

UFRRJ

**INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO**

TESE

**Resíduos Orgânicos como Base para Fertilizantes
Organominerais Fosfatados em Solos Tropicais:
Desenvolvimento e Avaliação Agronômica**

Hellen Fernanda Oliveira da Silva

2025



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA –
CIÊNCIA DO SOLO**

**RESÍDUOS ORGÂNICOS COMO BASE PARA FERTILIZANTES
ORGANOMINERAIS FOSFATADOS EM SOLOS TROPICAIS:
DESENVOLVIMENTO E AVALIAÇÃO AGRONÔMICA**

HELLEN FERNANDA OLIVEIRA DA SILVA

Sob Orientação do Professor
Andrés Calderín García

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Doutora**, no
Programa de Pós-Graduação em
Agronomia – Ciência do Solo, Área de
Concentração em Biologia do Solo.

Seropédica, RJ
Junho de 2025

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586r

Silva, Hellen Fernanda Oliveira da, 1991-
Resíduos orgânicos como base para fertilizantes organominerais fosfatados em solos tropicais: desenvolvimento e avaliação agronômica / Hellen Fernanda Oliveira da Silva.
- Seropédica, 2025.
145 f.: il.

Orientador: Andrés Calderín García.

Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, 2025.

1. Biochar. 2. Vermicomposto. 3. Liberação controlada. 4. Lixiviação de nutrientes. 5. Qualidade do solo. I. García, Andrés Caderín, 1964-, orient. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE
JANEIRO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA (CIÊNCIAS DO SOLO)



HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO Nº 12 / 2025 - CPGACS (12.28.01.00.00.00.27)

Nº do Protocolo: 23083.052450/2024-96

Seropédica-RJ, 30 de junho de 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE AGRONOMIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO

HELLEN FERNANDA OLIVEIRA DA SILVA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, Área de Concentração em Biologia do Solo.

TESE APROVADA EM 27/06/2025.

Andrés Calderín García. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Ricardo Luiz Louro Berbara. Dr. UFRRJ

Erica Souto Abreu Lima. Dr. UFRRJ

Camila Pinheiro Nobre. Dra. UEMA

Orlando Carlos Huertas Tavares. Dr. IF FLUMINENSE

(Assinado digitalmente em 30/06/2025 19:37)
ANDRES CALDERIN GARCIA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 1399485

(Assinado digitalmente em 01/07/2025 18:42)
ERICA SOUTO ABREU LIMA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 1412091

(Assinado digitalmente em 01/07/2025 08:22)
RICARDO LUIZ LOURO BERBARA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 387406

(Assinado digitalmente em 30/06/2025 18:17)
CAMILA PINHEIRO NOBRE
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 616.122.783-53

(Assinado digitalmente em 02/08/2025 10:17)
ORLANDO CARLOS HUERTAS TAVARES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 098.383.947-69

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **12**, ano: **2025**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO**, datade emissão: **30/06/2025** e o código de verificação: **17cbe415fc**

DEDICATÓRIA

A Deus, em e por tudo.
Aos meus pais, por toda educação e amor.
À minha irmã, pelo carinho.
Ao meu filho, por me ensinar a amar.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A origem etimológica da palavra *agradecimento* deriva do verbo “agradecer”, que, por sua vez, tem origem do latim “gratus”, que significa “agradável”, “agradecido”. Essa raiz latina, juntamente com a terminação verbal “ecer” significa demonstrar gratidão ou reconhecimento por um favor ou benefício concedido.

Sendo assim, em hipótese alguma, eu poderia realizar essa tese sem agradecer e, sobretudo, reconhecer que exatamente tudo construído até aqui foi devido ao favor e graça de Deus sobre a minha vida, Ele que em todos os momentos esteve comigo sendo lâmpada para os meus pés e sustento bem presente com sua boa e poderosa mão.

Agradeço aos meus pais Sebastião Fernando Lopes da Silva e Yara de Jesus de Oliveira por investirem na minha educação, ambos filhos de pessoas humildes que não tiveram a oportunidade de conhecer o mundo através dos estudos, mas sim através de calos nas mãos devido aos trabalhos árduos para sobreviverem, cultivando sempre o princípio da dignidade e honestidade.

Agradeço à minha irmã/amiga/comadre Daniele Oliveira da Silva por me apoiar nos momentos que mais precisei de uma mão estendida, palavras de incentivo e por ser um dos meus maiores exemplos de garra, determinação e empoderamento.

Agradeço à minha motivação diária que tem nome e sobrenome: Davi Silva Neves, o qual tenho o prazer de chamá-lo como filho, que mesmo pequeno em idade foi um gigante ao meu lado, se permitiu ser usado por Deus em cada etapa desse doutorado, enxugando minhas lágrimas, me dando palavras de apoio, consolo e, principalmente, as melhores gargalhadas depois de um dia cansativo de trabalho. Eu louvo a Deus por ter me dado o título mais importante da minha jornada, o de ser chamada como *mãe*!

Agradeço aos amigos que a UFRRJ me presenteou, em especial, à minha amiga Thainá Louzada por cada vez que separou e dedicou um tempo a me ouvir e liberar uma palavra de compreensão e fé para cada dia, além de muitas vezes me abrir portas profissionais me fazendo enxergar o leque de oportunidades que me aguardavam.

Agradeço ao meu orientador Andrés Calderín García por me permitir mais uma vez fazer parte da sua equipe de estudo e pesquisa científica, por me orientar e por seus ensinamentos.

