamento no solo. Correlações negativas foram observadas entre L-glutaminase e C-BMS na parcela com 10 kg m^{-2} , com lamas e controlo ($r = -0,402^{*}$, $r = -0,509^{**}$, $r = -0,403^{*}$), respetivamente, considerando que nessas parcelas ocorreu uma diminuição de C-BMS ao longo do tempo de monitorização (Figura 39). Adicionalmente, na parcela com 10 kg m^{-2} de C3, observou-se uma correlação positiva entre a L-glutaminase e $C-CO_2$ ($r = 0,426^{*}$); na parcela com lamas, foi identificada uma correlação positiva significativa com $q-CO_2$ ($r = 0,422^{*}$); e na parcela controlo, verificou-se correlação positiva significativa com o número de fungos ($r = 0,475^{*}$). Estes resultados evidenciam a influência diferenciada de diferentes tratamentos no solo sobre a atividade enzimática e suas interações com variáveis microbiológicas. Importa ainda referir que a adição de produtos orgânicos constitui uma fonte exógena de microrganismos que podem contribuir diretamente para a atividade enzimática [202].

No controlo também foram detetadas variações na atividade enzimática, conforme evidenciado pelas correlações de Spearman, onde se destacam os efeitos significativos entre L-glutaminase e NDVI ($r = 0,738^{**}$) (Figura 42 e Tabela 8.3, Anexo 8). Estes resultados sugerem que a vegetação dessa parcela desempenhou um papel crucial na influência sobre a atividade enzimática.

Os resultados e análise ANOVA, teste de Tukey ($p < 0,05$) indicam que a atividade enzimática de **N-acetil- β -D-glucosaminidase (NAGase; EC 3.2.1.30; EC 3.2.1.52)**, varia significativamente ao longo do tempo, entre tratamentos, inclusive na parcela controlo (Figura

43). Em geral, os valores mais elevados de NAGase foram observados na parcela com lamas aos 213 dias ($1.515,53 \text{ mg p-nitrofenol kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) > controlo aos 213 dias ($1.155,73 \text{ mg p-nitrofenol kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) > 5 kg m^{-2} C3 aos 48 dias ($665,21 \text{ mg p-nitrofenol kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) > 10 kg m^{-2} C3 aos 115 dias ($467,80 \text{ mg p-nitrofenol kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$).

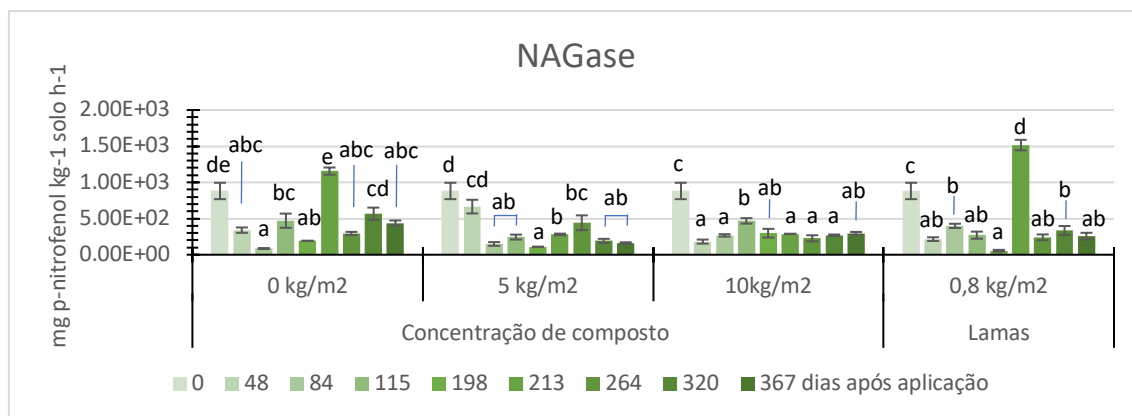


Figura 43 Atividade enzimática NAGase do solo do ensaio no PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação dos tratamentos de composto orgânico e lamas desidratadas. Resultados das médias de triplicados e desvio padrão (ANOVA, teste de Tukey $p < 0,05$).

Em todas as parcelas, observaram-se diminuições significativas na atividade enzimática nas recolhas iniciais realizadas aos 48 e 84 dias, após o início do ensaio (correspondentes a recolhas de inverno, Tabela 2.1.3, Anexo 2.1). Posteriormente, verificou-se uma variabilidade significativa entre tratamentos, com aumentos significativos na recolha de primavera, aos 213 dias, nas parcelas controlo, com 5 kg m^{-2} de C3 e com lamas. Esses padrões sazonais na atividade enzimática foram notados pelas correlações de Spearman entre atividade de NAGase e as variáveis climáticas (Figura 42 e Tabela 8.3, Anexo 8), demonstrando correlações negativas com a precipitação acumulada nas parcelas controlo ($r = -0,396^*$) e com lamas ($r = -0,435^*$), considerando que os maiores valores de precipitação ocorreram nas recolhas de inverno (Tabela 12.2, Anexo 12). Uma ação negativa entre NAGase e humidade do solo foram observadas nas parcelas controlo e com 5 kg m^{-2} de C3 ($r = -0,550^{**}$, $r = -0,581^{**}$), respetivamente. Estes resultados podem indicar que ocorreram efeitos adversos sobre as dinâmicas microbianas devido ao excesso de água no solo, que pode afetar a disponibilidade de oxigénio, resultando na inibição da atividade microbiana e, consequentemente, na diminuição da atividade enzimática e nas subsequentes funções de decomposição da matéria orgânica, e dissolução dos nutrientes no solo [223,266]. Por outro lado, importa ainda referir que se verificaram correlações positivas entre a precipitação acumulada e as propriedades físico-químicas do solo N total, N-NH_4^+ e N-NO_3^- (Tabela 8.1, Anexo 8), indicando que, em períodos de maior precipitação, os níveis elevados de N e das suas formas no solo podem ter inibido a atividade enzimática. Adicionalmente, também se observaram correlações negativas entre NAGase e as formas de N nas parcelas com 5 kg m^{-2} de C3 e lamas, nomeadamente com N-NO_3^- ($r = -0,725^{**}$ e $r = -0,657^{**}$) respetivamente, e com

N-NH_4^+ ($r = -0,581^{**}$) na parcela com C3. Os microrganismos ajustam a produção de enzimas de acordo com a disponibilidade de nutrientes para garantir a decomposição eficiente da MO no solo [267]. Billings [268], detetaram a redução de NAGase observada com adição de N nos solos, sendo esta explicada pela disponibilidade de N levar a uma redução no tamanho do reservatório de quitina no solo.

Na parcela com 10 kg m^{-2} de C3, também se verificaram correlações negativas entre a atividade enzimática de NAGase e a temperatura média ($r = -0,444^*$) e máxima ($r = -0,451^*$), considerando que os maiores valores de NAGase nesta parcela foram obtidos nas estações de inverno (215 dias) e outono (0 e 367 dias).

Outros trabalhos reportaram de padrões de sazonalidade e da ação da precipitação na atividade enzimática. No estudo de 14 anos de Vourlitis [269] sobre adição de N num ecossistema semiárido, foi verificada a importância da água na modulação dos efeitos causados pela adição de N nessas áreas. Durante a seca de verão, houve acumulação de N à superfície, levando ao aumento de atividade enzimática de NAGase. Após as chuvas de inverno, a concentração de N diminuiu, resultando numa redução de NAGase na primavera. Lupwayi [223] estudaram os efeitos da aplicação de produtos à base de estrume a longo prazo, e observaram que a atividade enzimática de NAGase foi mais alta no verão e primavera, seguida pelo outono. Os autores justificaram esses resultados pelas baixas temperaturas e padrões de precipitação mais baixos durante o outono.

Relativamente às tendências observadas ao longo do tempo de estudo, na parcela controlo ocorreram diminuições significativas da atividade enzimática, desde a segunda recolha até aos 213 dias. Posteriormente ocorreu uma diminuição até à última recolha, mas em geral os valores de atividade enzimática nesta parcela foram superiores aos obtidos nas parcelas com os tratamentos (Tabela 9.1, Anexo 9). No tratamento com lamas, a atividade enzimática apresentou uma variação ao longo da monitorização, exibindo um pico aos 213 dias. Na recolha seguinte, ocorreu uma diminuição, que se manteve estável até à última recolha. Relativamente às parcelas com tratamento com C3, apesar de se ter observado diminuições significativas iniciais, depois verificou-se uma consistência dos valores até a última recolha.

As correlações de Spearman entre NAGase e as variáveis físico-químicas do solo apresentadas na Figura 42 e Tabela 8.3, Anexo 8, evidenciam os efeitos diferenciados da aplicação de C3 e lamas na resposta de atividade enzimática. Como referido anteriormente, observaram-se correlações negativas entre a atividade enzimática NAGase e N total, N-NH_4^+ e N-NO_3^- na parcela com lamas com N-NO_3^- ($r = -0,657^{**}$) e na parcela com 5 kg m^{-2} de C3 com N total ($r = -0,543^{**}$), N-NH_4^+ ($r = -0,581^{**}$) e N-NO_3^- ($r = -0,725^{**}$). Uma correlação negativa também foi identificada entre NAGase e K assimilável ($r = -0,591^{**}$) na parcela com lamas, e correlações negativas com o pH ($r = -0,435^*$) e com o índice de vegetação NDVI ($r = -0,492^{**}$) na parcela com 5 kg m^{-2} de C3. Estes resultados indicam que as alterações na atividade enzimática observados, sofrem o

efeito da disponibilidade de nutrientes [267], das mudanças de acidez do solo [216,222], e das necessidades das plantas e exsudação das raízes continuamente libertada na rizosfera [264].

Em contraste, na parcela com 10 kg m⁻² de C3, observou-se uma correlação positiva com WHC ($r = 0,510^{**}$), verificando-se que a aplicação desta proporção de C3 forma uma matriz estável e favorável para a atividade catalítica das enzimas, podendo se manter ativas e elevadas a longo prazo [223]. Já na parcela controlo, houve correlações significativas entre NAGase e K assimilável do solo ($r = 0,521^{**}$).

O efeito das variáveis microbiológicas sobre atividade enzimática foi detetado nas parcelas controlo e com 5 kg m⁻² de C3. No tratamento controlo foi observada uma correlação negativa significativa entre NAGase e número de bactérias desnitrificantes ($r = -0,467^{*}$). Esta ligação poderá ser explicada pela competição pelo substrato disponível, uma vez que estas bactérias são responsáveis pela conversão de nitratos em N gasoso [250]. Esta correlação negativa entre NAGase e bactérias desnitrificantes também foi verificada na parcela com lamas ($r = -0,399^{*}$), para além de uma correlação positiva com C-BMS ($r = 0,603^{**}$), que sugere que o tratamento com lamas forneceu MO e nutrientes ao solo, aumentando a atividade enzimática e promovendo o crescimento microbiano [252].

Outros trabalhos publicados referem que a aplicação de produtos orgânicos, tendem a aumentar a atividade enzimática de NAGase com efeito duradouro [218,223]. As diferenças nas respostas enzimáticas observadas entre os diferentes tratamentos, provêm das diferenças de qualidade da matéria orgânica adicionada, que influenciam a organização das comunidades de microrganismos devido às suas preferências de substrato [96].

4.2.5 Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI)

Os dados de **Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)** foi avaliado durante a monitorização do ensaio no PN, obtendo-se dados de desenvolvimento de vegetação nas diferentes parcelas com os diferentes tratamentos (Figura 44). Esta análise pode ser aplicada de forma indireta como um indicador da qualidade do solo, pois é um índice calculado através da diferença entre a refletância da luz vermelha e da luz infravermelha próxima, influenciada pela quantidade de clorofila nas plantas e pela biomassa vegetal [92,93]. A análise da Figura 44, coloca em evidência os aumentos de NDVI médio nas parcelas com tratamento, quer com C3, quer com lamas, quando comparado com a parcela controlo. Os valores mais elevados de NDVI foram observados na parcela com lamas aos 198 dias (0,78) > na parcela com 5 kg m⁻² de C3 aos 367 dias (0,62) > na parcela com 10 kg m⁻² de C3 aos 198 dias (0,54) > na parcela controlo aos 213 dias (0,46). Estes resultados sugerem que o tratamento com lamas proporcionou o aumento mais rápido de NDVI, possivelmente devido ao fornecimento imediato de nutrientes, enquanto o tratamento com C3 mostra um aumento mais gradual [8,21].

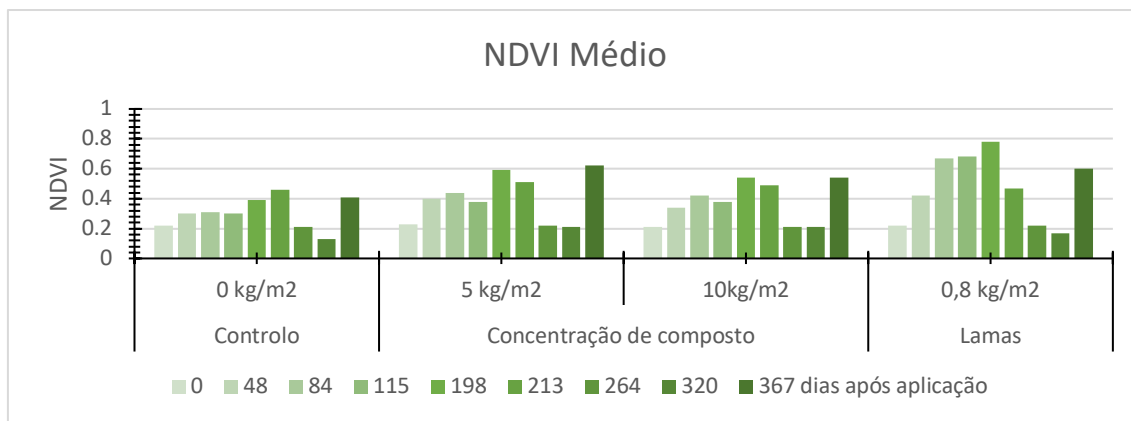


Figura 44 Resultados de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, NDVI média, obtidos no ensaio do PN, desde o dia de aplicação (0) até aos 367 dias após aplicação, considerando os diferentes tratamentos aplicados: 0, controlo, 5 e 10 kg m⁻² de composto orgânico, e 0,8 kg m⁻² de lamas desidratadas. Resultados representados são uniplicados.

Comparando com o estudo de monitorização de dois anos realizado por Ros [21], que analisou a incorporação de resíduos urbanos e composto para a recuperação de áreas semiáridas, constatou-se uma semelhança nos resultados. Os autores relataram que o equilíbrio do solo foi reestabelecido após um ano da aplicação dos produtos, favorecendo o estabelecimento da cobertura vegetal. Este processo foi impulsionado pelo aumento do teor de matéria orgânica, da atividade microbiológica, e pela manutenção dos ciclos biogeoquímicos do solo. No mesmo trabalho também verificaram que o composto apresentou um desempenho mais eficaz no estabelecimento da vegetação, devido ao teor mais estável de matéria orgânica, em comparação com os resíduos urbanos. A análise de dados NDVI no estudo de monitorização de 10 anos de um sistema agro-silvo-pastoral realizado por Serrano [270], demonstrou uma correlação significativa entre o NDVI e CE do solo. Também neste trabalho foi observada uma correlação positiva moderada entre NDVI e CE com um valor de $r = 0,019$ (Tabela 11.1, Anexo 11), que refletem a correlação entre o crescimento de vegetação e as características do solo.

4.2.6 Análise de componentes principais (PCA)

Relativamente à **análise de componentes principais (PCA)** do ensaio do PN (Figura 45) onde dois eixos que explicam 43,6% da variabilidade dos dados, com a primeira dimensão representado 26,9% da variância dos dados e a Dim2 de 16,7%. Esta análise torna evidente as diferenças e distingue os diferentes tratamentos de solo. O tratamento com 10 kg m⁻² de C3 (lilás), cujos valores se encontram agrupados na parte superior direita do gráfico, apresenta maior efeito sobre as variáveis físico-químicas como K, P, C_{org}, e pH, indicando que esse tratamento tem maior impacto sobre esses parâmetros. Por sua vez, o tratamento de 5 kg m⁻² de C3 (azul) teve um maior efeito nas variáveis microbiológicas de bactérias, bactérias fixadoras de N e desnitrificantes, e nos parâmetros físico-químicos de MO, N, N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺, agrupados na parte central do gráfico. O tratamento com 0,8 kg m⁻² de lamas (verde), agrupado na parte esquerda do gráfico, apresentou maior efeito sobre variáveis como atividade enzimática de NAGase e CE. No controlo

(vermelho) pode-se ver que as variáveis estão espalhadas principalmente na parte inferior esquerda, estando o posicionamento do controlo associado com variáveis como q-CO₂ e temperatura do solo. Estas observações sugerem que tanto a adição de 5 kg m⁻² quanto 10 kg m⁻² de composto orgânico têm impactos distintos e significativos nas propriedades do solo em comparação com o controlo, enquanto o tratamento com 0,8 kg m⁻² de lamas influencia de maneira diferente.

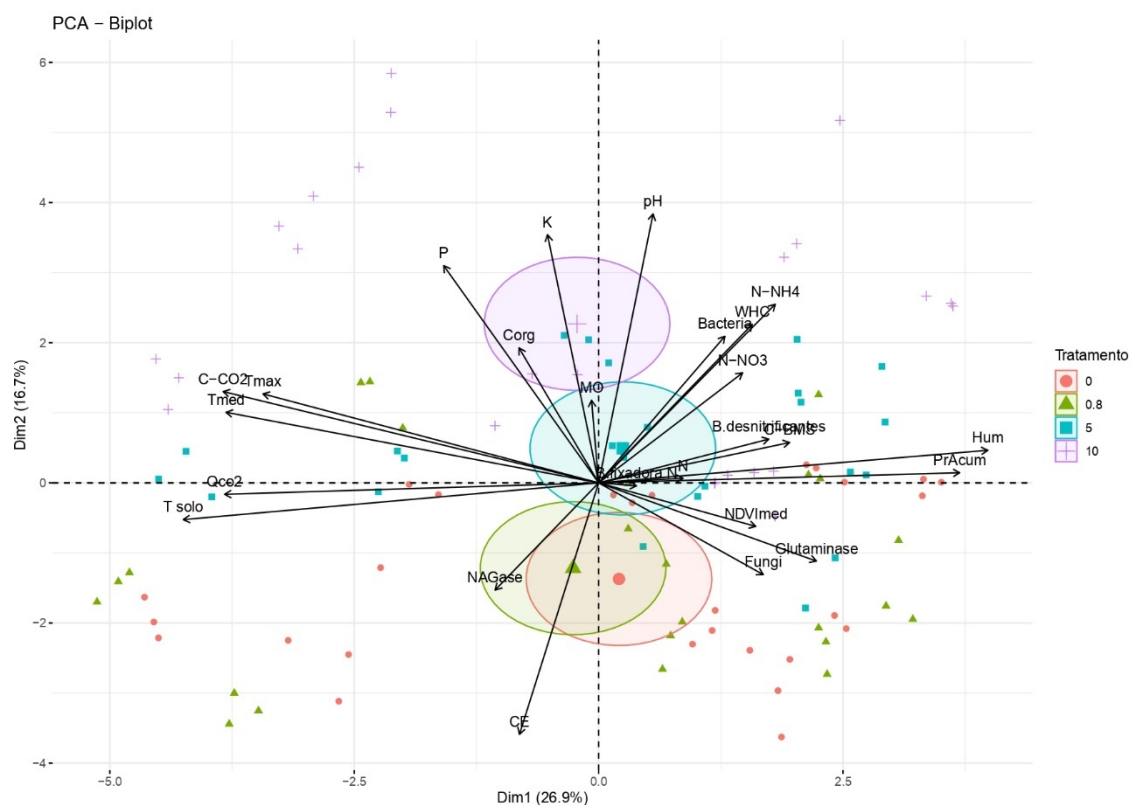


Figura 45 Análise de componentes principais (PCA) dos diferentes tratamentos e propriedades físico-químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo do ensaio do PN, considerando os diferentes tratamentos: 0, parcela controlo, a vermelho; 0,8 kg m⁻² de lamas, a verde; 5 kg m⁻² de composto orgânico, a azul; 10 kg m⁻² de composto orgânico, a lilás

5. Conclusões

Os resultados obtidos no trabalho corroboram a tese de que a aplicação dos produtos de composto orgânico e lamas tiveram impacto nos parâmetros físico-químicos e biológicos do solo. Os parâmetros do solo avaliados demonstraram-se como indicadores sensíveis aos substratos orgânicos adicionados. Os diferentes produtos utilizados neste estudo, apresentaram-se com potencial melhorador com efeitos na promoção microbiológica, bioquímica e no aumento dos indicadores de biomassa vegetal, produtividade e NDVI.