Agradeço à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro por ter sido fundamental, ao logo dos 15 anos de meus estudos, na minha formação profissional e construção pessoal.

Agradeço ao Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas, Laboratório de Estudos da Relação Solo-Planta, Laboratório de Química e Poluição do Solo, Laboratório de Gênese e Classificação do Solo, Laboratório de Absorção Atômica, Central Analítica Multiusuário do Instituto de Química e o Laboratório de Ultraestrutura por toda estrutura e amparo fornecidos, todos pertencentes à UFRRJ.

Agradeço à Fundação Carlos Chagas Filho para Apoio à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro, à Financiadora de Estudos e Projetos e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pelo apoio e investimento em bolsa de doutorado que permitiu a realização desta pesquisa e um sonho.

Sou Doutora! Muito Obrigada!

“Não é o crítico que merece destaque, nem aquele que indica onde o homem tropeçou ou como as façanhas poderiam ser aprimoradas. O mérito pertence àquele que está envolvido na arena da vida, cujo rosto é marcado por poeira, suor e sangue. Ele luta corajosamente, cometendo erros e enfrentando desilusões, pois não existe esforço sem esses obstáculos. Ele se dedica verdadeiramente aos seus feitos, experimentando entusiasmo e paixão, e se comprometendo com uma causa nobre. Se tiver sorte, alcançará o triunfo; e se fracassar, pelo menos terá ousado grandemente.”

Roosevelt, T. (1910) apud Broewn, B. **A coragem de ser imperfeito**. Rio de Janeiro: editora Sextante. 2016. 208 p.

RESUMO GERAL

SILVA, Hellen Fernanda Oliveira da. **Resíduos orgânicos como base para fertilizantes organominerais fosfatados em solos tropicais: desenvolvimento e avaliação agronômica.** 2025. 145f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2025.

A intensificação da geração de resíduos orgânicos e a busca por práticas agrícolas mais sustentáveis têm impulsionado o desenvolvimento de fertilizantes organominerais, capazes de aumentar a eficiência no uso de nutrientes, especialmente fósforo, em solos tropicais. A presente tese teve como objetivo desenvolver, caracterizar e avaliar agronomicamente fertilizantes organominerais fosfatados obtidos de resíduos orgânicos, com foco na interação entre suas frações constituintes, na dinâmica de nutrientes no solo e no desempenho do rabanete. No **Capítulo I**, a caracterização físico-química e espectroscópica mostrou diferenças relevantes entre os insumos orgânicos. O vermicomposto apresentou maior proporção de carbonos alifáticos e oxigenados, com rápida decomposição e alta biodisponibilidade. Já o biochar revelou estruturas aromáticas condensadas, estáveis e de lenta decomposição. A combinação dos dois materiais proporcionou flexibilidade na formulação, equilibrando liberação e retenção de nutrientes. No entanto, doses elevadas de biochar podem reduzir a disponibilidade imediata. Em relação à morfologia, fertilizantes com 15% de P_2O_5 foram mais porosos, favorecendo retenção de água e atividade microbiana, mas com menor concentração de fósforo total. Já formulações com 40–45% de P_2O_5 apresentaram maior densidade e liberação mais lenta, com risco de menor eficiência inicial. A adição de molibdênio e a boa homogeneização dos nutrientes foram pontos positivos, embora persistisse o desafio de equilibrar resistência mecânica e reatividade. O **Capítulo II** abordou a dinâmica de liberação e lixiviação em colunas de solo arenoso. Observou-se aumento do pH para 6,0–7,0, o que é benéfico em solos ácidos, mas pode reduzir a disponibilidade de alguns micronutrientes. A lixiviação de N e K foi semelhante ao fertilizante mineral, porém a de P foi maior em formulações ricas em P_2O_5 , destacando o risco de contaminação ambiental em solos de baixa capacidade de retenção. Isso evidencia a necessidade de balancear eficiência agronômica com segurança ambiental. No **Capítulo III**, três formulações foram testadas no cultivo de rabanete. O tratamento NT3K (15% de P_2O_5 + calagem) destacou-se, aumentando em até 98,64% o peso fresco dos tubérculos e melhorando a qualidade comercial. Formulações com 40–45% também superaram o fertilizante mineral, mas com ganhos menores. A calagem potencializou a absorção de fósforo e a produtividade, embora tenha ocorrido maior incidência de rachaduras em alguns tratamentos, possivelmente pelo crescimento acelerado. Em síntese, os fertilizantes organominerais à base de vermicomposto e biochar mostraram-se promissores para solos tropicais, melhorando propriedades físicas e químicas do solo, retenção de nutrientes e desenvolvimento radicular. No entanto, o ajuste das formulações é essencial para garantir máxima eficiência agronômica e reduzir riscos ambientais.

Palavras-chave: Biochar. Vermicomposto. Liberação controlada. Lixiviação de nutrientes. Qualidade do solo. *Raphanus sativus* L.

GENERAL ABSTRACT

SILVA, Hellen Fernanda de Oliveira da. **Organic residues as a basis for organomineral phosphate fertilizers in tropical soils: development and agronomic evaluation.** 2025. 145p. Thesis (Doctor Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, Brazil, 2025.

The intensification of organic waste generation and the pursuit of more sustainable agricultural practices have driven the development of organomineral fertilizers, capable of enhancing nutrient use efficiency, particularly phosphorus, in tropical soils. This thesis aimed to develop, characterize, and agronomically evaluate phosphorus-based organomineral fertilizers derived from organic residues, focusing on the interaction between their constituent fractions, nutrient dynamics in the soil, and radish performance. In Chapter I, physicochemical and spectroscopic characterization revealed relevant differences among the organic inputs. Vermicompost presented a higher proportion of aliphatic and oxygenated carbons, with rapid decomposition and high bioavailability. In contrast, biochar exhibited condensed aromatic structures, stable and slowly decomposing. The combination of both materials provided flexibility in formulation, balancing nutrient release and retention. However, high biochar doses may reduce immediate availability. Regarding morphology, fertilizers with 15% P_2O_5 were more porous, favoring water retention and microbial activity but with lower total phosphorus concentration. Formulations with 40–45% P_2O_5 , on the other hand, showed higher density and slower release, with the risk of lower initial efficiency. The addition of molybdenum and the good homogenization of nutrients were positive aspects, although the challenge of balancing mechanical resistance and reactivity remained. Chapter II addressed the dynamics of nutrient release and leaching in sandy soil columns. A pH increase up to 6.0–7.0 was observed, which is beneficial in acidic soils but may reduce the availability of some micronutrients. Leaching of N and K was similar to that of mineral fertilizer, whereas P leaching was higher in P_2O_5 -rich formulations, highlighting the risk of environmental contamination in soils with low retention capacity. This underscores the need to balance agronomic efficiency with environmental safety. In Chapter III, three formulations were tested in radish cultivation. The NT3K treatment (15% P_2O_5 + liming) stood out, increasing fresh tuber weight by up to 98.64% and improving commercial quality. Formulations with 40–45% P_2O_5 also outperformed mineral fertilizer, though with smaller gains. Liming enhanced phosphorus uptake and productivity, although higher incidence of cracking was observed in some treatments, possibly due to accelerated growth. In summary, organomineral fertilizers based on vermicompost and biochar proved to be promising for tropical soils, improving soil physical and chemical properties, nutrient retention, and root development. However, formulation adjustments are essential to ensure maximum agronomic efficiency while reducing environmental risks.

Keywords: Biochar. Vermicompost. Controlled release. Nutrient leaching. Soil quality. *Raphanus sativus* L.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Representação esquemática das classes pertencentes aos fertilizantes de eficiência aprimorada. Fonte: Adaptado de Valderrama e Buzetti (2017).....6
- Figura 2.** Melhorias com os benefícios do biochar para o meio ambiente. Fonte: Elaborado pela Autora. 16
- Figura 3.** Mapa dos municípios com maior percentual de adoção de SH e biochar no cultivo de rabanete (2023). Fonte: IBGE (2023), FAÇANHA et al. (2021), LEHMANN e JOSEPH (2015) e EMBRAPA (2020).21
- Figura 4.** Espectros ^{13}C NMR CP/MAS dos componentes dos fertilizantes. A) vermicomposto, B) Biochar artesanal, C) Biochar de eucalipto. Assim como dos fertilizantes elaborados com 10% de P_2O_5 (D), 40% de P_2O_5 (E) e 45% de P_2O_5 (F).31
- Figura 5.** Quantidade de estruturas presentes nas diferentes amostras (A), propriedades alifáticas e aromáticas extraídas dos espectros ^{13}C NMR (B) e análises de componentes principais (PCA) a partir dos dados quantitativos (C).34
- Figura 6.** Análise quimiométrica de componentes principais (PCA), com os gráficos de *scores* (A) e de *loadings* (B), obtidos a partir do carregamento completo dos espectros de RMN de ^{13}C das diferentes amostras.35
- Figura 7.** Decomposição dos espectros de RMN de ^{13}C por meio da técnica de *Multivariate Curve Resolution* (MCR), utilizada para separar matematicamente os espectros em dois componentes estruturais principais. A) curvas espectrais reconstruídas para cada domínio, B) contribuição relativa (%).36
- Figura 8.** Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia por dispersão de energia (EDS) de fertilizantes organominerais fosfatados com diferentes teores de P_2O_539
- Figura 9.** Teores de macronutrientes essenciais (cálcio e magnésio), micronutrientes (zinco, ferro e manganês) e metais pesados (cromo e chumbo) nas formulações de fertilizante organomineral fosfatado produzidas à base de biochar, vermicomposto e superfosfato triplo comercial. As letras sobre as colunas indicam agrupamentos estatísticos distintos pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.42
- Figura 10.** Correlação entre pH e condutividade elétrica de cada fertilizante organomineral fosfatado produzido à base composicional de biochar, vermicomposto, ácido fúlvico e superfosfato triplo comercial.47
- Figura 11.** Grau de dureza de cada fertilizante organomineral fosfatado produzido à base composicional de biochar, vermicomposto, ácido fúlvico e superfosfato triplo comercial.48
- Figura 12.** Distribuição dos tratamentos em cada coluna de lixiviação.56
- Figura 13.** Ensaio experimental de lixiviação. A – vasos tubos de PVC constituindo as colunas de lixiviação; B – composição interna de cada coluna; C – ângulo superior da coluna (perspectiva aérea); D – aplicação em cova do fertilizante; E – coleta do extrato lixiviado.57
- Figura 14.** Preparo e separação das amostras para extração e fracionamento químico de substâncias húmicas a partir da aplicação de fertilizantes organominerais fosfatados e