Adicionalmente, ligações entre os parâmetros climáticos e as propriedades do solo foram estabelecidas, que demonstraram que o solo é um sistema vivo, onde ocorrem interações bioquímicas que fornecem informações essenciais sobre o seu estado e funcionamento.

Os ensaios realizados na QSR indicam que a aplicação de 10 kg m^{-2} de composto orgânico é mais eficaz em alterar as propriedades microbiológicas do solo como o número de fungos e bactérias, o C-BMS e o C-CO₂, físico-químicas do solo como os nutrientes K e P, e enzimáticas como L-glutaminase, por comparação com doses menores ou com o controlo, sugerindo maior capacidade de modificação do ambiente edáfico. Embora o tratamento com 5 kg m^{-2} também tenha se distinguido significativamente do controlo, os seus efeitos sobre as variáveis do solo foram menos intensos e apresentaram impacto em variáveis como pH, N, N-NO₃⁻ e atividade enzimática NAGase. Em termos de produtividade do milho, foram observados efeitos associados ao tratamento de CO, embora sem significância estatística.

No que diz respeito ao ensaio do PN, todos os tratamentos com composto e lamas desidratadas demonstraram efeitos distintos e significativos quando comparados ao controlo, sugerindo que a aplicação destes produtos pode alterar significativamente as propriedades do solo, dependendo da dose e do tipo de tratamento. O tratamento de 10 kg m^{-2} de composto orgânico destacou-se por melhorar os níveis de nutrientes com K, P, C_{org} e pH. Por outro lado, a aplicação de 5 kg m^{-2} mostrou maior impacto na atividade microbiológica, nos níveis de bactérias fixadoras de N e desnitrificantes, para além de beneficiar o teor de MO e as formas de N. A aplicação de $0,8 \text{ kg m}^{-2}$ de lamas influenciou de forma diferenciada, com maior efeito sobre atividade enzimática e CE. Os efeitos dos tratamentos no NDVI foram particularmente notórios ao longo do ano de estudo.

5.1 Perspetivas Futuras

Com base na análise dos trabalhos publicados, propõe-se um estudo a longo prazo que inclua a aplicação contínua e reforço de produtos orgânicos e a avaliação de seus efeitos nos indicadores de saúde do solo, como parâmetros físico-químicos, microbiológicos e enzimáticos. Este estudo visa destacar a importância desses indicadores no estabelecimento de estratégias agrícolas para a preservação e correção dos solos. Além disso, será fundamental testar novos

produtos derivados de resíduos, pois eles podem atuar como ferramentas eficazes na mitigação das alterações climáticas e sequestro de carbono. Esses esforços contribuirão para um conjunto abrangente de resultados sobre os efeitos desses produtos nos solos da Madeira, fornecendo uma base científica robusta para práticas agrícolas sustentáveis e eficientes na região.

6. Referências

1. Fiasconaro ML, Lovato ME, Antolín MC, Clementi LA, Torres N, Gervasio S, Martín CA. Role of proline accumulation on fruit quality of pepper (*Capsicum annuum* L.) grown with a K-rich compost under drought conditions. *Sci Hortic.* 2019;249:280–8. doi: 10.1016/j.scienta.2019.02.002
2. Abideen Z, Koyro HW, Huchzermeyer B, Gul B, Khan MA. Impact of a biochar or a biochar-compost mixture on water relation, nutrient uptake and photosynthesis of *Phragmites karka*. *Pedosphere. SSSC.* 2020;30:466–77. doi: 10.1016/S1002-0160(17)60362-X
3. Doni S, Macci C, Longo V, Souid A, Garcia C, Masciandaro G. Innovative system for biochemical monitoring of degraded soils restoration. *Catena.* 2017;152:173–81. doi: 10.1016/j.catena.2017.01.016
4. Bogati K, Walczak M. The Impact of Drought Stress on Soil Microbial Community, Enzyme Activities and Plants. *Agronomy.* 2022;12:1–26. doi: 10.3390/agronomy12010189
5. Ciadamidaro L, Madejón P, Camacho F, Fernández Boy E, Madejón E. Organic Compost to Improve Contaminated Soil Quality and Plant Fertility. *Soil Sci.* 2016;181:487–93. doi: 10.1097/SS.0000000000000186
6. Agamuthu P, Choong LC, Hasan S, Praven V V. Kinetic evaluation of composting of agricultural wastes. *Environ Technol.* 2000;21:185–92. doi: 10.1080/09593330.2000.9618899
7. Ramzani PMA, Shan L, Anjum S, Khan W ud D, Ronggui H, Iqbal M, Virk ZA, Kausar S. Improved quinoa growth, physiological response, and seed nutritional quality in three soils having different stresses by the application of acidified biochar and compost. *Plant Physiol Biochem.* 2017;116:127–38. doi: 10.1016/j.plaphy.2017.05.003
8. Soria R, Ortega R, Bastida F, Miralles I. Role of organic amendment application on soil quality, functionality and greenhouse emission in a limestone quarry from semiarid ecosystems. *Appl Soil Ecol.* 2021;164. doi: 10.1016/j.apsoil.2021.103925
9. Bastida F, Torres IF, Hernández T, García C. The impacts of organic amendments: Do they confer stability against drought on the soil microbial community? *Soil Biol Biochem.* 2017;113:173–83. doi: 10.1016/j.soilbio.2017.06.012
10. Adugna G. A review on impact of compost on soil properties, water use and crop productivity. *Agric Sci Res J.* 2016;4:93–104. doi: 10.14662/ARJASR2016.010
11. Ganança JFT, Abreu I, Sousa NE, Paz RF, Caldeira P, Dos Santos TMM, Costa G, Slaski JJ, Pinheiro de Carvalho MAA. Soil conditions and evolution of aluminium resistance among cultivated and wild plant species on the Island of Madeira. *Plant Soil Environ.* 2007;53:239–46. doi: 10.17221/2218-pse
12. Takahashi T, Dahlgren RA. Nature, properties and function of aluminum-humus complexes in volcanic soils. *Geoderma.* 2016;263:110–21. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.032
13. Novák P, Vopravil J, Lagová J. Assessment of the soil quality as a complex of productive and environmental soil function potentials. *Soil Water Res.* 2010;5:113–9. doi: 10.17221/39/2009-SWR
14. Latifah O, Ahmed OH, Majid NMA. Soil pH buffering capacity and nitrogen availability

following compost application in a tropical acid soil. *Compost Sci Util.* 2018;26:1–15. doi: 10.1080/1065657X.2017.1329039

15. Smith JL, Doran JW. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. In: Doran JW, Jones AJ, editors. *Methods for assessing soil quality*. Madison: WI: Soil Science Society of America; 1997. p. 169–85. doi: 10.2136/sssaspecpub49.c10

16. Zhang Y wang, Wang K bo, Wang J, Liu C, Shangguan Z. Changes in soil water holding capacity and water availability following vegetation restoration on the Chinese Loess Plateau. *Sci Rep (Nat Publ Group)*. 2021;11:1–11. doi: 10.1038/s41598-021-88914-0

17. Chenu C, Rumpel C, Védère C, Barré P. Methods for studying soil organic matter: nature, dynamics, spatial accessibility, and interactions with minerals. In: Paul E, Frey S, editors. *Soil microbiology, ecology and biochemistry*, fifth edition. Amsterdam:NL; Oxford: UK; Cambridge: MA: Elsevier; 2023. p. 369–406. doi: 10.1016/B978-0-12-822941-5.00013-2

18. Pribyl DW. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*. 2010;156:75–83. doi: 10.1016/j.geoderma.2010.02.003

19. Fuke P, T MM, Kumar M, Sawarkar AD, Pandey A, Singh L. Role of microbial diversity to influence the growth and environmental remediation capacity of bamboo: A review. *Ind Crops Prod*. 2021;167. doi: 10.1016/j.indcrop.2021.113567

20. Sharma, Ramesh A, Sharma MP, Joshi OP, Govaerts B, Steenwerth KL, Karlen DL. Microbial community structure and diversity as indicators for evaluating soil quality. In: Lichtfouse E., editors. *Biodiversity, biofuels, agroforestry and conservation agriculture*. Dordrecht: NL: Springer; 2010. p. 317–58. doi: 10.1007/978-90-481-9513-8_11

21. Ros M, Hernandez MT, García C. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol Biochem*. 2003;35:463–9. doi: 10.1016/S0038-0717(02)00298-5

22. Gong W, Yan X, Wang J, Hu T, Gong Y. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China. *Geoderma*. 2009;149:318–24. doi: 10.1016/j.geoderma.2008.12.010

23. Critter SAM, Freitas SS, Airoidi C. Comparison between microorganism counting and a calorimetric method applied to tropical soils. *Thermochim Acta*. 2002;394:133–44. doi: 10.1016/S0040-6031(02)00246-0

24. Popelářova E, Voříšek K, Strnadová S. Relations between activities and counts of soil microorganisms. *Plant Soil Environ*. 2008;54:163–70. doi: 10.17221/390-pse

25. Van Der Heijden MGA, Bardgett RD, Van Straalen NM. The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecol Lett*. 2008;11:296–310. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x

26. Hayatsu M, Katsuyama C, Tago K. Overview of recent researches on nitrifying microorganisms in soil. *Soil Sci Plant Nutr*. 2021;67:619–32. doi: 10.1080/00380768.2021.1981119

27. Groffman PM, Holland EA, Myrold DD, Robertson GP, Zou X. Denitrification. In: Robertson GP, Coleman DC, Bledsoe CS, Sollins P, editors. *Standard soil methods for long-term ecological research*. New York: NY: Oxford University Press, USA; 1999. p. 272–88. doi: 10.1093/oso/9780195120837.003.0014

28. Vats S, Srivastava P, Saxena S, Mudgil B, Kumar N. Beneficial Effects of Nitrogen-Fixing Bacteria for Agriculture of the Future. In: Cruz C, Vishwakarma K, Choudhary DK, Varma, A, editors. Soil Nitrogen Ecology. Cham: CH: Springer; 2021. p. 305–25. doi: 10.1007/978-3-030-71206-8_15
29. Jenkinson DS, Ladd JN. Microbial Biomass in Soil: Measurement and Turnover. In: Paul EA, Ladd JN, editors. Soil biochemistry. New York: NY: Marcel Dekker; 1981. p. 415–71.
30. Brookes P. The Soil Microbial Biomass: Concept, Measurement and Applications in Soil Ecosystem Research. Microbes Environ. 2001;16:131–40. doi: 10.1264/jsme2.2001.131
31. Borken W, Muhs A, Beese F. Application of compost in spruce forests: Effects on soil respiration, basal respiration and microbial biomass. For Ecol Manage. 2002;159:49–58. doi: 10.1016/S0378-1127(01)00709-5
32. Wardle DA, Ghani A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. Soil Biol Biochem. 1995;27:1601–10.
33. Demisie W, Liu Z, Zhang M. Effect of biochar on carbon fractions and enzyme activity of red soil. Catena. 2014;121:214–21. doi: 10.1016/j.catena.2014.05.020
34. Allison SD, Vitousek PM. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. Soil Biol Biochem. 2005;37:937–44. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.09.014
35. Stock SC, Köster M, Dippold MA, Nájera F, Matus F, Merino C, Boy J, Spielvogel S, Gorbushina A, Kuzyakov Y. Environmental drivers and stoichiometric constraints on enzyme activities in soils from rhizosphere to continental scale. Geoderma. 2019;337:973–82. doi: 10.1016/j.geoderma.2018.10.030
36. Song D, Dai X, Guo T, Cui J, Zhou W, Huang S, Shen J, Liang G, He P, Wang X, Zhang S. Organic amendment regulates soil microbial biomass and activity in wheat-maize and wheat-soybean rotation systems. Agric Ecosyst Environ. 2022;333:107974. doi: 10.1016/j.agee.2022.107974
37. Dodor DE, Tabatabai MA. Amidohydrolases in soils as affected by cropping systems. Appl Soil Ecol. 2003;24:73–90. doi: 10.1016/S0929-1393(03)00067-2
38. Frankenberger WT, Tabatabai MA. L-glutaminase activity of soils. Soil Biol Biochem. 1991;23:869–74. doi: 10.1016/0038-0717(91)90099-6
39. Kanazawa S, Kiyota H. Effect of fertilizer and manure application on L-glutaminase and L-asparaginase activities in soils. Soil Sci Plant Nutr. 2000;46:741–4. doi: 10.1080/00380768.2000.10409139
40. Jones DL, Darrah PR. Amino-acid influx at the soil-root interface of *Zea mays* L. and its implications in the rhizosphere. Plant Soil. 1994;163:1–12. doi: 10.1007/BF00033935
41. Rinaudo M. Chitin and chitosan: Properties and applications. Prog Polym Sci. 2006;31:603–32. doi: 10.1016/j.progpolymsci.2006.06.001
42. Yan Q, Fong SS. Bacterial chitinase: Nature and perspectives for sustainable bioproduction. Bioresour Bioprocess. 2015;2. doi: 10.1186/s40643-015-0057-5
43. Tabatabai MA, Ekenler M, Senwo ZN. Significance of Enzyme Activities in Soil Nitrogen Mineralization. Commun Soil Sci Plant Anal. 2010;41:595–605. doi: 10.1080/00103620903531177

44. Parham JA, Deng SP. Detection, quantification and characterization of β -glucosaminidase activity in soil. *Soil Biol Biochem.* 2000;32:1183–90. doi: 10.1016/S0038-0717(00)00034-1
45. Ekenler M, Tabatabai MA. B-Glucosaminidase Activity As an Index of Nitrogen Mineralization in Soils. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2004;35:1081–94. doi: 10.1081/CSS-120030588
46. Tabatabai MA, Ekenler M, Senwo ZN. Significance of enzyme activities in soil nitrogen mineralization. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2010;41:595–605. doi: 10.1080/00103620903531177
47. García-Ruiz JM, Lana-Renault N. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region - A review. *Agric Ecosyst Environ.* 2011;140:317–38. doi: 10.1016/j.agee.2011.01.003
48. Duo LA, Liu CX, Zhao SL. Alleviation of Drought Stress in turfgrass by the combined application of nano-compost and microbes from compost. *Russ J Plant Physiol.* 2018;65:419–26. doi: 10.1134/S102144371803010X
49. El Sabagh A, Hossain A, Barutçular C, Gormus O, Ahmad Z, Hussain S, Islam M, Alharby H, Bamagoos A, Kumar N, Akdeniz H, Fahad S, Meena RS, Abdelhamid M, Wasaya A, Hasanuzzaman M, Sorour S, Saneoka H. Effects of drought stress on the quality of major oilseed crops: Implications and possible mitigation strategies - A review [Internet]. *Applied ecology and environmental research.* 2019 [cited 2021 May 9]. p. 4019–43. Available from: http://dx.doi.org/10.15666/aecr/1702_40194043
50. Lashari MS, Liu Y, Li L, Pan W, Fu J, Pan G, Zheng J, Zheng J, Zhang X, Yu X. Effects of amendment of biochar-manure compost in conjunction with pyroligneous solution on soil quality and wheat yield of a salt-stressed cropland from Central China Great Plain. *F Crop Res.* 2013;144:113–8. doi: 10.1016/j.fcr.2012.11.015
51. Khan MI, Shoukat MA, Cheema SA, Ali S, Azam M, Rizwan M, Qadri R, Al-Wabel MI. Foliar- and soil-applied salicylic acid and bagasse compost addition to soil reduced deleterious effects of salinity on wheat. *Arab J Geosci.* 2019;12. doi: 10.1007/s12517-019-4227-1
52. Siebielec S, Siebielec G, Klimkowicz-Pawlas A, Gałazka A, Grzadziel J, Stuczynski T. Impact of water stress on microbial community and activity in sandy and loamy soils. *Agronomy.* 2020;10. doi: 10.3390/agronomy10091429
53. Certini G, Scalenghe R. The crucial interactions between climate and soil. *Sci Total Environ.* 2023;856:159169. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159169
54. Machado A, Serpa D, Santos AK, Gomes AP, Keizer JJ, Oliveira BRF. Effects of different amendments on the quality of burnt eucalypt forest soils – A strategy for ecosystem rehabilitation. *J Environ Manage.* 2022;320:115766. doi: 10.1016/j.jenvman.2022.115766
55. Barreiro A, Bååth E, Díaz-Raviña M. Bacterial and fungal growth in burnt acid soils amended with different high C/N mulch materials. *Soil Biol Biochem.* 2016;97:102–11. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.03.009
56. Khan AU, Ullah F, Khan N, Mehmood S, Fahad S, Datta R, Irshad I, Danish S, Saud S, Alaraidh IA, Ali HM, Siddiqui MH, Khan ZA, Khan SM, Hussain GS. Production of organic fertilizers from rocket seed (*Eruca sativa* L.), chicken peat and *Moringa Oleifera* leaves for growing linseed under water deficit stress. *Sustain.* 2021;13:1–20. doi: 10.3390/su13010059
57. Ullah N, Ditta A, Imtiaz M, Li X, Jan AU, Mehmood S, Rizwan MS, Rizwan M. Appraisal

for organic amendments and plant growth-promoting rhizobacteria to enhance crop productivity under drought stress: A review. *J Agron Crop Sci.* 2021;207:783–802. doi: 10.1111/jac.12502

58. Wang Q, Awasthi MK, Ren X, Zhao J, Li R, Wang Z, Wang M, Chen H, Zhang Z. Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure: The effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation. *Waste Manag.* 2018;74:221–30. doi: 10.1016/j.wasman.2018.01.015

59. Haudin CS, Zhang Y, Dumény V, Lashermes G, Bergheaud V, Barriuso E, Houot S. Fate of ¹⁴C-organic pollutant residues in composted sludge after application to soil. *Chemosphere.* 2013;92:1280–5. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.02.041

60. Chen YX, Huang XD, Han ZY, Huang X, Hu B, Shi DZ, Wu WX. Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere.* 2010;78:1177–81. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.12.029

61. Sharma, Canditelli M, Fortuna F, Cornacchia G. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: Review. *Energy Convers Manag. Pergamon;* 1997;38:453–78. doi: 10.1016/S0196-8904(96)00068-4

62. Calisti R, Regni L, Proietti P. Compost-recipe: A new calculation model and a novel software tool to make the composting mixture. *J Clean Prod.* 2020;270:122427. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.122427

63. Toundou O, Pallier V, Feuillade-Cathalifaud G, Tozo K. Impact of agronomic and organic characteristics of waste composts from Togo on *Zea mays* L. nutrients contents under water stress. *J Environ Manage.* 2021;285:112158. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112158

64. McGrath D, Henry J, Munroe R, Williams C. Compost improves soil properties and tree establishment along highway roadsides. *Urban For Urban Green.* 2020;55. doi: 10.1016/j.ufug.2020.126851

65. Rashtbari M, Hossein Ali A, Ghorchiani M. Effect of vermicompost and municipal solid waste compost on growth and yield of canola under drought stress conditions. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2020;51:2215–22. doi: 10.1080/00103624.2020.1820023

66. Azarmi R, Ziveh PS, Satari MR. Effect of vermicompost on growth, yield and nutrition status of tomato (*Lycopersicum esculentum*). *Pakistan J Biol Sci.* 2008;11:1797–802. doi: 10.3923/pjbs.2008.1797.1802

67. Hargreaves J, M A, Warman P. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric Ecosyst Environ.* 2008;123:1–14. doi: 10.1016/j.agee.2007.07.004

68. Nunes N, Ragonezi C, Gouveia CSS, Pinheiro de Carvalho MAA. Review of sewage sludge as a soil amendment in relation to current international guidelines: A heavy metal perspective. *Sustain.* 2021;13:1–20. doi: 10.3390/su13042317

69. Grau F, Drechsel N, Haering V, Trautz D, Weerakkody WJSK, Drechsel P, Marschner B, Dissanayake DMPS, Sinnathamby V. Impact of fecal sludge and municipal solid waste co-compost on crop growth of *Raphanus sativus* L. and *Capsicum annuum* L. under stress conditions. *Resources.* 2017;6. doi: 10.3390/resources6030026

70. Abbey, Lord, Ofoe R, Gunupuru LR, Ijenyo M. Variation in frequency of CQA-tested municipal solid waste compost can alter metabolites in vegetables. *Food Res Int.* 2021;143:110225. doi: 10.1016/j.foodres.2021.110225

71. Fresquez PR, Francis RE, Dennis GL. Sewage Sludge Effects on Soil and Plant Quality in a Degraded, Semiarid Grassland. *J Environ Qual.* 1990;19:324–9. doi: 10.2134/jeq1990.00472425001900020020x
72. Navas A, Bermúdez F, MacHín J. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. *Geoderma.* 1998;87:123–35. doi: 10.1016/S0016-7061(98)00072-X
73. FAO (Food and Agriculture Organization). Agricultural Use of Sewage. Waste Water Treat Use Agric FAO Irrig Draw Pap 47. 1992
74. European Commission. Protection of the Environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Off J Eur Communities.* 1986;4:6–12.
75. Marttinen SK, Hänninen K, Rintala JA. Removal of DEHP in composting and aeration of sewage sludge. *Chemosphere.* 2004;54:265–72. doi: 10.1016/S0045-6535(03)00661-1
76. Mohammadi Torkashvand A, Shahin HR, Mohammadi M. Growth of olive saplings in different media containing artificial and natural super absorbents at two irrigation intervals. *Glob J Environ Sci Manag.* 2017;3:311–22. doi: 10.22034/gjesm.2017.03.03.008
77. Hernández A, Castillo H, Ojeda D, Arras A, López J, Sánchez E. Efecto de vermicompost y compost en la producción de lechuga. *Chil J Agric Res.* 2010;70:583–9. doi: 10.4067/S0718-58392010000400008
78. Danish S, Zafar-Ul-Hye M. Combined role of ACC deaminase producing bacteria and biochar on cereals productivity under drought. *Phyton (B Aires). Fundacion Romulo Raggio;* 2020;89:217–27. doi: 10.32604/phyton.2020.08523
79. Ali S, Rizwan M, Qayyum MF, Ok YS, Ibrahim M, Riaz M, Arif MS, Hafeez F, Al-Wabel MI, Shahzad AN. Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: a critical review. *Environ Sci Pollut Res.* 2017;24:12700–12. doi: 10.1007/s11356-017-8904-x
80. Guo X xia, Liu H tao, Zhang J. The role of biochar in organic waste composting and soil improvement: A review. *Waste Manag.* 2020;102:884–99. doi: 10.1016/j.wasman.2019.12.003
81. Bouqbis L, Werner Koyro H, Kammann C, Zohra Ainlhout LF, Boukhalef L, Cherif Harrouni M. Characterization of pyrolysis products derived from three biological wastes and their effect on plant growth and soil water retention. *E3S Web Conf. EDP Sciences;* 2018;37. doi: 10.1051/e3sconf/20183702004
82. Bradáčová K, Florea AS, Bar-Tal A, Minz D, Yermiyahu U, Shawahna R, Kraut-Cohen J, Zolti A, Erel R, Dietel K, Weinmann M, Zimmermann B, Berger N, Ludewig U, Neumann G, Posta G. Microbial consortia versus single-strain inoculants: An advantage in PGPM-assisted tomato production? *Agronomy.* 2019;9:105. doi: 10.3390/agronomy9020105
83. Toubali S, Tahiri AI, Anli M, Symanczik S, Boutasknit A, Ait-El-mokhtar M, Ben-Laouane R, Oufdou K, Ait-Rahou Y, Ben-Ahmed H, Jemo M, Hafidi M, Meddich A. Physiological and biochemical behaviors of date palm vitroplants treated with microbial consortia and compost in response to salt stress. *Appl Sci.* 2020;10:1–25. doi: 10.3390/app10238665
84. Debode J, Ebrahimi N, D'Hose T, Cremelie P, Viaene N, Vandecasteele B. Has compost with biochar added during the process added value over biochar or compost to increase disease suppression? *Appl Soil Ecol.* 2020;153. doi: 10.1016/j.apsoil.2020.103571
85. Bashir A, Rizwan M, Zia ur Rehman M, Zubair M, Riaz M, Qayyum MF, Alharby HF,

Bamagoos AA, Ali S. Application of co-composted farm manure and biochar increased the wheat growth and decreased cadmium accumulation in plants under different water regimes. *Chemosphere*. 2020;246. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125809

86. Zaki MK, Noda K, Ito K, Komariah, Ariyanto DP, Senge M. Effect of organic amendments on maize cultivation under agricultural drought conditions in Central Java, Indonesia. *Hydrol Res Lett*. 2020;14:150–4. doi: 10.3178/hr.14.150

87. Roy R, Núñez-Delgado A, Sultana S, Wang J, Munir A, Battaglia ML, Sarker T, Seleiman MF, Barmon M, Zhang R. Additions of optimum water, spent mushroom compost and wood biochar to improve the growth performance of *Althaea rosea* in drought-prone coal-mined spoils. *J Environ Manage*. 2021;295. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.113076

88. Baruah A, Baruah KK, Bhattacharyya P. Comparative effectiveness of organic substitution in fertilizer schedule: Impacts on nitrous oxide emission, photosynthesis, and crop productivity in a tropical summer rice paddy. *Water Air Soil Pollut*. 2016;227:1–13. doi: 10.1007/s11270-016-3111-9

89. Li Z, Wang M, Yang Y, Zhao S, Zhang Y, Wang X. Effect of composted manure plus chemical fertilizer application on aridity response and productivity of apple trees on the loess plateau, China. *Arid L Res Manag*. 2017;31:388–403. doi: 10.1080/15324982.2017.1344332

90. Salifu M. Effects of water deficit on the growth and yield formation of maize (*Zea mays* L.). *Acta Agrar Debreceniensis*. 2017;143–8. doi: 10.34101/actaagrar/72/1606

91. Macedo FL, Nóbrega H, de Freitas JGR, Ragonezi C, Pinto L, Rosa J, Pinheiro de Carvalho MAA. Estimation of productivity and above-ground biomass for corn (*Zea mays*) via vegetation indices in Madeira Island. *Agriculture*. 2023;13:1115. doi: 10.3390/agriculture13061115

92. Verhulst N, Govaerts B, Sayre KD, Deckers J, François IM, Dendooven L. Using NDVI and soil quality analysis to assess influence of agronomic management on within-plot spatial variability and factors limiting production. *Plant Soil*. 2009;317:41–59. doi: 10.1007/S11104-008-9787-X/FIGURES/6

93. Serrano J, Shahidian S, Paixão L, Marques da Silva J, Moral F. Management zones in pastures based on soil apparent electrical conductivity and altitude: NDVI, soil and biomass sampling validation. *Agronomy*. 2022;12. doi: 10.3390/agronomy12040778

94. García-Gil JC, Plaza C, Soler-Rovira P, Polo A. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol Biochem*. 2000;32:1907–13. doi: 10.1016/S0038-0717(00)00165-6

95. Dhanker R, Chaudhary S, Goyal S, Garg VK. Influence of urban sewage sludge amendment on agricultural soil parameters. *Environ Technol Innov*. 2021;23:101642. doi: 10.1016/j.eti.2021.101642

96. Cardarelli M, El Chami A, Iovieno P, Rouphael Y, Bonini P, Colla G. Organic fertilizer sources distinctively modulate productivity, quality, mineral composition, and soil enzyme activity of greenhouse lettuce grown in degraded soil. *Agronomy*. 2023;13:194. doi: 10.3390/agronomy13010194

97. Smethurst P. Tree Physiology Nutritional Physiology of Trees. In: Evans J, Youngquist JA, editors. *Encyclopedia of forest sciences*. Oxford: UK; San Diego: CA: Elsevier Acad Press; 2004. p. 1616–22. doi: 10.1016/b0-12-145160-7/00103-4

98. Kumar V, Pathania N, Sharma S, Sharma R. Dynamics of plant nutrient signaling through

compost. *The Microbe*. 2024;2:100047. doi: 10.1016/J.MICROB.2024.100047

99. Ziadi N, Whalen JK, Messiga AJ, Morel C. Assessment and modeling of soil available phosphorus in sustainable cropping systems. *Adv Agron*. 2013. 122: 85–126. doi: 10.1016/B978-0-12-417187-9.00002-4

100. Bustamante MÁ, Michelozzi M, Caracciolo AB, Grenni P, Verbokkem J, Geerdink P, Safi C, Nogues I. Effects of soil fertilization on terpenoids and other carbon-based secondary metabolites in *rosmarinus officinalis* plants: A comparative study. *Plants*. 2020;9:1–19. doi: 10.3390/plants9070830

101. ISO (International Organization for Standardization). ISO 10390:2005 Soil quality — Determination of pH

102. Tseng DY. Spectroscopic analysis (FT-IR) of polysaccharide degradation in a bench-scale solid waste treatment (composting) system. *Stud Environ Sci*. 1997;66:497–509. doi: 10.1016/S0166-1116(97)80066-0

103. ISO (International Organization for Standardization). ISO 11465, Soil quality - Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method, Technical corrigendum 1

104. AOAC. Official Methods of Analysis of the Association of Analytical Chemists International. Gaithersburg, MD, USA AOAC Int. 2005;2005.

105. ISO (International Organization for Standardization). ISO 10694:1995 Soil quality - Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)

106. Iglesias Jiménez E, Pérez García V. Relationships between organic carbon and total organic matter in municipal solid wastes and city refuse composts. *Bioresour Technol*. 1992;41:265–72. doi: 10.1016/0960-8524(92)90012-M

107. Riehm H. Die ammoniumlaktatessigsäure-methode zur bestimmung der leichtloeslichen phosphorsäure in karbonathaltigen boden. *Agrochimica*. 1958;3:49–65.

108. Forster JC. Soil sampling, handling, storage and analysis. In: Alef K, Nanniperi P, editors. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. San Diego: CA: Academic Press. 1995. p. 106. doi: 10.1016/B978-012513840-6/50018-5

109. Dionísio JA, Pimentel IC, Signor D, Paula AM de, Maceda A, Mattana AL. *Guia prático de biologia do solo*. Curitiba: PR: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2016.

110. Sutton S. The most probable number method and its uses in enumeration, qualification, and validation. *J Valid Technol*. 2010;16:35–8.

111. Isermeyer H. Eine einfache methode zur bestimmung der bodenatmung und der karbonate im boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkd*. 1952;56:26–38. doi: 10.1002/jpln.19520560107

112. Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem*. 1987;19:703–7. doi: 10.1016/0038-0717(87)90052-6

113. Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS. Microbial biomass measurements in forest soils: Determination of kC values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. *Soil Biol Biochem*. 1987;19:689–96. doi: 10.1016/0038-0717(87)90050-2

114. Anderson TH, Domsch KH. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol Biochem.* 1993;25:393–5. doi: 10.1016/0038-0717(93)90140-7
115. Yadav MBN, Padmaja G, Anjaiah T, Kumari JA, Madhavi M. Standardisation of assay of L-glutaminase activity in arid and semi arid tropical soils of South India. *Indian J Ecol.* 2022;49:1357–62. doi: 10.55362/IJE/2022/3671
116. Portugal. Decreto-Lei 30/2022, de 11 de abril. Diário da República n°71/2022 Série I. 2022, p.2-22
117. Azim K, Soudi B, Boukhari S, Perissol C, Roussos S, Thami Alami I. Composting parameters and compost quality: a literature review. *Org Agric.* 2018;8:141–58. doi: 10.1007/s13165-017-0180-z
118. Leifeld J, Siebert S, Kögel-Knabner I. Changes in the chemical composition of soil organic matter after application of compost. *Eur J Soil Sci.* 2002;53:299–309. doi: 10.1046/j.1351-0754.2002.00453.x
119. Cheng KH, Huang MC, Lu MF, Chou YJ, Lin JJ. Assessment of degree of maturity of compost produced by different kitchen waste composting methods. *Adv Mater Res.* 2013;652–654:1642–51. doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.652-654.1642
120. Ji Z, Zhang L, Liu Y, Li X, Li Z. Evaluation of composting parameters, technologies and maturity indexes for aerobic manure composting: A meta-analysis. *Sci Total Environ.* 2023;886. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.163929
121. Nardi S, Reniero F, Concheri G. Soil organic matter mobilization by root exudates of three maize hybrids. *Chemosphere.* 1997;35:2237–44. doi: 10.1016/S0045-6535(97)00302-0
122. Bais HP, Weir TL, Perry LG, Gilroy S, Vivanco JM. The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annu Rev Plant Biol.* 2006;57:233–66. doi: 10.1146/annurev.arplant.57.032905.105159
123. Bashir S, Bakhsh Gulshan A, Iqbal J, Husain A, Alwahibi MS, Alkahtani J, Dwiningsih Y, Bakhsh A, Ahmmed N, Khan MJ, Ibrahim M, Diao ZH. Comparative role of animal manure and vegetable waste induced compost for polluted soil restoration and maize growth. *Saudi J Biol Sci.* 2021;28:2534–9. doi: 10.1016/j.sjbs.2021.01.057
124. Tang X, Li X, Liu X, Hashmi MZ, Xu J, Brookes PC. Effects of inorganic and organic amendments on the uptake of lead and trace elements by *Brassica chinensis* grown in an acidic red soil. *Chemosphere.* 2015;119:177–83. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.05.081
125. Abujabhah IS, Bound SA, Doyle R, Bowman JP. Effects of biochar and compost amendments on soil physico-chemical properties and the total community within a temperate agricultural soil. *Appl Soil Ecol.* 2016;98:243–53. doi: 10.1016/j.apsoil.2015.10.021
126. Zheng Y, Han X, Li Y, Yang J, Li N, An N. Effects of biochar and straw application on the physicochemical and biological properties of paddy soils in Northeast China. *Sci Rep (Nat Publ Group).* 2019;9:1–11. doi: 10.1038/s41598-019-52978-w
127. Eghball B, Ginting D, Gilley JE. Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. 2004;96:442–7. doi: 10.2134/agronj2004.4420
128. Ozlu E, Kumar S. Response of Soil Organic Carbon, pH, Electrical conductivity, and water stable aggregates to long-term annual manure and inorganic fertilizer. *Soil Sci Soc Am J.*

2018;82:1243–51. doi: 10.2136/sssaj2018.02.0082

129. Faria M, Bertocco T, Barroso A, Carvalho M, Fonseca F, Matos CD, Figueiredo T, Braga AS, Valente T, Jiménez-Ballesta R. A Comparison of Analytical Methods for the Determination of Soil pH: Case Study on Burned Soils in Northern Portugal. *Fire*. 2023;6:227. doi: 10.3390/fire6060227

130. Ji CJ, Yang YH, Han WX, He YF, Smith J, Smith P. Climatic and edaphic controls on soil pH in alpine grasslands on the Tibetan Plateau, China: A quantitative analysis. *Pedosphere*. 2014;24:39–44. doi: 10.1016/S1002-0160(13)60078-8

131. Zhang YY, Wu W, Liu H. Factors affecting variations of soil pH in different horizons in hilly regions. *PLoS One*. 2019;14:1–13. doi: 10.1371/journal.pone.0218563

132. Gallardo-Lara F, Nogales R. Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system: A review. *Biol Wastes*. 1987;19:35–62. doi: 10.1016/0269-7483(87)90035-8

133. Eigenberg RA, Doran JW, Nienaber JA, Ferguson RB, Woodbury BL. Electrical conductivity monitoring of soil condition and available N with animal manure and a cover crop. *Agric Ecosyst Environ*. 2002;88:183–93. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00256-0

134. Leroy BLM, Herath HMSK, Sleutel S, De Neve S, Gabriels D, Reheul D, Moens M. The quality of exogenous organic matter: Short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use Manag*. 2008;24:139–47. doi: 10.1111/j.1475-2743.2008.00142.x

135. Leifeld J, Siebert S, Kögel-Knabner I. Changes in the chemical composition of soil organic matter after application of compost. *Eur J Soil Sci*. 2002;53:299–309. doi: 10.1046/j.1351-0754.2002.00453.x

136. Chen L, Zhou S, Zhang Q, Zou M, Yin Q, Qiu Y, Qin W. Effect of organic material addition on active soil organic carbon and microbial diversity: A meta-analysis. *Soil Tillage Res*. 2024;241:106128. doi: 10.1016/j.still.2024.106128

137. Smiciklas KD, Walker PM, Kelley TR. Evaluation of compost for use as a soil amendment in corn and soybean production. *Compost Sci Util*. 2008;16:183–91. doi: 10.1080/1065657X.2008.10702376

138. Golchin A, Clarke P, Oades JM, Skjemstad JO. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. *Aust J Soil Res*. 1995;33:975–93. doi: 10.1071/SR9950975

139. Barral MT, Paradelo R, Moldes AB, Domínguez M, Díaz-Fierros F. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resour Conserv Recycl*. 2009;53:529–34. doi: 10.1016/j.resconrec.2009.04.001

140. Chen X, Zhang D, Liang G, Qiu Q, Liu J, Zhou G, Liu S, Chu G, Yan J. Effects of precipitation on soil organic carbon fractions in three subtropical forests in southern China. *J Plant Ecol*. 2015;9:10–9. doi: 10.1093/jpe/rtv027

141. Yu CQ, Wang JW, Shen ZX, Fu G. Effects of experimental warming and increased precipitation on soil respiration in an alpine meadow in the Northern Tibetan Plateau. *Sci Total Environ*. 2019;647:1490–7. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.111

142. Chen Y, Camps-Arbestain M, Shen Q, Singh B, Cayuela ML. The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: a meta-analysis and review. *Nutr Cycl*

143. Nigussie A, Haile W, Agegnehu G, Kiflu A. Growth, nitrogen uptake of maize (*Zea mays* L.) and soil chemical properties, and responses to compost and nitrogen rates and their mixture on different textured soils: Pot experiment. *Appl Environ Soil Sci*. 2021;2021:9931763. doi: 10.1155/2021/9931763
144. Binkley D, Bell R, Sollins P. Comparison of methods for estimating soil nitrogen transformations in adjacent conifer and alder-conifer forests. *Can J For Res*. 1992;22:858–63. doi: 10.1139/x92-115
145. Ma BL, Dwyer LM, Gregorich EG. Soil nitrogen amendment effects on seasonal nitrogen mineralization and nitrogen cycling in maize production. *Agron J*. 1999;91:1003–9. doi: 10.2134/agronj1999.9161003x
146. Ma BL, Dwyer LM, Gregorich EG. Soil nitrogen amendment effects on nitrogen uptake and grain yield of maize. *Agron J*;91:650–6. doi: 10.2134/agronj1999.914650x
147. Hooker BA, Morris TF, Peters R, Cardon ZG. Long-term effects of tillage and corn stalk return on soil carbon dynamics. *Soil Sci Soc Am J*. 2005;69:188. doi: 10.2136/sssaj2005.0188
148. Lou Y, Xu M, Chen X, He X, Zhao K. Stratification of soil organic C, N and C: N ratio as affected by conservation tillage in two maize fields of China. *Catena*. 2012;95:124–30. doi: 10.1016/j.catena.2012.02.009
149. Miller AJ, Amundson R, Burke IC, Yonker C. The effect of climate and cultivation on soil organic C and N. *Biogeochemistry*. 2004;67:57–72. doi: 10.1023/B:BIOG.0000015302.16640.a5
150. Sun Y, Wang C, Chen HYH, Ruan H. Responses of C:N stoichiometry in plants, soil, and microorganisms to nitrogen addition. *Plant Soil*. 2020;456:277–87. doi: 10.1007/s11104-020-04717-8
151. Gil M V., Carballo MT, Calvo LF. Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. *Waste Manag*. 2008;28:1432–40. doi: 10.1016/J.WASMAN.2007.05.009
152. Eghball B, Power JF. Phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications corn production and soil phosphorus. 1999;63:895–901. doi: 10.2136/SSSAJ1999.634895X
153. Tabbasum S, Akhtar M, Sarwar N, Tipu MI, Ikram W, Ashraf A, Ejaz A, Murtaza B, Khan MR. Relative effectiveness of phosphorus and potassium along with compost and organic acids on maize crop grown in calcareous soil: a multivariate analysis. *J Soil Sci Plant Nutr*. 2021;21:437–49. doi: 10.1007/s42729-020-00372-1
154. Lakhdar A, Rabhi M, Ghnaya T, Montemurro F, Jedidi N, Abdelly C. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *J Hazard Mater*. 2009;171:29–37. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.05.132
155. Bhattacharyya P, Chakrabarti K, Chakraborty A, Nayak DC, Tripathy S, Powell MA. Municipal waste compost as an alternative to cattle manure for supplying potassium to lowland rice. *Chemosphere*. 2007;66:1789–93. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.07.062
156. Calviño PA, Andrade FH, Sadras VO. Maize yield as affected by water availability, soil depth, and crop management. *Agron J*. 2003;95:275–81. doi: 10.2134/agronj2003.2750
157. Cercioglu M. The role of organic soil amendments on soil physical properties and yield of

maize (*Zea mays* L.). *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2017;48:683–91. doi: 10.1080/00103624.2017.1298787