fertilizante fosfatado mineral comercial em colunas de solo após procedimentos de lixiviação.....	58
Figura 15. Determinação média do pH e condutividade elétrica das dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados e o fertilizante mineral fosfatado comercial. Os dados foram transformados por raiz quadrada para atender a normalidade estatística.	59
Figura 16. Perda total do nitrogênio (N) fósforo (P) e potássio (K) em dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados. Cada valor representa a média. Os dados de nitrogênio foram transformados por raiz quadrada para atender a normalidade estatística.	61
Figura 17. Dinâmica de lixiviação do nitrogênio (N) ao longo de dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados.	62
Figura 18. Dinâmica de lixiviação do fósforo (P) ao longo de dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados.	63
Figura 19. Dinâmica de lixiviação do potássio (K) ao longo de dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados.	63
Figura 20. Conteúdo de Carbono Orgânico Total quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.	66
Figura 21. Conteúdo de carbono da fração de ácido fúlvico quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.....	68
Figura 22. Conteúdo de carbono da fração de ácido húmico quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.....	70
Figura 23. Índice da relação entre ácido húmico e ácido fúlvico determinado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.....	73
Figura 24. Conteúdo de carbono da fração humina quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.	75
Figura 25. Representação dos ensaios experimentais com plantas de rabanete (<i>Raphanus sativus</i> L.) variedade Crimson Gigante submetidas aos tratamentos: 1 - controle absoluto (solo sem calagem); 2 – solo sem calagem com NPK; 3 - solo sem calagem com P (superfosfato triplo comercial); 4 - solo sem calagem com T ₃ (1/2 dose – 45kg); 5 - solo sem calagem com T ₃ (1 dose – 90 kg); 6 - solo sem calagem com T ₃ (1 ½ dose – 135 kg);	

7 - solo sem calagem com T₃ (dobro da dose – 180 kg); 8 - solo sem calagem com NT₃K (1/2 dose – 45kg); 9 - solo sem calagem com NT₃K (1 dose – 90 kg); 10 - solo sem calagem com NT₃K (1 ½ dose – 135 kg); 11 - solo sem calagem com NT₃K (dobro da dose – 180 kg); 12- controle absoluto (solo com calagem); 13 – solo com calagem com NPK; 14 - solo com calagem com P (superfosfato triplo comercial); 15 - solo com calagem com T₃ (1/2 dose – 45kg); 16 - solo com calagem com T₃ (1 dose – 90 kg); 17 - solo com calagem com T₃ (1 ½ dose – 135 kg); 18 - solo com calagem com T₃ (dobro da dose – 180 kg); 19 - solo com calagem com NT₃K (1/2 dose – 45kg); 20 - solo com calagem com NT₃K (1 dose – 90 kg); 21 - solo com calagem com NT₃K (1 ½ dose – 135 kg); 22 - solo com calagem com NT₃K (dobro da dose – 180 kg)..... 83

Figura 26. Índice de velocidade de emergência obtido durante os seis dias de emergência das plântulas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade. 86

Figura 27. Taxa de crescimento relativo obtido durante os seis dias após a emergência das plântulas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade. 88

Figura 28. Comprimento total (parte aérea + raiz) obtido aos 29 dias após semeadura (DAS) das plantas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade. 91

Figura 29. Produção de biomassa foliar obtida aos 29 dias após semeadura (DAS) das plantas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). **A** – peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T3; **B** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T3; **C** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T8; **D** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T8; **E** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T9; **F** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T9. Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade..... 93

Figura 30. Produção de biomassa do fruto obtida aos 29 dias após semeadura (DAS) das plantas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). **A** – peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T3; **B** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T3; **C** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T8; **D** -

peso seco referente aos tratamentos com a formulação T8; **E** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T9; **F** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T9. Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade..... 97

Figura 31. Parâmetros de comercialização do fruto obtidos aos 29 dias após semeadura (DAS) das plantas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). **A** – diâmetro referente aos tratamentos com a formulação T3; **B** - diâmetro referente aos tratamentos com a formulação T8; **C** - diâmetro referente aos tratamentos com a formulação T9; **D** - volume referente aos tratamentos com a formulação T3; **E** - volume referente aos tratamentos com a formulação T8; **F** - volume referente aos tratamentos com a formulação T9; **G** - quantidade de frutos rachados por tratamento com a formulação T3; **H** - quantidade de frutos rachados por tratamento com a formulação T8; **I** - quantidade de frutos rachados por tratamento com a formulação T9. Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade. 100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação estrutural e implicações agronômicas de fertilizantes com base nas razões H/C e C/N.	45
Tabela 2. Composição química do Planossolo utilizado no experimento de lixiviação.....	56
Tabela 3. Conteúdo de Carbono Orgânico Total (COT).	65
Tabela 4. Conteúdo de carbono da fração de ácido fúlvico (C _{AF}).	67
Tabela 5. Conteúdo de carbono da fração de ácido húmico (CAH).	69
Tabela 6. Índice da relação entre ácido húmico e ácido fúlvico.....	72
Tabela 7. Conteúdo de carbono da fração humina (C _{HUM}).	74

LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

AF – Ácido fúlvico

AH – Ácido húmico

BC – Biochar

Ca – Cálcio

CAF – Fração do carbono de ácido fúlvico

CAH – Fração do carbono de ácido húmico

CE. – Condutividade elétrica

COT – Carbono orgânico total

Cr – Cromo

DAS – Dias após semeadura

EDS – Espectroscopia por dispersão de energia

Fe – Ferro

H – Hidrogênio

IVE – Índice de velocidade de emergência

K – Potássio

MCR – Resolução multivariada da curva

MEV – Microscopia eletrônica de varredura

Mg – Magnésio

Mn – Manganês

N – Nitrogênio

P – Fósforo

Pb – Chumbo

PCA – Análises de componentes principais

Ph – Potencial hidrogeniônico

PI – Ponto inferior

PM – Ponto médio

PS – Ponto superior

PVC – Policloreto de vinila

RMN C13 PC RAM – Ressonância magnética nuclear do isótopo do ^{13}C em polarização cruzada e rotação no ângulo mágico