158. Shahadha SS, Al-Dharob M, Al-Jubouri M, Salih R. The impact of compost and expanded perlite on soil physical properties and water productivity under different irrigation practices. *J Arid Agric.* 2023;9:92–8. doi: 10.25081/jaa.2023.v9.8654

159. Kiboi MN, Ngetich KF, Fliessbach A, Muriuki A, Mugendi DN. Soil fertility inputs and tillage influence on maize crop performance and soil water content in the Central Highlands of Kenya. *Agric Water Manag.* 2019;217:316–31. doi: 10.1016/j.agwat.2019.03.014

160. Brown S, Cotton M. Changes in soil properties and carbon content following compost application: Results of on-farm sampling. *Compost Sci Util.* 2011;19:87–96. doi: 10.1080/1065657X.2011.10736983

161. Vicente-Serrano SM, Beguería S, López-Moreno JL. A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *J Clim.* 2010;23:1696–718. doi: 10.1175/2009JCLI2909.1

162. Evanylo G, Sherony C, Spargo J, Starner D, Brosius M, Haering K. Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. *Agric Ecosyst Environ.* 2008;127:50–8. doi: 10.1016/j.agee.2008.02.014

163. Lucas ST, D'Angelo EM, Williams MA. Improving soil structure by promoting fungal abundance with organic soil amendments. *Appl Soil Ecol.* 2014;75:13–23. doi: 10.1016/j.apsoil.2013.10.002

164. Bastida F, Torres IF, Hernández T, García C. The impacts of organic amendments: Do they confer stability against drought on the soil microbial community? *Soil Biol Biochem.* 2017;113:173–83. doi: 10.1016/j.soilbio.2017.06.012

165. Zak DR, Holmes WE, White DC, Peacock AD, Tilman D. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links? *Ecology.* 2003;84:2042–50. doi: 10.1890/02-0433

166. Zhao Y, Zhang M, Yang W, Di HJ, Ma L, Liu W, Li B. Effects of microbial inoculants on phosphorus and potassium availability, bacterial community composition, and chili pepper growth in a calcareous soil: a greenhouse study. *J Soils Sediments.* 2019;19:3597–607. doi: 10.1007/s11368-019-02319-1

167. Pinheiro de Carvalho MAA, Ragonezi C, Oliveira MCO, Reis F, Macedo FL, de Freitas JGR, Nóbrega H, Ganância JFT. Anticipating the climate change impacts on Madeira's agriculture: the characterization and monitoring of a vine agrosystem. *Agronomy.* 2022;12:2201. doi: 10.3390/agronomy12092201

168. Oliveira MCO, Ragonezi C, Valente S, de Freitas JGR, Pinheiro de Carvalho MAA. Microorganism community structure: A characterisation of agrosystems from Madeira Archipelago. *Environ Microbiol Rep.* 2024;16. doi: 10.1111/1758-2229.13227

169. ISOPlexis Centre of Sustainable Agriculture and Food Technology - University of Madeira. ISOPlexis Germplasm Resources Information Network [Internet]. ISOPlexis Centre of Sustainable Agriculture and Food Technology - University of Madeira: Madeira Portugal. [cited 2024 May 15]. Available from: <https://isoplexis.uma.pt/gringlobal/search.aspx>

170. Zhen Z, Liu H, Wang N, Guo L, Meng J, Ding N, Wu G, Jiang G. Effects of manure compost

application on soil microbial community diversity and soil microenvironments in a temperate cropland in China. *PLoS One*. 2014;9:e108555. doi: 10.1371/journal.pone.0108555

171. Dinesh R, Dubey RP, Shyam Prasad G. Soil microbial biomass and enzyme activities as influenced by organic manure incorporation into soils of a rice-rice system. *J Agron Crop Sci*. 1998;181:173–8. doi: 10.1111/j.1439-037X.1998.tb00414.x

172. Pérez-Piqueres A, Edel-Hermann V, Alabouvette C, Steinberg C. Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biol Biochem*. 2006;38:460–70. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.05.025

173. Badia D, Alcañiz JM. Basal and specific microbial respiration in semiarid agricultural soils: Organic amendment and irrigation management effects. *Geomicrobiol J*. 1993;11:261–74. doi: 10.1080/01490459309377956

174. Pascual J, Hernandez T, Garcia C, Garcia A. Changes in the organic matter mineralization rates of an arid soil after amendment with organic wastes. *Arid Soil Res Rehabil*. 1998;12:63–72. doi: 10.1080/15324989809381498

175. Insam H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biol Biochem*. 1990;22:525–32. doi: 10.1016/0038-0717(90)90189-7

176. Hu J, Lin X, Wang J, Dai J, Chen R, Zhang J, Wong MH. Microbial functional diversity, metabolic quotient, and invertase activity of a sandy loam soil as affected by long-term application of organic amendment and mineral fertilizer. *J Soils Sediments*. 2011;11:271–80. doi: 10.1007/s11368-010-0308-1

177. Sun Y, Zang H, Splettstößer T, Kumar A, Xu X, Kuzyakov Y, Pausch J. Plant intraspecific competition and growth stage alter carbon and nitrogen mineralization in the rhizosphere. *Plant Cell Environ*. 2021;44:1231–42. doi: 10.1111/pce.13945

178. Wardle DA, Ghani A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol Biochem*. 1995;27:1601–10. doi: 10.1016/0038-0717(95)00093-T

179. Ghoshal N, Singh KP. Effects of farmyard manure and inorganic fertilizer on the dynamics of soil microbial biomass in a tropical dryland agroecosystem. *Biol Fertil Soils*. 1995;19:231–8. doi: 10.1007/BF00336165

180. Wang WJ, Dalal RC, Moody PW, Smith CJ. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biol Biochem*. 2003;35:273–84. doi: 10.1016/S0038-0717(02)00274-2

181. Costantini A, Cosentino D, Segat A. Influence of tillage systems on biological properties of a typic argiudoll soil under continuous maize in central argentina. *Soil Tillage Res*. 1996;38:265–71. doi: 10.1016/S0167-1987(96)01039-2

182. Rochette P, Angers DA, Flanagan LB. Maize residue decomposition measurement using soil surface carbon dioxide fluxes and natural abundance of carbon-13. *Soil Sci Soc Am J*. 1999;63:1385–96. doi: 10.2136/sssaj1999.6351385x

183. Tejada M, Benítez C. Organic amendment based on vermicompost and compost: Differences on soil properties and maize yield. *Waste Manag Res*. 2011;29:1185–96. doi: 10.1177/0734242X10383622

184. Siedt M, Schäffer A, Smith KEC, Nabel M, Roß-Nickoll M, van Dongen JT. Comparing

straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. *Sci Total Environ.* 2021;751:141607. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141607

185. Zeller V, Bardgett RD, Tappeiner U. Site and management effects on soil microbial properties of subalpine meadows: A study of land abandonment along a north-south gradient in the European Alps. *Soil Biol Biochem.* 2001;33:639–49. doi: 10.1016/S0038-0717(00)00208-X

186. Alvarez R, Santanoglia OJ, García R. Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems. *Biol Fertil Soils.* 1995;19:227–30. doi: 10.1007/BF00336164

187. Rajput R, Pokhriya P, Panwar P, Arunachalam A, Arunachalam K. Soil nutrients, microbial biomass, and crop response to organic amendments in rice cropping system in the Shiwaliks of Indian Himalayas. *Int J Recycl Org Waste Agric.* 2019;8:73–85. doi: 10.1007/s40093-018-0230-x

188. Padbhushan R, Rakshit R, Das A, Sharma RP. Effects of various organic amendments on organic carbon pools and water stable aggregates under a scented rice–potato–onion cropping system. *Paddy Water Environ.* 2016;14:481–9. doi: 10.1007/s10333-015-0517-8

189. Chinnadurai C, Gopalaswamy G, Balachandar D. Impact of long-term organic and inorganic nutrient managements on the biological properties and eubacterial community diversity of the Indian semi-arid Alfisol. *Arch Agron Soil Sci.* 2014;60:531–48. doi: 10.1080/03650340.2013.803072

190. Tamilselvi SM, Chinnadurai C, Ilamurugu K, Arulmozhiselvan K, Balachandar D. Effect of long-term nutrient managements on biological and biochemical properties of semi-arid tropical alfisol during maize crop development stages. *Ecol Indic.* 2015;48:76–87. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.08.001

191. Nava-Arsola NE, Beltrán-Paz O, Martínez-Jardines G, Chávez-Vergara B. Metabolic quotient and specific enzymatic activity in response to the addition of organic amendments to mining tailings. *Int J Environ Sci Technol.* 2024;21:4239–50. doi: 10.1007/s13762-023-05280-2

192. Anderson TH, Domsch KH. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol Biochem.* 1989;21:471–9. doi: 10.1016/0038-0717(89)90117-X

193. Gonzalez-Quñones V, Stockdale EA, Banning NC, Hoyle FC, Sawada Y, Wherrett AD, Jones DL, Murphy DV. Soil microbial biomass - Interpretation and consideration for soil monitoring. *Soil Res.* 2011;49:287–304. doi: 10.1071/SR10203

194. Cheng F, Peng X, Zhao P, Yuan J, Zhong C, Cheng Y, Cui C, Zhang S. Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling mountains. *PLoS One.* 2013;8:e67353. doi: 10.1371/journal.pone.0067353

195. Ashraf MN, Waqas MA, Rahman S. Microbial metabolic quotient is a dynamic indicator of soil health: Trends, implications and perspectives (Review). *Eurasian Soil Sci.* 2022;55:1794–803. doi: 10.1134/S1064229322700119

196. Leifeld J, Siebert S, Kögel-Knabner I. Biological activity and organic matter mineralization of soils amended with biowaste composts. *J Plant Nutr Soil Sci.* 2002;165:151–9. doi: 10.1002/1522-2624(200204)165:2<151::AID-JPLN151>3.0.CO;2-T

197. Massaccesi L, Nogués I, Mazzurco Miritana V, Passatore L, Zacchini M, Pietrini F, Carloni S, Marabottini R, Moscatelli MC, Marinari S. Short-term effects of biochar and compost on soil

microbial community, C and N cycling, and lettuce (*Lactuca sativa* L.) yield in a Mediterranean environment. *Appl Soil Ecol.* 2024;199:105411. doi: 10.1016/j.apsoil.2024.105411

198. Gunina A, Kuzyakov Y. From energy to (soil organic) matter. *Glob Chang Biol.* 2022;28:2169–82. doi: 10.1111/gcb.16071

199. Chen J, Chen D, Xu Q, Fuhrmann JJ, Li L, Pan G, Li Y, Qin H, Liang C, Sun X. Organic carbon quality, composition of main microbial groups, enzyme activities, and temperature sensitivity of soil respiration of an acid paddy soil treated with biochar. *Biol Fertil Soils.* 2019;55:185–97. doi: 10.1007/s00374-018-1333-2

200. Ashraf MN, Hu C, Wu L, Duan Y, Zhang W, Aziz T, Cai A, Abrar MM, Xu M. Soil and microbial biomass stoichiometry regulate soil organic carbon and nitrogen mineralization in rice-wheat rotation subjected to long-term fertilization. *J Soils Sediments.* 2020;20:3103–13. doi: 10.1007/s11368-020-02642-y

201. Zhong W, Gu T, Wang W, Zhang B, Lin X, Huang Q, Shen W. The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. *Plant Soil.* 2010;326:523–523. doi: 10.1007/s11104-009-0099-6

202. Bhattacharyya P, Chakrabarti K, Tripathy S, Chakraborty A, Kim K, Kim SH. L-asparaginase and L-glutaminase activities in submerged rice soil amended with municipal solid waste compost and decomposed cow manure. *J Environ Sci Heal B.* 2007;42:593–8. doi: 10.1080/03601230701389462

203. Kader MA, Yeasmin S, Solaiman ZM, De Neve S, Sleutel S. Response of hydrolytic enzyme activities and nitrogen mineralization to fertilizer and organic matter application in subtropical paddy soils. *Eur J Soil Biol.* 2017;80:27–34. doi: 10.1016/j.ejsobi.2017.03.004

204. Patra A, Sharma VK, Purakayastha TJ, Barman M, Kumar S, Chakraborty D, Chobhe KA, Nath DJ. Effect of integrated nutrient management in rice on nitrogen availability, L-asparaginase and L-glutaminase activity in acidic soil. *Int J Curr Microbiol Appl Sci.* 2017;6:3777–83. doi: 10.20546/ijcmas.2017.609.466

205. Khalili B, Nourbakhsh F. Vertical distribution of soluble organic nitrogen, nitrogen mineralization, nitrification, and amidohydrolase activities in a manure-treated soil. *J Plant Nutr Soil Sci.* 2012;175:265–72. doi: 10.1002/jpln.201000046

206. Nourbakhsh F, Alinejadian A. Arginine ammonification and L-glutaminase assays as rapid indices of corn nitrogen availability. *J Plant Nutr Soil Sci.* 2009;172:127–33. doi: 10.1002/jpln.200700287

207. Dick RP. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: Doran W, Coleman DC, Bezdicek DF, Stewart BA, editors. *Defining soil quality for a sustainable environment.* Madison: WI: Soil Science Society of America. 1994. p. 107–24. doi: 10.2136/sssaspecpub35.c7

208. Frankenberger WT, Tabatabai MA. Factors affecting L-glutaminase activity in soils. *Soil Biol Biochem.* 1991;23:875–9. doi: 10.1016/0038-0717(91)90100-X

209. Grzyb A, Wolna-Maruwka A, Niewiadomska A. The significance of microbial transformation of nitrogen compounds in the light of integrated crop management. *Agronomy.* 2021;11:1415. doi: 10.3390/agronomy11071415

210. Sorrenti G, Buriani G, Gaggia F, Baffoni L, Spinelli F, Di Gioia D, Toselli M. Soil CO₂ emission partitioning, bacterial community profile and gene expression of *Nitrosomonas* spp. and *Nitrobacter* spp. of a sandy soil amended with biochar and compost. *Appl Soil Ecol.*

2017;112:79–89. doi: 10.1016/j.apsoil.2017.01.003

211. Deng SP, Tabatabai -M A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils. *Biol Fertil Soils*. 1996;22:202–7. doi: 10.1007/bf00382513

212. Dilly O, Munch JC. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. *Soil Biol Biochem*. 1996;28:1073–81. doi: 10.1016/0038-0717(96)00075-2

213. Zebarth BJ, Forge TA, Goyer C, Brin LD. Effect of soil acidification on nitrification in soil. *Can J Soil Sci*. 2015;95:359–63. doi: 10.4141/cjss-2015-040

214. Haddad SA, Tabatabai MA, Loynachan TE. Biochemical processes controlling soil nitrogen mineralization under waterlogged conditions. *Soil Sci Soc Am J*. 2013;77:809–16. doi: 10.2136/SSSAJ2012.0231

215. Khosrozadeh S, Khalili B, Nourbakhsh F. Variation of soil amino acid pools and N-hydrolysis potential in arid lands. *Eur J Soil Sci*. 2023;74:e13432. doi: 10.1111/ejss.13432

216. Chen H, Li D, Zhao J, Xiao K, Wang K. Effects of nitrogen addition on activities of soil nitrogen acquisition enzymes : A meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ*. 2018;252:126–31. doi: 10.1016/j.agee.2017.09.032

217. Solangi F, Zhu X, Solangi KA, Iqbal R, Elshikh MS, Alarjani KM, Elsalahy HB. Responses of soil enzymatic activities and microbial biomass phosphorus to improve nutrient accumulation abilities in leguminous species. *Sci Rep (Nat Publ Group)*. 2024;14:1–15. doi: 10.1038/s41598-024-61446-z

218. Fernandez AL, Sheaffer CC, Wyse DL, Staley C, Gould TJ, Sadowsky MJ. Associations between soil bacterial community structure and nutrient cycling functions in long-term organic farm soils following cover crop and organic fertilizer amendment. *Sci Total Environ*. 2016;566–567:949–59. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.073

219. Ekenler M, Tabatabai MA. β -glucosaminidase activity of soils: Effect of cropping systems and its relationship to nitrogen mineralization. *Biol Fertil Soils*. 2002;36:367–76. doi: 10.1007/s00374-002-0541-x

220. Ekenler M, Tabatabai MA. Tillage and residue management effects on β -glucosaminidase activity in soils. *Soil Biol Biochem*. 2003;35:871–4. doi: 10.1016/S0038-0717(03)00094-4

221. Jamro GM, Chang SX, Naeth MA. Organic capping type affected nitrogen availability and associated enzyme activities in reconstructed oil sands soils in Alberta, Canada. *Ecol Eng*. 2014;73:92–101. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.005

222. Sinsabaugh RL, Lauber CL, Weintraub MN, Ahmed B, Allison SD, Crenshaw C, Contosta A, Cusack D, Frey S, Gallo ME, Gartner TB, Hobbie S, Holland K, Keeler B, Powers J, Štursová M, Takacs-Vesbach C, Waldrop M, Wallenstein M, Zak D, Zeglin L. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecol Lett*. 2008;11:1252–64. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x

223. Lupwayi NZ, Zhang Y, Hao X, Thomas BW, Eastman AH, Schwinghamer TD. Linking soil microbial biomass and enzyme activities to long-term manure applications and their nonlinear legacy. *Pedobiologia*. 2019;74:34–42. doi: 10.1016/j.pedobi.2019.04.001

224. Gregorich EG, Liang BC, Ellert BH, Drury CF. Fertilization effects on soil organic matter

- turnover and corn residue C storage. *Soil Sci Soc Am J.* 1996;60:472–6. doi: 10.2136/sssaj1996.03615995006000020019x
225. AyanfeOluwa OE. Availability of nutrients from an accelerated compost for maize (*Zea mays*) production in two soil types. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2019;50:1476–86. doi: 10.1080/00103624.2019.1626875
226. Nunes N, Ragonezi C, Gouveia CSS, Pinheiro de Carvalho MAA. Review of sewage sludge as a soil amendment in relation to current international guidelines: A heavy metal perspective. *Sustain.* 2021;13:1–20. doi: 10.3390/su13042317
227. Boudjabi S, Chenchouni H. On the sustainability of land applications of sewage sludge: How to apply the sewage biosolid in order to improve soil fertility and increase crop yield? *Chemosphere.* 2021;282:131122. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.131122
228. Fernández JM, Senesi N, Plaza C, Brunetti G, Polo A. Effects of composted and thermally dried sewage sludges on soil and soil humic acid properties. *Pedosphere.* 2009;19:281–91. doi: 10.1016/S1002-0160(09)60119-3
229. Thomas GW. Soil pH and soil acidity. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatai MA, Johnston CT, Summer ME, editors. *Methods of soil analysis: part 3 chemical methods.* Madison: WI: Soil Science Society of America; 1996. p. 475–90. doi: 10.2136/sssabookser5.3.c16
230. Tomaz A, Palma P, Alvarenga P, Gonçalves MC. Chapter 13 - Soil salinity risk in a climate change scenario and its effect on crop yield. In: Prasad MNV, Pietrzykowski M, editors. *Climate change and soil interactions.* Amsterdam: NL: Elsevier; 2020. p. 351–96. doi: 10.1016/B978-0-12-818032-7.00013-8
231. Boudjabi S, Kribaa M, Chenchouni H. Sewage sludge fertilization alleviates drought stress and improves physiological adaptation and yield performances in durum wheat (*Triticum durum*): A double-edged sword. *J King Saud Univ - Sci.* 2019;31:336–44. doi: 10.1016/j.jksus.2017.12.012
232. Wong JWC, Lai KM, Fang M, Ma KK. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environ Int.* 1998;24:935–43. doi: 10.1016/S0160-4120(98)00075-0
233. Chen Q, Niu B, Hu Y, Luo T, Zhang G. Warming and increased precipitation indirectly affect the composition and turnover of labile-fraction soil organic matter by directly affecting vegetation and microorganisms. *Sci Total Environ.* 2020;714:136787. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.136787
234. Bulluck LR, Brosius M, Evanylo GK, Ristaino JB. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Appl Soil Ecol.* 2002;19:147–60. doi: 10.1016/S0929-1393(01)00187-1
235. Busby RR, Allen Torbert H, Gebhart DL. Carbon and nitrogen mineralization of non-composted and composted municipal solid waste in sandy soils. *Soil Biol Biochem.* 2007;39:1277–83. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.12.003
236. Li J, Evanylo GK. The Effects of Long-term Application of Organic Amendments on Soil Organic Carbon Accumulation. *Soil Sci Soc Am J.* 2013;77:964–73. doi: 10.2136/sssaj2012.0306
237. Lindsay BJ, Logan TJ. *Field Response of Soil Physical Properties to Sewage Sludge.* J Environ Qual. John Wiley & Sons, Ltd; 1998;27:534–42. doi:

10.2134/jeq1998.00472425002700030009x

238. Ros M, Hernandez MT, García C. Bioremediation of soil degraded by sewage sludge: Effects on soil properties and erosion losses. *Environ Manage.* 2003;31:741–7. doi: 10.1007/s00267-002-2839-8
239. Tarrasón D, Ojeda G, Ortiz O, Alcañiz JM. Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. *Bioresour Technol.* 2008;99:252–9. doi: 10.1016/j.biortech.2006.12.023
240. Carabassa V, Ortiz O, Alcañiz JM. Sewage sludge as an organic amendment for quarry restoration: Effects on soil and vegetation. *L Degrad Dev.* 2018;29:2568–74. doi: 10.1002/ldr.3071
241. Adegbidi HG, Briggs RD. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass and Bioenergy.* 2003;25:665–73. doi: 10.1016/S0961-9534(03)00056-4
242. Achkir A, Aouragh A, El Mahi M, Lotfi EM, Labjar N, EL Bouch M, Ouahidi ML, Badza T, Farhane H, Moussaoui TEL. Implication of sewage sludge increased application rates on soil fertility and heavy metals contamination risk. *Emerg Contam.* 2023;9:100200. doi: 10.1016/j.emcon.2022.100200
243. Zhang M, Heaney D, Henriquez B, Solberg E, Bittner E. A four-year study on influence of biosolids/msw cocompost application in less productive soils in alberta: Nutrient dynamics. *Compost Sci Util.* 2006;14:68–80. doi: 10.1080/1065657X.2006.10702265
244. He ZL, Alva AK, Calvert D V., Li YC, Banks DJ. Nutrient availability and changes in microbial biomass of organic amendments during field incubation. *Compost Sci Util.* 2000;8:293–302. doi: 10.1080/1065657X.2000.10702002
245. Ma D, Wang Y, Ye Y, Ge X, Lu X. Effects of three sludge products from co-treatment of wastewater on the soil properties and plant growth of silty loam. *Int J Environ Res Public Health.* 2022;19. doi: 10.3390/ijerph19074385
246. Ndubuisi-Nnaji UU, Adegoke AA, Ogbu HI, Ezenobi NO, Okoh AI. Effect of long-term organic fertilizer application on soil microbial dynamics. *African J Biotechnol.* 2011;10:556–9. doi: 10.5897/AJB10.699
247. Yuste JC, Peñuelas J, Estiarte M, Garcia-Mas J, Mattana S, Ogaya R, Pujol M, Sardans J. Drought-resistant fungi control soil organic matter decomposition and its response to temperature. *Glob Chang Biol.* 2011;17:1475–86. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02300.x
248. Calbrix R, Barray S, Chabrierie O, Fourrie L, Laval K. Impact of organic amendments on the dynamics of soil microbial biomass and bacterial communities in cultivated land. *Appl Soil Ecol.* 2007;35:511–22. doi: 10.1016/j.apsoil.2006.10.007
249. Mårtensson AM, Torstensson L. Monitoring sewage sludge using heterotrophic nitrogen fixing microorganisms. *Soil Biol Biochem.* 1996;28:1621–30. doi: 10.1016/S0038-0717(96)00256-8
250. Valera CL, Alexander M. Nutrition and physiology of denitrifying bacteria. *Plant Soil.* 1961;15:268–80. doi: 10.1007/BF01400460
251. Acea MJ, Carballas T. Microbial response to organic amendments in a forest soil. *Bioresour Technol.* 1996;57:193–9. doi: 10.1016/0960-8524(96)00071-5

252. Pavan Fernandes SA, Bettiol W, Cerri CC. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Appl Soil Ecol.* Elsevier; 2005;30:65–77. doi: 10.1016/j.apsoil.2004.03.008
253. Ortiz O, Alcañiz JM. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiol J.* 1993;11:333–40. doi: 10.1080/01490459309377963
254. Cleveland CC, Wieder WR, Reed SC, Townsend AR. Experimental drought in a tropical rain forest increases soil carbon dioxide losses to the atmosphere. *Ecology.* 2010;91:2313–23. doi: 10.1890/09-1582.1
255. Deng Q, Hui D, Zhang D, Zhou G, Liu J, Liu S, Chu G, Li J. Effects of precipitation increase on soil respiration: A three-year field experiment in subtropical forests in China. *PLoS One.* 2012;7:e41493. doi: 10.1371/journal.pone.0041493
256. Perucci P. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol Fertil Soils.* 1992;14:54–60. doi: 10.1007/BF00336303
257. Albiach R, Canet R, Pomares F, Ingelmo F. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresour Technol.* 2000;75:43–8. doi: 10.1016/S0960-8524(00)00030-4
258. Díaz-Raviña M, Acea MJ, Carballas T. Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biol Fertil Soils.* 1995;19:220–6. doi: 10.1007/BF00336163
259. Song Z, Gao H, Zhu P, Peng C, Deng A, Zheng C, Mannaf MA, Islam MN, Zhang W. Organic amendments increase corn yield by enhancing soil resilience to climate change. *Crop J.* 2015;3:110–7. doi: 10.1016/j.cj.2015.01.004
260. Chowdhury N. Influence of rice straw incorporation on the microbial biomass and activity in coastal saline soils of Bangladesh. *Open J Soil Sci.* 2016;06:159–73. doi: 10.4236/ojss.2016.610016
261. Xu X, Inubushi K, Sakamoto K. Effect of vegetations and temperature on microbial biomass carbon and metabolic quotients of temperate volcanic forest soils. *Geoderma.* 2006;136:310–9. doi: 10.1016/j.geoderma.2006.03.045
262. Sciubba L, Cavani L, Marzadori C, Ciavatta C. Effect of biosolids from municipal sewage sludge composted with rice husk on soil functionality. *Biol Fertil Soils.* 2013;49:597–608. doi: 10.1007/s00374-012-0748-4
263. Hojjati S, Nourbakhsh F. Effects of cow manure and sewage sludge on the activity and kinetics of L-glutaminase in soil. *Biol Fertil Soils.* 2007;43:491–4. doi: 10.1007/s00374-006-0149-7
264. Yang Y, Zhang X, Zhang C, Wang H, Fu X, Chen F, Wan S, Sun X, Wen X, Wang J. Understory vegetation plays the key role in sustaining soil microbial biomass and extracellular enzyme activities. *Biogeosciences.* 2018;15:4481–94. doi: 10.5194/bg-15-4481-2018
265. Khosrozadeh S, Khalili B, Nourbakhsh F. Variation of soil amino acid pools and N-hydrolysis potential in arid lands. *Eur J Soil Sci.* 2023;74:e13432. doi: 10.1111/ejss.13432
266. Li W, Wu M, Liu M, Jiang C, Chen X, Kuzyakov Y, Rinklebe J, Li Z. Responses of soil enzyme activities and microbial community composition to moisture regimes in paddy soils under long-term fertilization practices. *Pedosphere.* 2018;28:323–31. doi: 10.1016/s1002-0160(18)60010-4

267. Jian S, Li J, Chen J, Wang G, Mayes MA, Dzantor KE, Hui D, Luo Y. Soil extracellular enzyme activities, soil carbon and nitrogen storage under nitrogen fertilization: A meta-analysis. *Soil Biol Biochem.* 2016;101:32–43. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.07.003
268. Billings SA, Ziegler SE. Altered patterns of soil carbon substrate usage and heterotrophic respiration in a pine forest with elevated CO₂ and N fertilization. *Glob Chang Biol.* 2008;14:1025–36. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01562.x
269. Vourlitis GL, Kirby K, Vallejo I, Asaeli J, Holloway JM. Potential soil extracellular enzyme activity is altered by long-term experimental nitrogen deposition in semiarid shrublands. *Appl Soil Ecol.* 2021;158:103779. doi: 10.1016/j.apsoil.2020.103779
270. Serrano JM, Shahidian S, da Silva JM, Carvalho M. Monitoring of soil organic carbon over 10 years in a Mediterranean silvo-pastoral system: potential evaluation for differential management. *Precis Agric.* 2016;17:274–95. doi: 10.1007/s11119-015-9419-4
271. Ragonezi C, Nunes N, Oliveira MCO, de Freitas JGR, Ganança JFT, Pinheiro de Carvalho MAA. Sewage sludge fertilization—A case study of sweet potato yield and heavy metal accumulation. *Agronomy.* 2022;12:1902. doi: 10.3390/agronomy12081902

7. Anexos

Anexo 1: Composição das Lamas

Tabela 1.1 Propriedades físico-químicas do produto de lamas desidratadas utilizado no ensaio do Parque Natural

pH	%MO	N-NO ₃ ⁻ (ppm)	N-NH ₄ ⁺ (ppm)	P (ppm)	K (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Cr (ppm)	Hg (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
6,7	74,1	<0,5	6000	29000	10000	0,7	110	28	0,3	24	21	690

* os valores medidos de metais pesados estão dentro dos limites máximos permitidos para aplicação em solos agrícolas de acordo com DL n.º276/2009 (Portugal), segundo Ragonezi (2022) [271]

Anexo 2

Anexo 2.1: Datas das recolhas

Tabela 2.1.1 Datas das recolhas do primeiro ensaio da Quinta de São Roque (QSR1), correspondente aos diferentes estágios de desenvolvimento do milho (S, semente, 8F, 8 folhas, FL, floração e P, 50-60 dias de polinização).

Fases de desenvolvimento do milho	Datas das recolhas
S	10/02/2022
8F	18/04/2022
FL	18/05/2022
P	27/06/2022

Tabela 2.1.2 Datas das recolhas do segundo ensaio da Quinta de São Roque (QSR2), correspondente aos diferentes estágios de desenvolvimento do milho (S, semente, 8F, 8 folhas, FL, floração e P, 50-60 dias de polinização).

Fases de desenvolvimento do milho	Datas das recolhas
S	27/07/2022
8F	06/09/2022
FL	07/10/2022
P	21/11/2022

Tabela 2.1.3 Datas das recolhas do ensaio do Parque Natural (PN), desde o dia 0, dia de aplicação dos produtos orgânicos, até aos 376 dias.

Dias após aplicação	Datas das recolhas
0	12/11/2021
48	30/12/2021
84	04/02/2022
115	07/03/2022
198	29/04/2022
213	13/06/2022
264	03/08/2022
320	28/09/2022
367	14/11/2022

Anexo 2.2: Soluções/Reagentes

Solução Salina [3.5.1 Contagem de microrganismos]

Dissolveram-se 8 g de cloreto de sódio (Honeywell/Fluka), 0,34 g de fosfato monopotássio (Merck) e 1,21 g de fosfato di-potássio (Sigma-Aldrich) em 1 de litro de água destilada.

Tampão THAM (Tris(hidroximetil)-aminometano) 0,1 M a pH 8 [3.6.1 L-glutaminase]

Dissolveu-se 12,2 g de THAM (Aldrich) em cerca de 800 ml de água, ajustando o pH para 8 por titulação com HCl 0,1 M e diluindo a solução com água para 1 litro.

Solução de cloreto de potássio (2,5 M) e sulfato de prata (100 µg/ml) [3.6.1 L-glutaminase]

Primeiramente solubilizou-se 100 mg de Ag_2SO_4 (ChemLab) em cerca de 700 ml de água, e depois adicionou-se 188 g de KCl (Sigma Aldrich) na solução anterior. Após solubilização perfez-se a solução para 1 litro.

Reagente de fenol-nitroprusside [3.6.1 L-glutaminase]

Dissolveu-se 7 g de fenol cristalizado (Acros) em 100 ml de água destilada e depois adicionou-se 34 mg de nitroprussiato de sódio (Fluka) à solução de fenol e agitou-se.

Tampão hipoclorito [3.6.1 L-glutaminase]

Após solubilização de 1,480 g de NaOH (Honeywell Fluka) em 70 ml de água destilada, adicionou-se 4,98 g de Na_2HPO_4 (BioControl) e 20 ml de NaOCl (4-5%) (Fluka). Posteriormente ajustou-se o pH até 11.4-12.2 (11.8) e perfez-se até 100 ml.

Tampão acetato 100 mM, pH 5,5 [3.6.2 NAGase]

Solubilizou-se 13,6 g de acetato de sódio tri-hidratado (Merck) em 800 ml de água desionizada. Acertou-se o pH com ácido acético glacial 99% (Fluka) e ajustou-se o volume para 1 litro.

Anexo 3: Dados de Correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos entre variáveis climáticas e parâmetros físico-químicos dos ensaios da Quinta de São Roque (QSR)

Tabela 3.1 Correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos do ensaio da QSR1 (n=12)

		Parâmetros Físico-químicos do Solo										
	Físico-químicos	pH	CE	MO	N	Corg	C:N	WHC	P	K	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺
0 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,998**	1,000									
	MO	0,664*	-0,673*	1,000								
	N	-0,301	0,296	0,130	1,000							
	Corg	0,664*	-0,673*	1,000**	0,130	1,000						
	C:N	0,559	-0,564	0,448	-0,778**	0,448						
	WHC	0,182	-0,196	0,182	0,116	0,182	0,119	1,000				
	P	0,615*	-0,616*	0,444	-0,410	0,444	0,478	-0,546	1,000			
	K	0,615*	-0,616*	0,444	-0,410	0,444	0,478	-0,546	1,000**	1,000		
	N-NO ₃ ⁻	0,389	-0,389	0,022	-0,389	0,022	0,432	0,820**	-0,316	-0,316	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,194	-0,195	0,173	0,195	0,173	0,022	0,928**	-0,632*	-0,632*	0,800**	1,000
5 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,893**	1,000									
	MO	0,701*	-0,786**	1,000								
	N	-0,867**	0,884**	-0,816**	1,000							
	Corg	0,701*	-0,786**	1,000**	-0,816**	1,000						
	C:N	0,837**	-0,863**	0,895**	-0,970**	0,895**						
	WHC	-0,102	0,400	-0,301	0,140	-0,301	-0,133	1,000				
	P	-0,649*	0,390	-0,173	0,519	-0,173	-0,475	-0,583*	1,000			
	K	0,000	0,206	0,171	0,103	0,171	-0,046	0,034	0,105	1,000		
	N-NO ₃ ⁻	0,000	0,390	-0,194	0,195	-0,194	-0,173	0,605*	-0,400	0,738**	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,260	0,000	0,302	-0,130	0,302	0,173	0,151	-0,200	0,949**	0,800**	1,000
10 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,986**	1,000									
	MO	-0,340	0,312	1,000								
	N	-0,642*	0,627*	0,221	1,000							
	Corg	-0,340	0,312	1,000**	0,221	1,000						
	C:N	0,630*	-0,639*	0,042	-0,862**	0,042						
	WHC	0,413	-0,435	0,035	-0,133	0,035	0,028	1,000				
	P	-0,530	0,574	0,194	0,476	0,194	0,734**	0,108	1,000			
	K	-0,530	0,574	0,194	0,476	0,194	0,734**	0,108	1,000**	1,000		
	N-NO ₃ ⁻	0,519	-0,498	0,259	-0,735**	0,259	0,605*	0,324	0,000	0,000	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,216	-0,152	-0,648*	-0,260	-0,648*	-0,130	0,151	0,400	0,400	0,200	1,000

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de p<0,05. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água.

Tabela 3.2 Correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos do ensaio da QSR2 (n=12)

		Parâmetros Físico-químicos do Solo										
	Físico-químicos	pH	CE	MO	N	Corg	C:N	WHC	P	K	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺
0 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,531	1,000									
	MO	0,587*	-0,860**	1,000								
	N	0,434	-0,916**	0,825**	1,000							
	Corg	0,587*	-0,860**	1,000**	0,825**	1,000						
	C:N	0,713**	-0,664*	0,923**	0,622*	0,923**						
	WHC	0,315	-0,476	0,755**	0,608*	0,755**	0,727**	1,000				
	P	0,605*	-0,885**	0,972**	0,820**	0,972**	0,885**	0,691*	1,000			
	K	0,302	-0,864**	0,777**	0,734**	0,777**	0,605*	0,345	0,800**	1,000		
	N-NO ₃ ⁻	-0,561	0,281	-0,194	-0,086	-0,194	-0,281	0,302	-0,200	-0,400	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,489	-0,785**	0,922**	0,785**	0,922**	0,831**	0,808**	0,949**	0,632*	0,105	1,000
5 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,449										
	MO	-0,165	-0,441	1,000								
	N	-0,207	0,678*	-0,049	1,000							
	Corg	-0,165	-0,441	1,000**	-0,049	1,000						
	C:N	0,028	-0,434	0,937**	-0,140	0,937**						
	WHC	0,333	-0,301	0,620*	0,007	0,622*	0,755**	1,000				
	P	-0,206	0,648*	-0,194	0,928**	-0,194	-0,281	-0,086	1,000			
	K	-0,488	-0,453	0,777**	-0,302	0,777**	0,605*	0,086	-0,400	1,000		
	N-NO ₃ ⁻	-0,206	0,648*	-0,194	0,928**	-0,194	-0,281	-0,086	1,000**	-0,400	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	-0,119	-0,518	0,972**	-0,065	0,972**	0,885**	0,561	-0,200	0,800**	-0,200	1,000
10 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	0,039										
	MO	-0,249	-0,413	1,000								
	N	0,319	0,476	0,126								
	Corg	-0,249	-0,413	1,000**	0,126	1,000						
	C:N	-0,305	-0,566	0,881**	-0,294	0,881**						
	WHC	0,473	-0,315	0,469	0,238	0,469	0,364					
	P	0,171	0,615*	0,205	0,853**	0,205	-0,125	0,034	1,000			
	K	-0,476	-0,842**	0,583*	-0,561	0,583*	0,734**	0,173	-0,632*			
	N-NO ₃ ⁻	0,400	-0,453	0,389	-0,043	0,389	0,432	0,756**	-0,316	0,400	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,692*	0,065	0,194	0,432	0,194	0,086	0,734**	0,211	-0,200	0,800**	1,000

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respectivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água.

Tabela 3.3 Correlação de Spearman de variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do solo no ensaio QSR1 (n=12)

Variáveis climáticas		Parâmetros Físico-químicos do Solo											
		pH	CE	MO	N	C _{org}	C:N	WHC	P	K	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	
Tratamento	0 kg m ⁻²	T _{média}	-0,777**	0,779**	-0,669*	0,26	-0,669*	-0,475	0,345	-0,949**	-0,949**	0,4	0,2
		T _{máx}	-0,777**	0,779**	-0,302	0,649*	-0,302	-734**	-0,475	-0,316	-0,316	-0,4	-0,800**
		Precip _{acumulada}	-0,389	0,389	0,194	0,908**	0,194	-691*	-0,13	-0,316	-0,316	0	-0,600*
	5 kg m ⁻²	T _{média}	-0,844**	0,975**	-0,82**	0,908**	-820**	-885**	0,345	0,4	0,211	0	0,4
		T _{máx}	-0,649*	0,39	-0,173	0,519	-0,173	-0,475	-0,583*	1,000**	0,105	-0,2	-0,4
		Precip _{acumulada}	-0,324	0,195	0,173	0,26	0,173	-0,194	-0,561	0,800**	0,632*	0,4	0
	10 kg m ⁻²	T _{média}	-0,735**	0,758**	0	0,822**	0	-950**	-0,108	0,800**	0,800**	0,2	-0,600*
		T _{máx}	-0,638*	0,596*	0,713**	0,692*	0,713**	-0,432	-0,151	0,2	0,2	-0,800**	-0,4
		Precip _{acumulada}	-0,433	0,412	907**	0,346	0,907**	-0,216	0,065	0,4	0,4	-0,600*	0,2

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respectivamente, considerando o valor de p<0,05. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água.