SFT – Superfosfato triplo

SH – Substâncias húmicas

TCR – Taxa de crescimento relativo

VC – Vermicomposto

Zn – Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	2
2.1 Fertilizantes Minerais Fosfatados: Perspectivas Ambientais, Econômicas e Geopolíticas com Ênfase na Realidade Brasileira	4
2.2 Fertilizante de Eficiência Aprimorada	5
2.2.1 Fertilizantes de liberação lenta	6
2.2.2 Fertilizantes de liberação controlada	7
2.2.3 Fertilizantes revestidos com polímeros	7
2.2.4 Eficiência da absorção e uso de fósforo: mecanismo de ação em solos e plantas ...	8
2.2.5 Disponibilidade espacial e aquisição de P do solo: arquitetura da raiz	11
2.3 Alternativas Tecnológicas Sustentáveis	13
2.3.1 Matéria orgânica do solo e substâncias húmicas: funções, dinâmica e implicações para a sustentabilidade dos agroecossistemas tropicais	14
2.3.2 Origem, estrutura, composição elementar e propriedades do biocarvão	15
2.3.3 A família Brassicaceae e a importância socioeconômica do rabanete (<i>Raphanus sativus</i> L.)	19
2.3.4 Influência de cultivos com substâncias húmicas e biochar em Brassica	20
3. CAPÍTULO I CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA ESTRUTURAL, MORFOLÓGICA E COMPOSICIONAL DOS FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS FOSFATADOS	22
3.1 RESUMO	23
3.2 ABSTRACT	24
3.3 INTRODUÇÃO	25
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	27
3.4.1 Obtenção dos ácidos húmicos e fúlvicos de vermicomposto	27
3.4.2 Obtenção dos biochar utilizados na elaboração dos fertilizantes	27
3.4.3 Caracterização estrutural mediante espectroscopia de ressonância magnética nuclear do carbono 13 em estado sólido (CP MAS ¹³ C-NMR)	27
3.4.4 Quimiometria aplicada a dados espectrais ¹³ C NMR CP/MAS e FTIR	28
3.4.5 Caracterização química de cada formulação utilizada nas formulações dos fertilizantes organominerais	28
3.4.6 Análise da composição elementar (CHN)	29
3.4.7 Determinação de pH e condutividade elétrica	29
3.4.8 Determinação da dureza dos fertilizantes organominerais fosfatados	29
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
3.5.1 Caracterização mediante ¹³ C NMR CP/MAS dos fertilizantes e componentes orgânicos dos fertilizantes	30
3.5.2 Características morfológicas dos fertilizantes mediante MEV-EDS	36

3.5.3 Quantidade de nutrientes nas formulações dos fertilizantes organominerais fosfatados	40
3.5.4 Caracterização elementar e propriedades estruturais dos fertilizantes organominerais fosfatados	43
3.5.5 Determinação de pH e C. E. das formulações dos fertilizantes organominerais fosfatados	46
3.5.6 Dureza das formulações dos fertilizantes organominerais fosfatados	47
3.6 CONCLUSÕES	49
4. CAPÍTULO II UTILIZAÇÃO DE COLUNAS DE SOLO NA AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DOS NUTRIENTES DE FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS FOSFATADOS	50
4.1 RESUMO.....	51
4.2 ABSTRACT.....	52
4.3 INTRODUÇÃO	53
4.4 MATERIAL E MÉTODOS	55
4.4.1 Ensaio em colunas de lixiviação	55
4.4.2 Determinação de pH e condutividade elétrica	57
4.4.3 Avaliação da dinâmica das substâncias húmicas ao longo do perfil do solo em colunas de lixiviação	57
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	59
4.5.1 Determinação do pH e condutividade elétrica do extrato lixiviado.....	59
4.5.2 Avaliação de NPK no extrato lixiviado	60
4.5.3 Dinâmica das substâncias húmicas ao longo do perfil do solo em colunas de lixiviação	65
4.6 CONCLUSÃO	76
5. CAPÍTULO III ENSAIOS DE BIOATIVIDADE: EFEITOS DOS FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS FOSFATADOS NO CRESCIMENTO EM PLANTAS DE RABANETES (<i>Raphanus sativus</i> L.)	77
5.1 RESUMO.....	78
5.2 ABSTRACT.....	79
5.3 INTRODUÇÃO	80
5.4 MATERIAL E MÉTODOS	82
5.4.1 Localização e caracterização do experimento.....	82
5.4.2 Cultivar de rabanete	82
5.4.3 Desenho experimental e análises estatísticas	82
5.4.4 Ensaio experimental de bioatividade	82
5.4.5 Desempenho das variáveis agrônômicas das plantas de rabanete.....	83
5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	85

5.5.1 Efeitos dos fertilizantes organominerais fosfatados na emergência das plântulas (IVE) e na taxa de crescimento relativo (TCR)	85
5.5.2 Efeitos dos fertilizantes organominerais fosfatados na produção de biomassa foliar e comprimento da planta (parte aérea + raiz).....	90
5.5.3 Efeitos dos fertilizantes organominerais fosfatados nos parâmetros agronômicos comercializáveis.....	96
5.6 CONCLUSÕES	103
6. CONCLUSÕES GERAIS	104
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

1. INTRODUÇÃO GERAL

A crescente demanda mundial por alimentos impõe desafios significativos à sustentabilidade dos sistemas agrícolas, especialmente em países de clima tropical, como o Brasil, cujos solos são naturalmente pobres em fósforo (P) disponível. O P é um macronutriente e exerce papel fundamental em processos bioquímicos e fisiológicos das plantas como a fotossíntese, o metabolismo energético e a síntese de ácidos nucleicos (NOVAIS, SMYTH & NUNES, 2007; TAIZ & ZEIGER, 2017). Entretanto, sua baixa mobilidade no solo, aliada à forte adsorção por óxidos de ferro e alumínio em solos altamente intemperizados, limita sua disponibilidade e eficiência agronômica (MOREIRA & MALAVOLTA, 2004; HINSINGER, 2001).

No Brasil, a dependência externa de fertilizantes fosfatados ultrapassa 70%, expondo o setor agrícola à vulnerabilidade geopolítica e às oscilações do mercado internacional (ANDA, 2023; FAO, 2022). A instabilidade global, como demonstrado na recente guerra entre Rússia e Ucrânia, impactou diretamente a cadeia de suprimentos desses insumos (OECD, 2022; RABOBANK, 2022), exigindo novas estratégias para mitigar riscos e promover maior independência tecnológica e produtiva.

Entre as soluções promissoras destacam-se os fertilizantes de eficiência aprimorada (FEA), especialmente aqueles de liberação lenta ou controlada, capazes de sincronizar a liberação de nutrientes com a demanda das culturas, reduzindo perdas por lixiviação e aumentando a eficiência de uso do P (SHAVIV, 2001; TRENKEL, 2010). A incorporação de materiais biodegradáveis, como biochar, na formulação desses fertilizantes tem se mostrado uma abordagem sustentável e eficaz, promovendo retenção hídrica, disponibilidade gradual de nutrientes e melhoria das propriedades físico-químicas do solo (NAZ & SULAIMAN, 2016; AZEEM et al., 2014; LEHMANN & JOSEPH, 2015).

O biochar é um subproduto da pirólise de resíduos orgânicos que tem elevada estabilidade, porosidade e capacidade de retenção de nutrientes. Seu uso em solos tropicais tem sido associado ao aumento da fertilidade, ao sequestro de carbono e à remediação de áreas degradadas (CORNELISSEN et al., 2018; SALETNIK et al., 2019). Quando combinado a substâncias húmicas (SH), como ácidos húmicos e fúlvicos, provenientes da decomposição da matéria orgânica, há possível sinergia positiva na dinâmica do fósforo, complexação de micronutrientes e estímulo à microbiota do solo (SILVA & MENDONÇA, 2007; MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Particularmente, cultivos de Brassicaceae, como o rabanete (*Raphanus sativus* L.), possuem elevada exigência em fósforo, sobretudo nas fases iniciais de crescimento e desenvolvimento reprodutivo (GRANT et al., 2011). A cultura do rabanete se destaca por seu curto ciclo, elevado valor nutricional e relevância socioeconômica, sendo uma importante fonte de renda para a agricultura familiar brasileira (SILVA et al., 2022; FAO, 2024). Estratégias que promovam a eficiência no uso do P são essenciais para melhorar a produtividade e a sustentabilidade desses sistemas de produção.

É possível contribuir com armazenamento em grandes quantidades de carbono, ao mesmo tempo que regeneramos a sua fertilidade, a saúde das plantas e dos ecossistemas de forma integral. Solos saudáveis podem alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) bem como: erradicação da pobreza e da fome, ação contra a mudança global do clima, preservação da vida terrestre, eliminando o dumping e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos para o meio ambiente para alcançar água potável e saneamento, contribuindo substancialmente para reduzir a poluição do solo.

Considerando esse cenário, é urgente o desenvolvimento de tecnologias que otimizem a eficiência do fósforo, aliando inovação, economia circular e redução de impactos ambientais. O presente trabalho propõe avaliar o uso combinado de biochar e substâncias húmicas como condicionadores do solo e componentes de fertilizantes de eficiência aprimorada, aplicados ao cultivo de rabanete, buscando compreender seus efeitos sobre a disponibilidade de fósforo em solos tropicais, o crescimento das plantas e a sustentabilidade do sistema agrícola.

Assim, o presente trabalho tem como **hipótese científica**:

H0: não há melhorias na dinâmica de P no solo a partir da aplicação de fertilizantes organominerais fosfatados obtidos de fontes de C-pirolizado e C-húmico e, por conseguinte, não promovem a eficiência de absorção pelas plantas.

H1: há melhorias na dinâmica de P no solo a partir da aplicação de fertilizantes organominerais fosfatados obtidos de fontes de C-pirolizado e C-húmico e, por conseguinte, promovem a eficiência de absorção pelas plantas.

O **objetivo geral** proposto por este trabalho foi o desenvolvimento, caracterização e avaliação agrônômica de fertilizantes organominerais fosfatados formulados a partir de resíduos orgânicos, com enfoque especial na interação entre suas frações constituintes, a dinâmica de nutrientes no solo e os efeitos sobre o desempenho da cultura do rabanete.