Tabela 3.4 Correlação de Spearman de variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do solo no ensaio QSR2 (n=12)

Variáveis climáticas		Parâmetros Físico-químicos do Solo										
		pH	CE	MO	N	C _{org}	C:N	WHC	P	K	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
0	T _{média}	-0,324	0,605*	-0,777**	-0,669*	-0,777**	-0,691*	-	-	-0,4	-0,949**	-0,4
	T _{máx}	-0,605*	0,885**	-0,972**	-0,820**	-0,972**	-0,885**	-0,691*	-	-	-0,949**	0,2
	Precip _{acumulada}	0,561	0,281	-0,194	-0,345	-0,194	0,065	-0,302	-0,2	-0,4	-0,316	-0,600*
5	T _{média}	-0,412	0,648*	-0,777**	0,259	-0,777**	-0,512	-	0,4	-0,4	-0,800**	0,4
	T _{máx}	-0,574	0,713**	-0,389	0,691*	-0,389	-0,262	-0,561	0,800**	-0,2	-0,4	0,800**
	Precip _{acumulada}	0,488	0,453	-0,777**	0,302	-0,777**	0,262	-0,086	0,4	-	-0,800**	0,4
10	T _{média}	-0,4	0,453	-0,389	0,043	-0,389	-0,102	-	0,316	-0,4	-0,800**	-1,000**
	T _{máx}	-0,476	0,324	0,194	0,345	0,194	-0,034	-0,475	0,632*	-0,2	-0,600*	-0,800**
	Precip _{acumulada}	0,476	0,842**	-0,583*	0,561	-0,583*	0,034	-0,173	0,632*	-	0,2	-0,4

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respectivamente, considerando o valor de p<0,05. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água.

Tabela 3.5 Correlação de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio QSR1 (n=12)

Tratamento	Variáveis	Parâmetros Microbiológicos						
		C-CO ₂	C-BMS	q-CO ₂	Fungos	Bactérias	B. fixadoras de N	B. desnitrificantes
0 kg m ⁻²	pH	0,357	0,851**	0,021	0,650*	0,441	-0,378	-0,157
	CE	-0,361	-0,847**	-0,028	-0,648*	-0,445	0,375	0,157
	MO	0,049	0,606*	0,175	0,457	0,650*	-0,182	0,364
	C _{org}	0,049	0,606*	0,175	0,457	0,650*	-0,182	0,364
	Físico-químico	N	-0,420	-0,468	0,179	-0,317	0,102	0,452
	Solo	N-NH ₄ ⁺	0,777**	0,281	0,928**	-0,408	-0,389	-0,194
		N-NO ₃ ⁻	0,972**	0,562	0,691*	-0,154	-0,389	-0,453
		P _{assimilável}	-0,307	0,479	-0,683*	0,855**	0,717**	-0,137
		K _{assimilável}	-0,307	0,479	-0,683*	0,855**	0,717**	-0,137
	Climáticos	WHC	0,825**	0,312	0,895**	-0,393	-0,308	-0,133
		T _{solo}	-0,693*	-0,701*	-0,170	-0,125	0,081	0,474
		Humidade	-0,657*	-0,616*	-0,413	-0,193	-0,021	0,259
		T _{média}	0,194	-0,606*	0,475	-0,860**	-0,777**	0,151
	os	T _{máx}	-0,777**	-0,865**	-0,259	-0,386	-0,065	0,540
		Precip _{acumulada}	-0,583*	-0,562	0,086	-0,287	0,130	0,497
5 kg m ⁻²	pH	0,592*	0,677*	-0,259	0,318	0,750**	-0,666*	-0,513
	CE	-0,779*	-0,399	-0,063	-0,184	-0,916**	0,600*	0,308
	MO	0,587*	0,179	0,280	0,399	0,692*	-0,441	0,000
	C _{org}	0,587*	0,179	0,280	0,399	0,692*	-0,441	0,000
	Físico-químico	N	-0,757**	-0,574	0,039	-0,325	-0,774**	0,767**
	Solo	N-NH ₄ ⁺	-0,475	0,195	-0,345	0,588*	-0,065	0,173
		N-NO ₃ ⁻	-0,669*	0,389	-0,691*	0,327	-0,432	0,216
		P _{assimilável}	-0,259	-0,973**	0,820**	-0,065	-0,367	0,561
		K _{assimilável}	-0,626*	-0,103	-0,137	0,551	-0,262	0,387
	Climáticos	WHC	-0,315	0,550	-0,706*	-0,028	-0,378	-0,070
		T _{solo}	-0,368	-0,924**	0,653*	0,140	-0,421	0,635*
		Humidade	0,741**	-0,179	0,517	-0,159	0,469	-0,315
		T _{média}	-0,777**	-0,389	-0,065	-0,196	-0,950**	0,626*
	os	T _{máx}	-0,259	-0,973**	0,820**	-0,065	-0,367	0,561
		Precip _{acumulada}	-0,389	-0,779**	0,626*	0,327	-0,216	0,540
10 kg m ⁻²	pH	-0,697*	0,723**	-0,795**	0,157	0,441	-0,497	-0,379
	CE	0,751**	-0,680*	0,786**	-0,099	-0,477	0,582*	0,401
	MO	0,280	-0,592*	0,392	-0,053	-0,252	-0,014	0,648*
	C _{org}	0,280	-0,592*	0,392	-0,053	-0,252	-0,014	0,648*
	Físico-químico	N	0,560	-0,735**	0,841**	-0,495	-0,382	0,637*
	Solo	N-NH ₄ ⁺	0,216	0,649*	-0,475	0,521	-0,324	0,151
		N-NO ₃ ⁻	-0,173	0,519	-0,691*	0,651*	-0,065	-0,453
		P _{assimilável}	0,842**	-0,260	0,345	0,380	-0,885**	0,605*
		K _{assimilável}	0,842**	-0,260	0,345	0,380	-0,885**	0,605*
	Climáticos	WHC	-0,063	0,098	-0,168	0,306	0,084	-0,168
		T _{solo}	0,371	-0,830**	0,867**	-0,274	-0,175	0,490
		Humidade	-0,077	-0,648*	0,580*	-0,271	0,210	-0,126

Climáticos	T _{média}	0,777**	-0,519	0,691*	-0,087	-0,669*	0,756**	0,400
	T _{máx}	0,324	-0,908**	0,820**	-0,423	-0,194	0,302	0,400
	Precip acumulada	0,389	-0,649*	0,475	0,043	-0,410	0,151	0,800**

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (r) de Spearman positivo e negativo respectivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). *C-CO₂*, Respiração basal; *C-BMS*, Carbono da biomassa microbiana; *q-CO₂*, Quociente metabólico; *CE*, Condutividade elétrica; *MO*, Matéria orgânica; *C_{org}*, Carbono orgânico; *WHC*, Capacidade de retenção de água.

Tabela 3.6 Correlação de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio QSR2 (n=12)

Parâmetros Microbiológicos									
Tratamento	Variáveis		C-CO ₂	C-BMS	q-CO ₂	Fungos	Bactéria	B.	B.
							s	fixadora s de N	desnitrifi cantes
0 kg m ⁻²	Físico-químicos do Solo	pH	-0,420	-0,816**	0,280	0,243	0,322	-0,333	-0,561
		CE	-0,308	0,578*	-0,580*	-0,172	0,175	-0,351	-0,281
		MO	0,273	-0,750**	0,755**	0,007	-0,322	0,312	0,194
		C _{org}	0,273	-0,750**	0,755**	0,007	-0,322	0,312	0,194
		N	0,490	-0,543	0,699*	0,018	-0,420	0,291	0,345
		N-NH ₄ ⁺	0,478	-0,718**	0,922**	0,023	-0,512	0,291	0,316
		N-NO ₃ ⁻	0,691*	0,389	0,389	-0,412	-0,756**	0,011	0,600*
		P _{assimilável}	0,302	-0,779**	0,777**	0,152	-0,281	0,358	0,200
		K _{assimilável}	0,281	-0,389	0,389	0,239	-0,043	0,683*	0,400
		WHC	0,476	-0,543	0,853**	-0,084	-0,622*	0,204	0,302
		T _{solo}	0,497	-0,658*	0,909**	-0,130	-0,636*	0,186	0,345
		Humidade	-0,343	0,732**	-0,790**	-0,004	0,350	-0,281	-0,238
	Climáticos	T _{média}	-0,605*	0,584*	-0,972**	0,109	0,691*	-0,195	-0,400
		T _{máx}	-0,302	0,779**	-0,777**	-0,152	0,281	-0,358	-0,200
		Precip acumulada	-0,864**	-0,389	-0,389	0,195	0,626*	-0,683*	-1,000**
5 kg m ⁻²	Físico-químicos do Solo	pH	-0,442	-0,801**	-0,189	-0,596*	-0,548	-0,343	-0,325
		CE	-0,420	0,424	-0,357	0,307	0,746**	0,032	-0,518
		MO	0,706*	0,025	0,643*	0,004	-0,354	0,701*	0,389
		C _{org}	0,706*	0,025	0,643*	0,004	-0,354	0,701*	0,389
		N	-0,378	0,382	-0,399	0,423	0,613*	0,494	-0,734**
		N-NH ₄ ⁺	0,734**	0,000	0,669*	0,076	-0,292	0,714**	0,400
		N-NO ₃ ⁻	-0,432	0,389	-0,497	0,468	0,616*	0,454	-0,800**
		P _{assimilável}	-0,432	0,389	-0,497	0,468	0,616*	0,454	-0,800**
		K _{assimilável}	0,950**	0,389	0,756**	0,218	-0,130	0,487	0,800**
		WHC	0,035	-0,595*	0,182	-0,229	-0,522	0,305	-0,151
		T _{solo}	0,287	-0,746**	0,434	-0,444	-0,673*	0,000	0,324
		Humidade	-0,210	0,743**	-0,434	0,600*	0,673*	0,217	-0,389
	Climáticos	T _{média}	-0,367	0,584*	-0,497	0,338	0,616*	-0,357	-0,200
		T _{máx}	-0,216	0,779**	-0,410	0,610*	0,779**	0,227	-0,400
		Precip acumulada	-0,950**	-0,389	-0,756**	-0,218	0,130	-0,487	-0,800**
10 kg m ⁻²	Físico-químicos do Solo	pH	-0,613*	0,053	-0,432	0,509	-0,140	-0,406	0,000
		CE	-0,594*	0,483	-0,841**	0,123	0,147	-0,315	-0,753**
		MO	0,783**	0,343	0,599*	0,371	0,301	0,902**	0,251

	C _{org}	0,783**	0,343	0,599*	0,371	0,301	0,902**	0,251
	N	-0,231	0,692*	-0,599*	0,378	0,000	0,273	-0,585*
	N-NH ₄ ⁺	-0,389	0,086	-0,195	0,681*	0,065	0,151	0,258
	N-NO ₃ ⁻	0,000	-0,345	0,389	0,433	0,022	0,324	0,775**
	P _{assimilável}	-0,102	0,922**	-0,616*	0,450	0,205	0,228	-0,816**
	K _{assimilável}	0,777**	-0,475	0,973**	-0,227	0,022	0,540	0,775**
	WHC	0,056	0,112	0,203	0,655*	-0,210	0,462	0,418
	T _{solo}	0,098	-0,646*	0,518	0,051	-0,316	-0,021	0,755**
	Humidade	0,413	0,685*	-0,158	-0,165	0,189	0,280	-0,753**
	e							
Climáticos	T _{média}	0,000	0,345	-0,389	-0,433	-0,022	-0,324	-0,775**
	T _{máx}	0,389	0,691*	-0,195	-0,141	0,151	0,238	-0,775**
	Precip acumulada	-0,777**	0,475	-0,973**	0,227	-0,022	-0,540	-0,775**

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (r) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; WHC, Capacidade de retenção de água.

Tabela 3.7 Tabela de Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de N-acetil-β-D-glucosaminidase, NAGase e L-Glutaminase e as variáveis físico-químicas do solo, microbiológicas do solo e climáticas dos ensaios QSR1 e QSR2 (n=12).

Tratamento		Variáveis	Atividade enzimática do solo			
			NAGase		L-Glutaminase	
			QSR1	QSR2	QSR1	QSR2
0 kg m-2	Físico-químicos do Solo	pH	0,573	0,699*	-0,448	0,266
		CE	-0,581*	-0,378	0,452	0,594*
		MO	0,699*	0,552	0,049	-0,378
		C _{org}	0,699*	0,552	0,049	-0,378
		N	0,193	0,378	0,609*	-0,552
		C:N	0,252	0,664*	-0,343	-0,084
		N-NH ₄ ⁺	0,475	0,683*	0,129	-0,307
		N-NO ₃ ⁻	0,367	-0,022	-0,259	0,00
		P _{assimilável}	0,171	0,626*	-0,444	-0,389
		K _{assimilável}	0,171	0,151	-0,444	-0,777**
		WHC	0,552	0,559	0,028	-0,168
		T _{solo}	-0,325	0,685*	0,367	-0,217
		Humidade	-0,468	-0,713**	0,343	0,322
	Microbiológicos do solo	C-CO ₂	0,329	0,056	-0,357	-0,587*
		C-BMS	0,648*	-0,809**	-0,242	-0,179
		q-CO ₂	0,357	0,671*	0,098	-0,210
		Fungos	0,293	0,126	-0,275	-0,070
		Bactérias	0,559	-0,098	0,014	0,224
		B. fixadoras N	-0,189	-0,256	-0,147	-0,796**
		B. desnitrificantes	0,079	-0,237	0,421	-0,777**
	Climáticos	T _{média}	-0,410	-0,669*	0,389	0,194
		T _{max}	-0,475	-0,626*	0,540	0,389
		Precip acumulada	0,022	0,237	0,605*	0,777**
5 kg m-2	Físico-químicos do Solo	pH	-0,585*	0,396	-0,200	0,130
		CE	0,607*	0,448	0,519	0,273
		MO	-0,301	-0,266	-0,294	0,098

10 kg m ⁻²	Microbiológicos do solo	C _{org}	-0,301	-0,266	-0,294	0,098
		N	0,599*	0,755**	0,340	0,692*
		C:N	-0,559	-0,168	-0,294	0,161
		N-NH ₄ ⁺	0,475	-0,259	0,626*	0,108
		N-NO ₃ ⁻	0,453	0,734**	0,864**	0,756**
		P _{assimilável}	0,432	0,734**	-0,281	0,756**
		K _{assimilável}	0,649*	-0,691*	0,603*	-0,302
		WHC	-0,028	0,238	0,531	0,224
		T _{solo}	0,330	-0,280	-0,123	-0,147
		Humidade	-0,601*	0,266	-0,734**	0,308
		C-CO ₂	-0,769**	-0,713**	-0,713**	-0,301
		C-BMS	-0,487	-0,221	0,210	0,007
		q-CO ₂	0,056	-0,552	-0,601*	-0,266
		Fungos	-0,071	0,046	0,282	0,159
		Bactérias	-0,413	0,245	-0,469	0,200
		B. fixadoras N	0,643*	0,109	0,266	0,511
		B. desnitrificantes	0,546	-0,928**	-0,148	-0,734**
	Climáticos	T _{média}	0,561	0,065	0,475	-0,086
		T _{max}	0,432	0,302	-0,281	0,345
		Precip acumulada	0,605*	0,691*	0,000	0,302
	Físico-químicos do Solo	pH	-0,613*	0,105	-0,071	0,498
		CE	0,572	0,098	0,044	0,438
		MO	-0,273	0,713**	0,862**	0,011
		C _{org}	-0,273	0,713**	0,862**	0,011
		N	0,434	0,720**	-0,053	0,844**
		C:N	-0,636*	0,392	0,319	-0,287
		N-NH ₄ ⁺	0,281	0,432	-0,757**	0,47585
		N-NO ₃ ⁻	-0,583*	0,216	0,368	0,00
		P _{assimilável}	0,453	0,717**	-0,130	0,764**
		K _{assimilável}	0,453	-0,043	-0,130	-0,606*
		WHC	-0,154	0,454	0,105	0,081
		T _{solo}	0,329	-0,347	0,354	-0,390
		Humidade	0,049	0,350	0,504	0,165
	Microbiológicos do solo	C-CO ₂	0,329	0,336	-0,028	-0,322
		C-BMS	-0,228	0,699*	-0,484	0,508
		q-CO ₂	0,357	-0,024	0,210	-0,586*
		Fungos	-0,056	0,613*	-0,018	0,328
		Bactérias	-0,406	0,196	0,084	0,122
		B. fixadoras N	0,427	0,692*	-0,326	0,003
		B. desnitrificantes	0,022	-0,251	0,433	-0,530
	Climáticos	T _{média}	0,713**	-0,216	-0,324	0,00
		T _{max}	0,108	0,345	0,606*	0,216
		Precip acumulada	-0,151	0,043	0,800**	0,606*

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; WHC, Capacidade de retenção de água.

Anexo 4: Tabela de parâmetros avaliados: diferenças entre os dados obtidos em cada recolha, em comparação ao controlo dessa recolha dos ensaios da Quinta de São Roque

Tabela 4.1 Diferença entre os dados obtidos em cada parâmetro nas parcelas com tratamento de 5 e 10 kg m⁻² de composto orgânico, considerando o obtido na parcela controlo em cada estágio de desenvolvimento do milho do ensaio QSR1; a verde estão representados os valores obtidos da diferença >0, significativos que nessa recolha os valores obtidos com esses tratamentos são superiores aos resultados obtidos na parcela controlo dessa recolha, para o respetivo parâmetro.

Parâmetros do Solo		5 kg m ⁻² de Composto Orgânico			10 kg m ⁻² de Composto Orgânico		
		8F	FL	P	8F	FL	P
		Diferenças relativamente ao controlo das recolhas			Diferenças relativamente ao controlo das recolhas		
Físico-químicos	pH	0,11	0,32	-0,01	0,17	0,61	0,31
	CE	-6,67	-17,67	1,00	-9,67	-33,33	-17,33
	MO	-0,44	0,42	-0,40	1,51	2,39	1,06
	N	-0,07	0,04	0,04	-0,01	0,08	0,08
	C _{org}	-0,17	0,05	-0,28	0,98	1,30	0,62
	P	229,00	275,00	229,00	458,00	320,00	916,00
	K	552,00	84,00	264,00	1200,00	840,00	1512,00
	N-NO ₃ ⁻	1,80	2,60	1,20	3,00	-0,80	-3,70
	N-NH ₄ ⁺	0,80	-0,20	-0,10	-0,70	-0,30	1,60
	WHC	-6,79	9,86	-7,60	0,35	12,35	-16,03
Microbiológicos	C-CO ₂	-4,07E-04	2,94E-03	-4,22E-03	3,14E-03	5,86E-03	1,53E-03
	C-BMS	4,09E+01	5,37E+01	1,32E+02	5,99E+01	-3,34E+02	7,50E+01
	q-CO ₂	-7,62E-07	3,87E-06	-5,59E-06	3,03E-06	2,30E-05	8,76E-07
	Fungos	1,30E+05	4,33E+04	1,70E+05	9,67E+04	-1,67E+04	1,20E+05
	Bacterias	-7,37E+06	-1,70E+06	3,53E+06	-8,77E+06	4,20E+06	6,40E+06
	B. fixadoras N	-7,10E+06	-2,10E+06	5,50E+06	-9,03E+06	-1,40E+06	2,66E+07
	B. desnitrificantes	1,30E+05	-8,00E+04	7,90E+04	9,80E+05	-2,50E+05	7,90E+04
Enzimáticos	NAGase	2,16E+01	4,20E+01	4,63E+01	-1,23E+01	4,21E+01	3,44E+01
	L-Glutaminase	-1,22E-06	-2,01E-06	2,65E-07	3,12E-06	1,60E-06	-2,15E-06

Tabela 4.2 Diferença entre os dados obtidos em cada parâmetro nas parcelas com tratamento de 5 e 10 kg m⁻² de composto orgânico, considerando o obtido na parcela controle em cada estágio de desenvolvimento do milho do ensaio QSR2; a verde estão representados os valores obtidos da diferença >0, significativos que nessa recolha os valores obtidos com esses tratamentos são superiores aos resultados obtidos na parcela controle dessa recolha, para o respectivo parâmetro.