Os **objetivos específicos** da tese foram:

- a) Extrair as frações de ácidos fúlvicos e ácidos húmicos de vermicomposto bovino, segundo a metodologia da IHSS (Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas).
- b) Caracterizar mediante técnicas espectroscópicas (composição elementar, FTIR e RMN) as diferentes formas de carbono humificado (substâncias húmicas íntegras, ácido fúlvico e ácido húmico) e de biocarvão produzido via artesanal.
- c) Formular candidatos a fertilizantes mais eficientes em solos frágeis utilizando superfosfato triplo (TSP) $[\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ como fonte de P, incorporado a materiais carbonados com diferentes naturezas químicas (humificado e pirolisado).
- d) Caracterizar os fertilizantes mediante técnicas de RMN ^{13}C , MEV-EDS, conteúdo de macro e micronutrientes e como indicadores de garantias indicadas pela legislação do MAPA.
- e) Avaliar a liberação do P e formas do carbono dos diferentes fertilizantes mediante experimentos de lixiviação em coluna.
- f) Avaliar a bioatividade do fertilizante em plantas de *Raphanus sativus* cultivado em solo de baixa fertilidade.

O estudo foi realizado em três capítulos e executados nos laboratórios do Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, da UFRRJ. No primeiro capítulo, intitulado como Caracterização Química Estrutural, Morfológica e Composicional dos Fertilizantes Organominerais Fosfatados, foi feita a extração das substâncias húmicas de vermicomposto bovino no laboratório de química biológica do solo, em seguida, realizamos a caracterização através da técnica de RMN em estado sólido com polarização cruzada (CP) e rotação no ângulo mágico (MAS) na Central Analítica Multiusuário Do Instituto De Química, com o objetivo de conhecer os principais tipos de estruturas dos fragmentos carbonados nas SH e do biocarvão e no Laboratório de Estudo da Relação Solo-Planta foram elaboradas as formulações de fertilizantes organominerais fosfatados e nos Laboratórios de Absorção Atômica, Laboratório de Gênese e Classificação do solo e Laboratório de Química e Poluição do Solo, foram quantificados os teores de macronutrientes essenciais (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio), micronutrientes (zinco, ferro e manganês) e metais pesados (cromo e chumbo) nas formulações produzidas à base de biochar, vermicomposto e superfosfato triplo comercial.

Além disso, foi analisado o teor de dureza de cada formulação para inferir no que tange à qualidade, resistência e mobilidade de cada formulação.

No segundo capítulo, intitulado como Utilização de Colunas de Solo na Avaliação da Lixiviação dos Nutrientes de Fertilizantes Organominerais Fosfatados, essas formulações de fertilizantes foram avaliadas quanto a sua dinâmica de lixiviação na casa de vegetação do Laboratório de Estudos da Relação Solo-Planta, sem controle de temperatura e umidade relativa, com o objetivo de simular as condições climáticas reais de uma aplicação à campo e avaliar a dinâmica de fixação e lixiviação do fósforo presente nas formulações previamente selecionadas dos fertilizantes organominerais em colunas de solo arenoso classificado como Planossolo

Assim, mediante à seleção das três melhores formulações foi realizado o quarto capítulo, intitulado como Ensaio de Bioatividade: Efeitos dos Fertilizantes Organominerais Fosfatados no Crescimento em Plantas de Rabanetes (*Raphanus sativus* L.), em casa de vegetação do Laboratório de Química Biológica do Solo, com temperatura e umidade controlada, com a finalidade de investigar os efeitos sobre parâmetros agrônômicos e qualidade comercial do rabanete (*Raphanus sativus* L.), avaliando peso fresco, peso seco, diâmetro, volume e ocorrência de rachaduras nos frutos, além da influência da calagem no solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1 Fertilizantes Minerais Fosfatados: Perspectivas Ambientais, Econômicas e Geopolíticas com Ênfase na Realidade Brasileira

Os fertilizantes minerais fosfatados são insumos fundamentais para a agricultura moderna, especialmente em solos tropicais como os brasileiros, naturalmente pobres em fósforo disponível para as plantas. Dentre os macronutrientes essenciais, o fósforo desempenha papel crucial na divisão celular, fotossíntese e transferência de energia, sendo insubstituível no metabolismo vegetal (NOVAIS, SMYTH & NUNES, 2007; FAO, 2019). No entanto, sua origem mineral finita, os custos envolvidos na extração e beneficiamento, bem como os impactos ambientais e geopolíticos associados à sua cadeia de produção, tornam sua utilização um tema sensível e estratégico para a segurança alimentar global.

O mercado de fertilizantes fosfatados é amplamente influenciado por fatores econômicos, comerciais e logísticos. O Brasil figura entre os maiores consumidores mundiais de fertilizantes, mas possui limitada autossuficiência na produção de fosfato natural. De acordo com dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos – ANDA (2023), o país importa mais de 70% de suas necessidades em fósforo, majoritariamente sob a forma de fosfato monoamônico (MAP), fosfato diamônico (DAP) e rocha fosfática.

No cenário internacional, os principais exportadores de fosfatos são Marrocos, China, Estados Unidos e Rússia. O comércio global desse insumo é sensível a variações cambiais, custos de energia e políticas protecionistas (IFA, 2022; WORLD BANK, 2023). O alto custo de importação impacta diretamente o custo de produção agrícola nacional, sobretudo em culturas de alto consumo de fósforo, como soja, milho e cana-de-açúcar, pilares do agronegócio brasileiro.