Parâmetros do Solo		5 kg m ⁻² de Composto Orgânico			10 kg m ⁻² de Composto Orgânico		
		8F	FL	P	8F	FL	P
		Diferenças relativamente ao controlo das recolhas			Diferenças relativamente ao controlo das recolhas		
Físico-químicos	pH	0,29	-0,08	0,02	0,38	-0,05	0,08
	CE	-10,33	3,33	1,23	-19,67	2,00	4,23
	MO	5,08	-1,38	-1,40	9,05	-0,16	0,73
	N	0,11	0,04	0,05	0,14	0,03	0,12
	C _{org}	3,31	-1,17	-0,80	5,22	-0,24	0,37
	P	943,00	357,00	367,00	1035,00	403,00	962,00
	K	1452,00	576,00	300,00	1572,00	456,00	372,00
	N-NO ₃ ⁻	1,40	2,40	0,50	-4,80	0,20	-0,40
	N-NH ₄ ⁺	1,40	-0,20	0,20	2,80	0,60	3,60
	WHC	15,35	5,11	8,42	15,51	6,62	4,84
Microbiológicos	C-CO ₂	2,88E-03	3,06E-03	-1,03E-03	8,32E-03	6,02E-03	-7,30E-04
	C-BMS	1,70E+02	1,14E+02	7,89E+01	4,47E+01	1,08E+01	2,93E+02
	q-CO ₂	6,66E-07	2,30E-06	-6,47E-06	1,18E-05	9,34E-06	-1,01E-05
	Fungos	2,33E+05	-1,20E+05	-1,00E+04	8,00E+04	-2,47E+05	1,53E+05
	Bacterias	1,05E+07	-4,83E+06	-3,67E+05	3,30E+06	-9,27E+06	-1,70E+06
	B.fixadoras N	1,25E+07	-5,04E+06	1,70E+05	9,83E+06	-3,80E+06	4,70E+05
Enzimáticos	B.desnitrificantes	-9,00E+04	1,20E+05	3,20E+04	-2,00E+05	-1,20E+05	0,00E+00
	NAGase	9,66E+01	4,51E+01	1,23E+02	1,14E+02	9,93E+00	4,82E+01
	L-Glutaminase	4,42E-07	-4,04E-06	-3,42E-07	-2,38E-06	-2,08E-06	5,54E-07

Anexo 5: Dados de Correlação de Spearman entre os parâmetros microbiológicos dos ensaios da Quinta de São Roque (QSR)

Tabela 5.1 Correlações de Spearman entre parâmetros microbiológicos do primeiro ensaio da QSR1 (n=30)

Variáveis	C-CO ₂	C-BMS	q-CO ₂	Fungos	Bactérias	B.fixadoras N	B.desnitrificantes
C-CO ₂	1,000						
C-BMS	0,101	1,000					
q-CO ₂	0,855**	-0,352	1,000				
Fungos	0,015	0,630**	-0,223	1,000			
Bactérias	-0,021	-0,036	-0,071	0,145	1,000		
B.fixadoras N	-0,081	-0,179	0,066	-0,006	-0,215	1,000	
B.desnitrificantes	-0,319	-0,141	-0,179	0,299	0,254	0,139	1,000

O verde representa o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; B. (bactérias) fixadoras de N e B. (bactérias) desnitrificantes

Tabela 5.2 Correlações de Spearman entre parâmetros microbiológicos do primeiro ensaio da QSR1 (n=30)

Variáveis	C-CO ₂	C-BMS	q-CO ₂	Fungos	Bactérias	B. fixadoras N	B. desnitrificantes
C-CO ₂	1,000						
C-BMS	0,377*	1,000					
q-CO ₂	0,798**	-0,176	1,000				
Fungos	-0,109	0,341	-0,341	1,000			
Bactérias	-0,059	0,304	-0,260	0,424*	1,000		
B.fixadoras N	0,369*	0,241	0,178	0,318	0,110	1,000	
B.desnitrificantes	0,174	0,115	0,019	0,058	0,082	0,050	1,000

O verde representa o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; B. (bactérias) fixadoras de N e B. (bactérias) desnitrificantes

Anexo 6: Dados de Correlação de Spearman entre os parâmetros de massa e produtividade da biomassa e da espiga e parâmetros do microbiológicos dos ensaios da Quinta de São Roque (QSR) na última recolha

Tabela 6.1 Correlações de Spearman entre parâmetros de Biomassa e Produtividade e parâmetros do solo do ensaio QSR1 (n=12)

	pH	CE	MO	N	C _{org}	C:N	WHC	C-CO ₂	C-BMS	q-CO ₂	Fungos	Bactérias	B.fixadoras N	B.desnitrific antes	P	K	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	NAGase	L-Glutaminase	Temperatura solo	Humidade
Biomassa total FW	0,267	-0,293	0,233	0,567	0,233	-0,417	-0,633	0,150	0,133	0,083	0,496	0,517	0,400	0,456	0,527	0,527	-0,264	0,264	0,450	-0,385	0,594	-0,033
Biomassa total DW	0,217	-0,251	0,250	0,517	0,250	-0,333	-0,583	0,167	-0,017	0,117	0,403	0,517	0,267	0,365	0,474	0,474	-0,316	0,316	0,467	-0,276	0,519	0,117
Produtividade Biomassa fresca total	0,267	-0,293	0,233	0,567	0,233	-0,417	-0,633	0,150	0,133	0,083	0,496	0,517	0,400	0,456	0,527	0,527	-0,264	0,264	0,450	-0,385	0,594	-0,033
Produtividade Biomassa total dw	0,217	-0,251	0,250	0,517	0,250	-0,333	-0,583	0,167	-0,017	0,117	0,403	0,517	0,267	0,365	0,474	0,474	-0,316	0,316	0,467	-0,276	0,519	0,117
Massa espiga FW	-0,150	0,126	-0,267	0,183	-0,267	-0,433	-0,300	-0,233	0,200	-0,217	0,420	0,267	0,117	0,365	0,211	0,211	0,211	-0,211	0,400	0,008	0,561	-0,117
Massa espiga DW	-0,117	0,092	-0,167	0,217	-0,167	-0,367	-0,333	-0,133	0,133	-0,117	0,378	0,350	0,067	0,365	0,264	0,264	0,105	-0,105	0,467	-0,059	0,527	-0,033
Produtividade Espiga FW	-0,150	0,126	-0,267	0,183	-0,267	-0,433	-0,300	-0,233	0,200	-0,217	0,420	0,267	0,117	0,365	0,211	0,211	0,211	-0,211	0,400	0,008	0,561	-0,117
Produtividade Espiga DW	-0,117	0,092	-0,167	0,217	-0,167	-0,367	-0,333	-0,133	0,133	-0,117	0,378	0,350	0,067	0,365	0,264	0,264	0,105	-0,105	0,467	-0,059	0,527	-0,033

CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água; C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; B. (bactérias) fixadoras de N e B. (bactérias) desnitrificantes; NAGase, N- Acetil-β-D-Glucosaminidase

Tabela 6.2 Correlações de Spearman entre parâmetros de Biomassa e Produtividade e parâmetros do solo do ensaio QSR2 (n=12)

	pH	CE	MO	N	C _{org}	C:N	WHC	C-CO ₂	C-BMS	QcO ₂	Fungi	Bacteria	B.fixadora N	B.desnitrificantes	P	K	N-NO ₃	N-NH ₄	NAGase	L-Glutaminase	Temperatura solo	Humidade
Biomassa total FW	0,644	0,661	0,13	0,283	0,13	-	0,067	-	0,502	-	0	0,43	0,218	0,091	0,369	0,369	-	0,369	0,23	0,133	0,008	-
			3		3	0,317		0,217		0,368		5					0,105		3			0,383
Biomassa total DW	0,469	0,502	0,08	0,233	0,08	-	-	-	0,285	-	0,11	0,56	-	0,091	0,264	0,264	-	0,264	0,16	0,083	-	-0,25
			3		3	0,333	0,067	0,117		0,226	7	9	0,159				0,053		7		0,151	
Produtividade Biomassa fresca total	0,644	0,661	0,13	0,283	0,13	-	0,067	-	0,502	-	0	0,43	0,218	0,091	0,369	0,369	-	0,369	0,23	0,133	0,008	-
			3		3	0,317		0,217		0,368		5					0,105		3			0,383
Produtividade Biomassa total dw	0,469	0,502	0,08	0,233	0,08	-	-	-	0,285	-	0,11	0,56	-	0,091	0,264	0,264	-	0,264	0,16	0,083	-	-0,25
			3		3	0,333	0,067	0,117		0,226	7	9	0,159				0,053		7		0,151	
Massa espiga FW	0,686	0,736	0,38	0,6	0,38	-0,5	0,033	-	0,594	-	0,56	0,05	0,251	-	0,58	0,58	-	0,58	0,06	-0,25	-	-
	*	*	3		3			0,117		0,561	7			0,274			0,527		7		0,261	0,167
Massa espiga DW	0,720	0,753	0,43	0,717	0,43	-	0,05	-0,1	0,703	-	0,63	0,08	0,276	-	0,685	0,685	-0,58	0,685	0,13	-	-	-0,2
	*	*	3	*	3	0,583			*	0,628	3	4		0,274	*	*		*	3	0,317	0,395	
Produtividade Espiga fresco	0,686	0,736	0,38	0,6	0,38	-0,5	0,033	-	0,594	-	0,56	0,05	0,251	-	0,58	0,58	-	0,58	0,06	-0,25	-	-
	*	*	3		3			0,117		0,561	7			0,274			0,527		7		0,261	0,167
Produtividade Espiga DW	0,720	0,753	0,43	0,717	0,43	-	0,05	-0,1	0,703	-	0,63	0,08	0,276	-	0,685	0,685	-0,58	0,685	0,13	-	-	-0,2
	*	*	3	*	3	0,583			*	0,628	3	4		0,274	*	*		*	3	0,317	0,395	

O verde representa o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água; C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; B. (bactérias) fixadoras de N e B. (bactérias) desnitrificantes; NAGase, N- Acetil-β-D-Glucosaminidase

Anexo 7: Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural

Tabela 7.1 Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural (n=27)

		Parâmetros Físico-químicos do Solo										
Tratamento	Físico-químicos	pH	CE	MO	N	C _{org}	C:N	WHC	P	K	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺
0 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,972**										
	MO	0,271	-0,223									
	N	0,501**	-0,482*	0,042								
	C _{org}	0,445*	-0,354	0,790**	0,043							
	C:N	-0,108	0,205	0,449*	-0,703**	0,621**						
	WHC	0,540**	-0,516**	0,026	0,038	0,332	0,184					
	P	0,111	-0,141	-0,706**	0,333	-0,555**	-0,565**	-0,050				
	K	-0,001	-0,008	-0,508**	0,326	-0,479*	-0,499**	-0,131	0,822**			
	N-NO ₃ ⁻	0,367	-0,294	0,319	-0,149	0,687**	0,617**	0,350	-0,091	-0,333		
	N-NH ₄ ⁺	0,645**	-0,618**	0,143	0,024	0,532**	0,292	0,730**	-0,151	-0,413*	0,578**	
Composto Orgânico 5 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,967**										
	MO	-0,381	0,434*									
	N	0,439*	-0,359	-0,333								
	C _{org}	-0,038	0,169	0,788**	-0,188							
	C:N	-0,385*	0,371	0,603**	-0,880**	0,564**						
	WHC	0,213	-0,158	0,070	0,176	0,137	0,057					
	P	0,428*	-0,308	-0,078	0,003	0,385*	0,228	0,531**				
	K	0,380	-0,354	-0,007	-0,086	0,155	0,152	0,343	0,419*			

Composto Orgânico 10 kg m ⁻²	N-NO ₃ ⁻	0,360	-0,256	-0,117	0,538**	0,260	-0,225	0,346	0,524**	-0,128	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,650**	-0,550**	-0,149	0,670**	0,224	-,436*	0,302	0,414*	-0,071	0,741**	1,000
	pH	1,000										
	CE	-0,972**										
	MO	0,172	-0,154	1,000								
	N	0,160	-0,168	-0,134	1,000							
	Corg	0,572**	-0,551**	0,649**	0,357	1,000						
	C:N	0,167	-0,171	0,478*	-0,724**	0,293						
	WHC	0,227	-0,313	-0,185	0,017	0,166	0,219	1,000				
	P	0,547**	-0,476*	0,320	0,298	0,776**	0,200	0,068	1,000			
	K	0,741**	-0,730**	0,654**	0,122	0,855**	0,424*	0,171	0,745**	1,000		
	N-NO ₃ ⁻	0,287	-0,216	-0,230	-0,105	0,070	0,238	0,510**	0,134	0,117	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,657**	-0,580**	-0,120	-0,242	0,075	0,277	0,281	0,145	0,339	0,712**	1,000
Lamas 0,8 kg m ⁻²	pH	1,000										
	CE	-0,971**										
	MO	-0,283	0,295	1,000								
	N	0,612**	-0,582**	-0,550**								
	Corg	-0,139	0,190	0,902**	-0,467*	1,000						
	C:N	-0,451*	0,455*	0,797**	-0,862**	0,814**						
	WHC	0,257	-0,293	-0,437*	0,473*	-0,448*	-0,512**					
	P	0,330	-0,166	-0,030	0,004	0,153	0,102	0,143	1,000			
	K	0,347	-0,234	-0,571**	0,663**	-0,500**	-0,721**	0,069	0,195			
	N-NO ₃ ⁻	0,096	0,073	-0,169	0,086	-0,031	-0,074	0,088	0,751**	0,452*	1,000	
	N-NH ₄ ⁺	0,708**	-0,638**	-0,157	0,635**	-0,089	-0,406*	0,501**	0,507**	0,328	0,348	1,000

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respectivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). *CE*, Condutividade elétrica; *MO*, Matéria orgânica; *C_{org}*, Carbono orgânico; *C:N*, Relação carbono- azoto; *WHC*, Capacidade de retenção de água.

Anexo 8: Tabelas de Correlações de Spearman do ensaio do Parque Natural

Tabela 8.1 Correlações de Spearman entre variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural), considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27).

Variáveis climáticas		Parâmetros Físico-químicos do Solo											
		pH	CE	MO	N	C _{org}	C:N	WHC	P	K	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃	
Tratamento	Controlo 0 kg m ⁻²	T _{média}	-0,142	0,270	-0,140	0,125	-0,061	0,009	-0,265	0,274	0,450*	-0,133	-0,193
		T _{máx}	-0,171	0,297	-0,003	0,145	0,105	0,072	-0,320	0,138	0,345	-0,067	-0,208
		Precip _{acumulada}	0,500**	-0,480*	0,505**	0,144	0,435*	0,171	0,142	-0,183	-0,517**	0,550**	0,468*
	C3 5 kg m ⁻²	T _{média}	0,197	-0,079	0,094	0,018	0,249	0,122	0,293	0,464*	0,509**	-0,067	-0,105
		T _{máx}	0,294	-0,161	-0,009	0,161	0,219	-0,016	0,306	0,489**	0,641**	0,042	-0,031
		Precip _{acumulada}	0,174	-0,208	0,278	0,292	0,171	-0,037	0,328	-0,069	-0,085	0,471*	0,472*
	C3 10 kg m ⁻²	T _{média}	0,203	-0,087	0,122	0,324	0,372	-0,087	-0,343	0,745**	0,317	-0,050	-0,034
		T _{máx}	0,319	-0,211	0,129	0,393*	0,436*	-0,086	-0,315	0,772**	0,420*	0,050	0,094
		Precip _{acumulada}	0,213	-0,198	0,092	-0,339	-0,101	0,309	0,335	-0,301	0,100	0,550**	0,576**
	Lamas 0,8 kg m-2	T _{média}	0,004	0,124	0,276	-0,169	0,405*	0,306	-0,346	0,498**	0,059	0,150	-0,009
		T _{máx}	0,011	0,100	0,395*	-0,187	0,539**	0,413*	-0,288	0,485*	-0,148	0,109	0,075
		Precip _{acumulada}	0,165	-0,141	-0,486*	0,543**	-0,475*	-0,556**	0,280	0,093	0,594**	0,400*	0,505**

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de p<0,05. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água.

Tabela 8.2 Correlações de Spearman entre parâmetros físico-químicos do solo e climáticos e resultados obtidos parâmetros microbiológicos do solo do ensaio PN, considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27).

Tratamento	Variáveis	Parâmetros Microbiológicos							
		C-CO ₂	C-BMS	q-CO ₂	Fungos	Bactérias	B. fixadoras de N	B. desnitrificantes	
0 kg m ⁻²	Físico-químicos do Solo	pH	-0,325	-0,104	-0,027	-0,014	0,046	-0,038	0,425*
		CE	0,361	0,064	0,097	0,030	-0,065	-0,013	-0,454*
		MO	-0,530**	0,321	-0,456*	0,419*	0,405*	-0,151	0,551**
		C _{org}	-0,373	0,062	-0,193	0,462*	0,349	0,017	0,374
		N	0,012	-0,216	0,183	0,045	0,206	-0,049	0,314
		N-NH ₄ ⁺	-0,371	-0,088	-0,015	0,239	-0,062	-0,128	0,409*
		N-NO ₃ ⁻	-0,341	0,002	-0,076	0,218	0,135	0,458*	-0,069
		P _{assimilável}	0,494**	-0,555**	0,585**	-0,545**	-0,252	0,359	-0,488**
		K _{assimilável}	0,750**	-0,582**	0,608**	-0,589**	-0,152	0,219	-0,574**
		WHC	-0,235	-0,013	-0,128	-0,058	-0,214	-0,228	0,131
	Climáticos	T _{solo}	0,799**	-0,516**	0,674**	-0,191	-0,117	0,121	-0,649**
		Humidade	-0,827**	0,450*	-0,514**	0,486*	0,135	-0,029	0,567**
		T _{média}	0,729**	-0,743**	0,864**	0,009	0,061	-0,059	-0,277
		T _{máx}	0,693**	-0,736**	0,814**	0,183	0,269	0,020	-0,195
		Precip _{acumulada}	-0,775**	0,276	-0,350	0,286	0,115	0,041	0,574**
C3, 5 kg m ⁻²	Físico-químicos do Solo	pH	-0,089	-0,622**	0,085	-0,054	0,081	0,067	0,055
		CE	0,139	0,537**	-0,055	0,134	-0,024	-0,110	-0,033
		MO	0,086	0,418*	-0,093	0,193	0,243	-0,199	0,184
		C _{org}	0,200	0,102	0,090	0,171	0,095	-0,180	0,001
		N	-0,365	-0,535**	-0,243	0,408*	0,538**	0,077	0,452*
		N-NH ₄ ⁺	-0,417*	-0,278	-0,321	0,143	0,276	0,039	0,075
		N-NO ₃ ⁻	-0,159	-0,355	-0,086	0,046	0,204	0,226	0,203
		P _{assimilável}	0,407*	-0,394*	0,439*	-0,292	-0,352	0,385*	-0,276
		K _{assimilável}	0,358	-0,587**	0,549**	0,200	-0,031	0,100	0,034
		WHC	0,103	-0,267	0,154	0,077	0,044	0,340	0,173
	Climáticos	T _{solo}	0,826**	-0,302	0,734**	-0,222	-0,396*	0,065	-0,144
		Humidade	-0,440*	-0,075	-0,340	0,344	0,506**	-0,099	0,539**
		T _{média}	0,831**	-0,605**	0,820**	0,043	-0,106	0,067	0,326
		T _{máx}	0,723**	-0,778**	0,777**	0,180	0,005	0,057	0,325
		Precip _{acumulada}	-0,363	0,053	-0,274	0,203	0,435*	0,087	0,561**
C3, 10 kg m ⁻²	Físico-químicos do Solo	pH	0,550**	-0,082	0,291	0,042	0,323	0,185	0,547**
		CE	-0,454*	0,054	-0,171	-0,011	-0,323	-0,272	-0,543**
		MO	0,232	0,380	0,088	-0,396*	0,109	0,474*	0,139
		C _{org}	0,676**	-0,113	0,341	-0,242	0,139	0,347	0,024
		N	0,358	-0,434*	0,162	-0,006	-0,204	-0,167	-0,253
		N-NH ₄ ⁺	0,174	-0,011	0,163	0,429*	0,502**	0,176	0,776**
		N-NO ₃ ⁻	0,066	-0,354	0,125	0,518**	0,587**	0,161	0,407*
		P _{assimilável}	0,952**	-0,416*	0,748**	-0,419*	0,093	-0,082	-0,111
		K _{assimilável}	0,652**	0,026	0,350	-0,260	0,299	0,405*	0,373
		WHC	-0,096	-0,288	-0,218	0,406*	0,458*	0,396*	0,206
		T _{solo}	0,672**	-0,373	0,688**	-0,667**	-0,345	-0,498**	-0,597**
		Humidade	-0,435*	-0,113	-0,378	0,752**	0,508**	0,333	0,609**

Lamas 0,8 kg m ⁻²	Climáticos	T _{média}	0,862**	-0,566**	0,938**	-0,522**	-0,156	-0,404*	-0,153
		T _{máx}	0,878**	-0,479*	0,925**	-0,478*	-0,078	-0,334	-0,043
		Precip acumulada	-0,293	-0,039	-0,192	0,468*	0,490**	0,463*	0,797**
	Físico-químicos do Solo	pH	0,033	0,302	-0,162	-0,335	0,157	-0,023	0,351
		CE	0,100	-0,374	0,265	0,273	-0,120	0,050	-0,344
		MO	0,396*	-0,552**	0,349	0,319	-0,157	-0,084	0,076
		C _{org}	0,527**	-0,633**	0,499**	0,266	-0,210	0,081	0,040
		N	-0,456*	0,489**	-0,468*	-0,086	0,345	-0,269	0,457*
		N-NH ₄ ⁺	0,007	0,161	-0,184	0,141	0,504**	0,022	0,661**
		N-NO ₃ ⁻	0,252	-0,013	0,088	-0,211	0,473*	0,508**	-0,028
		P _{assimilável}	0,656**	-0,292	0,467*	-0,258	0,275	0,410*	0,111
		K _{assimilável}	-0,156	0,322	-0,171	-0,401*	0,393*	-0,006	0,069
		WHC	-0,321	0,513**	-0,489**	0,132	0,309	-0,169	0,365
		T _{solo}	0,830**	-0,763**	0,834**	-0,150	-0,543**	-0,009	-0,205
		Humidade	-0,541**	0,293	-0,483*	0,409*	0,510**	0,174	0,377
	Climáticos	T _{média}	0,816**	-0,791**	0,849**	-0,168	-0,299	-0,111	0,248
		T _{máx}	0,788**	-0,856**	0,830**	0,023	-0,329	-0,097	0,361
		Precip acumulada	-0,438*	0,230	-0,317	0,264	0,641**	0,289	0,330

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (r) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). *C-CO₂*, Respiração basal; *C-BMS*, Carbono da biomassa microbiana; *q-CO₂*, Quociente metabólico; *CE*, Condutividade elétrica; *MO*, Matéria orgânica; *C_{org}*, Carbono orgânico; *WHC*, Capacidade de retenção de água.

Tabela 8.3 Correlações de Spearman entre atividades enzimáticas do solo de *N*-acetil-β-D-glucosaminidase, *NAGase* e *L*-Glutaminase e as variáveis físico-químicas do solo, microbiológicas do solo, climáticas e índice de vegetação, considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27).

Tratamento	Variáveis	Atividade enzimática do solo	
		NAGase	L-Glutaminase
0 kg m ⁻²	Físico-químicos do Solo	pH	0,202
		CE	-0,250
		MO	-0,250
		C _{org}	0,007
		N	0,225
		C:N	-0,259
		N-NH ₄ ⁺	0,377
		N-NO ₃ ⁻	0,116
		P _{assimilável}	0,182
		K _{assimilável}	-0,166
		WHC	-0,014
		T _{solo}	0,011
		Humidade	0,263
	Microbiológicos do Solo	C-CO ₂	-0,013
		C-BMS	-0,403*
		q-CO ₂	0,333
		Fungos	0,475*
		Bactérias	0,249
		B. fixadoras N	0,127

C3	5 kg m ⁻²	Climáticos	B. desnitrificantes	-0,467*	0,332
			T _{média}	-0,033	0,063
			T _{max}	-0,068	0,151
			Precip _{acumulada}	-0,396*	0,168
		Índice de Vegetação	NDVI	0,037	0,738**
		Físico-químicos do Solo	pH	-0,435*	0,441*
			CE	0,336	-0,497**
			MO	0,118	-0,092
			C _{org}	-0,314	0,169
			N	-0,543**	-0,125
			C:N	0,282	0,208
			N-NH ₄ ⁺	-0,581**	0,227
			N-NO ₃ ⁻	-0,725**	0,124
			P _{assimilável}	-0,313	0,283
			K _{assimilável}	-0,047	0,309
			WHC	-0,033	-0,030
			T _{solo}	0,092	-0,185
			Humidade	-0,581**	0,178
		Microbiológicos do solo	C-CO ₂	-0,098	0,224
			C-BMS	0,603**	-0,204
			q-CO ₂	-0,210	0,364
			Fungos	-0,301	-0,078
			Bactérias	-0,286	-0,286
			B. fixadoras N	0,049	0,085
			B. desnitrificantes	-0,399*	-0,016
C3	10 kg m ⁻²	Climáticos	T _{média}	-0,232	0,101
			T _{max}	-0,346	0,071
			Precip _{acumulada}	-0,258	0,243
		Índice de Vegetação	NDVI	-0,492**	0,544**
		Físico-químicos do Solo	pH	-0,034	0,591**
			CE	-0,066	-0,647**
			MO	-0,254	0,135
			C _{org}	-0,074	0,499**
			N	-0,226	0,106
			C:N	0,180	0,338
			N-NH ₄ ⁺	-0,073	0,289
			N-NO ₃ ⁻	0,068	0,265
			P _{assimilável}	-0,026	0,500**
			K _{assimilável}	-0,109	0,613**
			WHC	0,510**	0,560**
			T _{solo}	-0,168	-0,043
			Humidade	0,028	0,189
		Microbiológicos do solo	C-CO ₂	-0,222	0,426*
			C-BMS	0,068	-0,402*
			q-CO ₂	-0,346	0,258
			Fungos	0,048	-0,099
			Bactérias	0,025	0,319
			B. fixadoras N	-0,053	0,361

		B. desnitrificantes	-0,332	0,347
	Climáticos	T _{média}	-0,444*	0,155
		T _{max}	-0,451*	0,178
		Precip _{acumulada}	-0,273	0,251
		Índice de Vegetação	NDVI	0,158
Lamas	Físico-químicos do Solo	pH	0,139	-0,018
		CE	-0,257	0,089
		MO	0,307	0,082
		C _{org}	0,262	0,275
		N	-0,122	-0,020
		C:N	0,230	0,243
		N-NH ₄ ⁺	0,015	0,263
		N-NO ₃ ⁻	-0,657**	0,344
		P _{assimilável}	-0,327	0,535**
		K _{assimilável}	-0,591**	-0,252
		WHC	0,063	0,119
		T _{solo}	0,032	0,178
		Humidade	-0,288	0,310
	Microbiológicos do solo	C-CO ₂	-0,068	0,352
		C-BMS	0,046	-0,509**
		q-CO ₂	-0,067	0,422*
		Fungos	0,250	0,192
		Bactérias	-0,245	-0,059
		B. fixadoras N	-0,161	0,325
		B. desnitrificantes	-0,073	0,307
	Climáticos	T _{média}	-0,274	0,418*
		T _{max}	-0,125	0,587**
		Precip _{acumulada}	-0,435*	0,074
	Índice de Vegetação	NDVI	-0,301	0,213

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; WHC, Capacidade de retenção de água, NDVI, Índice de vegetação por diferença normalizada.

Anexo 9: Tabela de parâmetros avaliados: diferenças entre os dados obtidos em cada recolha, em comparação ao controlo dessa recolha do ensaio do Parque Natural

Tabela 9.1 Diferença entre os dados obtidos em cada parâmetro nas parcelas com tratamento de 5 e 10 kg m⁻² composto e parcela com lamas, considerando o obtido na parcela controlo de cada recolha, do ensaio do PN; a verde estão representados os valores >0, significativos que nessa recolha os valores obtidos com esses tratamentos são superiores aos resultados obtidos na parcela controlo dessa recolha, para o respetivo parâmetro.

TRATAMENTO		Composto 5kg m ⁻²								Composto 10 kg m ⁻²								Lamas 0,8 kg m ⁻²							
Parâmetros do Solo	Dias após anlicação	48	84	115	198	213	264	320	367	48	84	115	198	213	264	320	367	48	84	115	198	213	264	320	367
Físico-químicos	pH	-	0,13	-	0,22	0,51	0,03	0,54	0,25	0,11	0,47	0,14	0,30	0,75	0,58	0,90	0,25	-	-	-	-	-	-	0,09	-
		0,11		0,17														0,29	0,31	0,31	0,25	0,22	0,16		0,22
CE		5,67	-	9,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15,6	18,0	27,3	13,3	11,6	8,00	-	11,0
			8,00		12,0	26,6	2,00	28,6	14,0	5,00	27,3	8,00	21,3	40,3	32,3	47,6	13,0	7	0	3	3	7		4,67	0
MO		-	-	0,95	1,81	2,45	9,97	-	-	-	-	0,77	-	6,86	6,64	-	-	-	-	-	-	4,16	5,41	-	-
		0,43	0,92					4,79	4,42	0,05	1,44		0,19			4,32	3,38	3,85	4,69	4,05	1,73			2,32	5,23
N		-	-	-	0,07	-	-	0,17	0,16	-	-	-	0,12	0,01	0,03	-	-	0,17	0,12	0,16	0,02	-	-	-	0,21
		0,05	0,04	0,05		0,07	0,17			0,09	0,04	0,07				0,04	0,01					0,08	0,02	0,01	
C _{org}		0,44	-	0,56	0,60	1,50	5,89	-	-	-	-	0,52	-	4,05	4,12	-	-	-	-	-	-	2,54	3,45	-	-
			0,57					2,95	2,48	0,72	0,99		0,33			2,59	1,97	0,95	2,64	2,43	2,27			1,75	3,19
P		0,00	4,00	9,00	9,00	9,00	5,00	13,0	4,00	0,00	4,00	32,0	13,0	124,	46,0	137,	18,0	0,00	4,00	18,0	13,0	0,00	5,00	45,0	9,00
								0				0	0	00	0	00	0			0	0			0	
K		88,0	96,0	63,0	89,0	89,0	32,0	76,0	82,0	149,	180,	169,	115,	197,	104,	184,	112,	35,0	26,0	69,0	26,0	-	-	-	28,0
		0	0	0	0	0	0	0	0	00	00	00	00	00	00	00	00	0	0	0	0	19,0	22,0	3,00	0
N-NO ₃ ⁻		24,0	55,0	55,0	75,0	25,0	0,00	85,0	10,0	13,5	15,0	45,0	85,0	-	0,00	80,0	10,0	31,0	-	70,0	95,0	-	55,0	90,0	5,00
		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	5,00		0	0	0	5,00	0	0	15,0	0	0	
N-NH ₄ ⁺		0,00	0,40	0,60	-	0,00	0,00	3,30	-	2,50	2,60	1,50	-	0,00	0,00	6,20	-	1,20	0,70	0,90	-	0,00	0,00	5,80	-
					2,40				2,30				1,00				2,10				2,60				1,40

	WHC		24,6 0	6,42	13,6 8	3,77	21,3 3	13,5 1	32,5 5	2,98		0,66	7,97	27,5 4	11,1 3	14,4 8	- 3,00	4,76	2,27		2,44	1,59	- 4,70	0,59	- 7,06	- 13,9 2	4,99	3,56
Micro biológi cos	C-CO ₂		4,51 E-03	1,45 E-03	1,94 E-03	5,45 E-03	2,59 E-03	3,75 E- 06	- 2,47 E-03	2,87 E-03		4,04 E-03	5,56 E-03	5,76 E-03	3,52 E-03	2,60 E-03	- 3,75 E-06	6,91 E-03	6,81 E-03		3,00 E-03	1,76 E-03	5,46 E-03	5,71 E-03	1,68 E-03	1,63 E-05	6,91 E-03	2,51 E-03
	C-BMS		4,41 E+0 1	- 3,94 E+0 1	2,40 E+0 2	2,64 E+0 1	2,22 E+0 2	3,55 E+0 2	- 9,46 E+0 1	1,55 E+0 2		1,52 E+0 2	1,78 E+0 2	1,48 E+0 2	- 1,06 E+0 2	4,56 E+0 2	3,54 E+0 2	2,78 E+0 2	2,11 E+0 2		- 7,16 E+0 1	1,24 E+0 2	3,10 E+0 2	- 1,25 E+0 2	- 1,46 E+0 1	1,07 E+0 2	- 1,41 E+0 2	3,05 E+0 2
	q-CO ₂		4,46 E-06	2,20 E-06	- 4,22 E-07	5,98 E-06	- 5,64 E-06	- 1,32 E- 05	- 2,99 E-06	7,90 E-07		2,90 E-06	4,23 E-06	4,49 E-06	6,20 E-06	- 1,16 E-05	- 1,32 E-05	8,34 E-06	4,05 E-06		4,16 E-06	8,96 E-07	2,14 E-06	9,67 E-06	4,28 E-06	- 5,45 E-06	8,35 E-06	- 3,21 E-06
	Fungos		- 8,33 E+0 4	- 1,50 E+0 5	- 4,66 E+0 5	- 2,30 E+0 5	- 2,80 E+0 5	1,27 E+0 5	- 1,03 E+0 5	- 2,63 E+0 5		- 2,87 E+0 5	- 2,47 E+0 5	2,20 E+0 5	- 1,97 E+0 5	- 6,90 E+0 5	- 2,00 E+0 5	- 4,07 E+0 5	- 4,73 E+0 5		- 1,33 E+0 4	- 3,20 E+0 5	- 6,67 E+0 4	- 2,73 E+0 5	1,67 E+0 4	- 2,57 E+0 5	- 1,37 E+0 5	- 4,13 E+0 5
	Bacteri as		4,80 E+0 6	2,23 E+0 6	- 4,67 E+0 5	2,17 E+0 6	- 7,87 E+0 6	4,00 E+0 5	- 1,13 E+0 6	4,00 E+0 5		5,00 E+0 6	2,57 E+0 6	1,75 E+0 7	7,33 E+0 6	2,00 E+0 6	- 2,40 E+0 6	3,50 E+0 6	3,00 E+0 6		1,27 E+0 6	- 2,50 E+0 6	5,50 E+0 6	1,50 E+0 6	- 5,57 E+0 6	- 1,60 E+0 6	- 3,80 E+0 6	- 8,33 E+0 5
	B.fixad ora N		1,44 E+0 6	- 6,00 E+0 5	- 4,70 E+0 5	- 3,00 E+0 5	- 1,06 E+0 6	2,00 E+0 5	5,64 E+0 6	9,00 E+0 5		2,64 E+0 6	3,30 E+0 6	9,00 E+0 5	- 8,30 E+0 5	7,70 E+0 5	- 2,30 E+0 5	- 1,76 E+0 6	6,00 E+0 5		7,40 E+0 5	2,53 E+0 6	8,13 E+0 6	1,36 E+0 7	- 1,26 E+0 6	9,00 E+0 5	- 1,60 E+0 5	2,70 E+0 5
	B.desni trificant es		4,17 E+0 6	- 1,09 E+0 7	6,00 E+0 3	7,20 E+0 5	6,00 E+0 3	4,40 E+0 4	1,70 E+0 5	8,20 E+0 5		- 1,50 E+0 5	0,00 E+0 0	8,00 E+0 4	3,10 E+0 4	6,20 E+0 4	6,00 E+0 3	8,00 E+0 4	0,00 E+0 0		- 3,38 E+0 5	- 1,09 E+0 7	0,00 E+0 0	0,00 E+0 0	0,00 E+0 0	0,00 E+0 0	4,00 E+0 5	- 1,80 E+0 4
Enzim áticos	NAGas e	0,00 E+0 0	3,25 E+0 2	6,31 E+0 1	- 2,26 E+0 2	- 8,27 E+0 1	- 8,75 E+0 2	1,48 E+0 2	- 3,77 E+0 2	- 2,77 E+0 2		- 1,58 E+0 2	1,82 E+0 2	- 2,46 E+0 0	1,06 E+0 2	- 8,68 E+0 2	- 6,74 E+0 1	- 2,98 E+0 2	- 1,42 E+0 2		- 1,24 E+0 2	3,13 E+0 2	- 2,00 E+0 2	- 1,36 E+0 2	3,60 E+0 2	- 5,37 E+0 1	- 2,32 E+0 2	- 1,80 E+0 2

L-	1,16	-	4,03	3,82	1,83	1,57	8,98	4,23		9,00	-	7,28	-	3,13	3,09	2,41	3,34		-	1,02	-	3,76	-	-	6,07	1,42
Glutam	E-06	2,17	E-06	E-07	E-07	E-	E-07	E-06	E-08	2,57	E-06	6,45	E-06	E-07	E-06	E-06		8,32	E-06	5,74	E-06	1,54	2,10	E-06	E-06	
inase		E-06				06				E-06		E-08						E-07		E-07		E-06	E-07			

Anexo 10: Tabela de Correlações de Spearman entre os parâmetros microbiológicos do ensaio do Parque Natural (n=99)

Tabela 10.1 de Correlações de Spearman entre os parâmetros microbiológicos do ensaio do Parque Natural (n=99)

	C-CO ₂	C-BMS	q-CO ₂	Fungos	Bactérias	B. fixadoras N	B. desnitrificantes
C-CO₂	1,000						
C-BMS	-0,289**	1,000					
q-CO₂	0,901**	-0,574**	1,000				
Fungos	-0,434**	-0,230*	-0,293**	1,000			
Bactérias	-0,166	0,190	-0,202*	0,241*	1,000		
B. fixadoras N	0,036	0,056	0,035	-0,076	0,169	1,000	
B. desnitrificantes	-0,209*	0,186	-0,239*	0,315**	0,387**	-0,220*	1,000

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). C-CO₂, Respiração basal; C-BMS, Carbono da biomassa microbiana; q-CO₂, Quociente metabólico; B. (bactérias) fixadoras de N e B. (bactérias) desnitrificantes

Anexo 11: Tabela de Correlações de Spearman entre NDVI e variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural, considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27)

Tabela 11.1 Correlações de Spearman entre NDVI e variáveis climáticas e os parâmetros físico-químicos do ensaio do Parque Natural, considerando os tratamentos de composto orgânico (C3) e lamas desidratadas (n=27)

Tratamentos		pH	CE	MO	N	Corg	WHC	P	K	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	Humidade solo	Tmed	Tmax	Precipitação Acumulada
Controlo	NDVImed	0,084	-0,180	-0,220	-0,259	-0,021	0,175	0,061	-0,290	0,198	0,484*	0,280	-0,103	-0,077	0,229
C3	NDVImed	0,154	-0,253	-0,360	0,094	-0,248	-0,191	-0,110	-0,051	0,268	0,015	0,497**	-0,031	-0,028	0,334
5 kg m⁻²															
C3	NDVImed	-0,061	-0,043	-0,358	0,133	-0,140	0,636**	-0,133	-0,138	0,376	0,011	0,514**	-0,118	-0,098	0,340
10 kg m⁻²															
Lamas	NDVImed	-0,033	0,019	-0,660**	0,175	-0,522**	0,270	0,160	0,264	0,350	0,009	0,570**	-0,350	-0,378	0,575**

O verde e vermelho representam o coeficiente de correlação (R) de Spearman positivo e negativo respetivamente, considerando o valor de $p < 0,05$. **. A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades); *. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades). CE, Condutividade elétrica; MO, Matéria orgânica; C_{org}, Carbono orgânico; C:N, Relação carbono- azoto; WHC, Capacidade de retenção de água.

Anexo 12: Dados de precipitação e temperatura

Tabela 12.1 Dados climáticos de Temperatura média, Temperatura máxima e Precipitação acumulada registados nos ensaios da Quinta de São Roque (1º ensaio QSR1 e 2º ensaio QSR2), considerando os períodos de recolha, de acordo com o estágio de desenvolvimento do milho (S, semente, 8F, 8 folhas, FL, floração e P, 50-60 dias de polinização).

Ensaio	Datas entre recolhas		Temperatura Média (°C)	Temperatura Máxima (°C)	Precipitação acumulada (mm)
QSR1	10/02/2022	18/04/2022	15,8	28,4	190,2
	[S]	[8F]			
	18/04/2022	18/05/2022	18,4	31,2	25,6
	[8F]	[FL]			
	18/05/2022	27/06/2022	19,7	26,7	9,6
	[FL]	[P]			
QSR2	27/07/2022	06/09/2022	22,2	33,7	1,6
	[S]	[8F]			
	06/09/2022	07/10/2022	22,2	29,1	16,6
	[8F]	[FL]			
	07/10/2022	21/11/2022	20,4	26,0	45,0
	[FL]	[P]			

Tabela 12.2 Dados climáticos de Temperatura média, Temperatura máxima e Precipitação acumulada registados no ensaio do Parque Natural, considerando os períodos entre recolhas

Ensaio	Data Inicial	Data Final	Temperatura Média (°C)	Temperatura Máxima (°C)	Precipitação acumulada (mm)
Parque Natural	12/11/2021	30/12/2021	6,0	15,9	530,8
	30/12/2021	04/02/2022	5,5	15,9	321,8
	04/02/2022	07/03/2022	5,5	15,5	417,0
	07/03/2022	29/04/2022	6,1	16,6	299,5
	29/04/2022	13/06/2022	11,0	21,6	50,9
	13/06/2022	03/08/2022	15,9	30,0	9,3
	03/08/2022	28/09/2022	15,5	31,0	170,6
	28/09/2022	14/11/2022	11,4	21,6	280,5