A eclosão da guerra entre Rússia e Ucrânia, iniciada em 2022, desencadeou rupturas significativas na cadeia de suprimentos de fertilizantes minerais, incluindo os fosfatados. A Rússia, importante fornecedora global de matérias-primas para fertilizantes e produtos acabados, viu-se envolta em sanções econômicas que dificultaram exportações e elevaram os preços internacionais (FAO, 2022; OECD, 2022; RABOBANK, 2022). Embora a Rússia seja mais destacada na exportação de fertilizantes nitrogenados e potássicos, sua atuação no mercado de fosfatados também foi afetada, contribuindo para o encarecimento dos fertilizantes no Brasil e exigindo do setor produtivo uma reorganização logística e estratégica.

Além disso, a instabilidade geopolítica elevou o nível de risco nas transações comerciais internacionais, evidenciando a vulnerabilidade de países fortemente dependentes da importação de insumos estratégicos, como é o caso do Brasil (FAO, 2022).

Os fertilizantes fosfatados, embora essenciais, apresentam desafios ambientais consideráveis. A mineração de rocha fosfática é uma atividade intensiva, que pode acarretar degradação de ecossistemas, uso excessivo de água e geração de rejeitos com potencial radioativo, como o fosfogesso, subproduto do processo de acidulação da rocha (VAN KAUWENBERGH, 2010; SANTOS et al., 2020).

No uso agrícola, a aplicação excessiva e contínua de fósforo pode levar à saturação do solo e à eutrofização de corpos d'água. A perda de fósforo por escoamento superficial favorece o crescimento descontrolado de algas, com consequente queda na qualidade da água e prejuízos à biodiversidade aquática. Tal problema é agravado pela baixa mobilidade do fósforo no solo e sua fixação em formas indisponíveis, exigindo doses elevadas para alcançar eficiência agrônoma (SHARPLEY et al., 2001; CHIEN et al., 2009).

Dada a relevância estratégica do fósforo para a agricultura brasileira, torna-se urgente investir em alternativas que promovam maior independência externa e sustentabilidade no uso desse insumo. Entre as estratégias destacam-se: aproveitamento de reservas nacionais de

fosfato, com investimentos em tecnologias de beneficiamento mais eficientes e menos impactantes (MAPA, 2022); reciclagem de fósforo a partir de resíduos agroindustriais e urbanos (biossólidos, esterco, cinzas de biomassa) (WITHERS et al., 2015); uso de fontes alternativas e reativas, como rochas fosfáticas regionais com solubilidade adequada, especialmente no manejo de base agroecológica (MAPA, 2022); desenvolvimento de fertilizantes de liberação controlada e biofertilizantes, como inoculantes com microrganismos solubilizadores de fósforo (ex: *Bacillus spp.*, *Pseudomonas spp.*, fungos micorrízicos), capazes de aumentar a eficiência de uso do fósforo aplicado (ROSE et al., 2011); manejo de precisão e uso racional de insumos, com base em análise de solo e recomendação localizada (MAPA, 2022).

O fósforo continuará sendo um elemento central na matriz nutricional da agricultura brasileira. No entanto, a dependência de fontes externas, a volatilidade dos preços internacionais e os impactos ambientais associados ao seu ciclo de vida impõem a necessidade de reestruturação da política nacional de fertilizantes. O Brasil, como potência agrícola, deve buscar um equilíbrio entre produtividade e sustentabilidade, alinhando ciência, tecnologia e políticas públicas para garantir o uso eficiente e responsável dos fertilizantes fosfatados (MAPA, 2022; FAO, 2021; MCTI, 2022).

2.2 Fertilizante de Eficiência Aprimorada

O uso de fertilizantes de eficiência aprimorada pode trazer benefícios ambientais, econômicos e fisiológicos (SHAVIV, 2001), pois devido as suas características as quantidades aplicadas podem ser reduzidas. Além da menor quantidade de nutrientes necessária, a possibilidade de eliminar aplicações fracionadas, reduz os custos com mão de obra e combustível. Também pode se destacar os possíveis efeitos benéficos às culturas como, redução do estresse e toxicidade devido ao suprimento excessivo de nutrientes, aumento da disponibilidade de nutrientes, fornecimento correto das formas iônicas preferidas pelas plantas e a melhoria dos efeitos sinérgicos entre os nutrientes (VALDERRAMA e BUZETTI, 2017).

No entanto, é importante destacar algumas desvantagens associadas a estes fertilizantes e que podem limitar o seu uso em maior escala. Comparado às fontes de referência, seu custo pode ser de duas a oito vezes maior (VALDERRAMA et al., 2014). ROSSA et al. (2011) também ressaltaram a necessidade de readequação de doses para que possam ser utilizados em diferentes culturas e sistemas de cultivo. Além disso, Rodella (2018) salientou a possibilidade de deficiências nutricionais, oriundas da redução das taxas de liberação dos nutrientes em baixas temperaturas, umidade e ação microbiana no solo.

Os fertilizantes de eficiência aprimorada podem ser divididos em duas categorias, de liberação lenta e/ou controlada e estabilizados (Figura 1). Os fertilizantes de liberação lenta e controlada, subdividem-se em liberação lenta e liberação controlada, enquanto os estabilizados, em inibidores de urease e inibidores de nitrificação. Embora, a maioria dos fertilizantes com inibidores seja tradicionalmente associada ao nitrogênio, também existem tecnologias voltadas à eficiência do fósforo, que podem ser classificadas como Fertilizantes de Eficiência Aprimorada (FEA), ainda que a terminologia “inibidor” não seja sempre a mais adequada para fósforo. Tecnologias que impedem a fixação, adsorção ou precipitação do P são cada vez mais reconhecidas como fertilizantes de eficiência aprimorada (modificadores da disponibilidade).

Os fertilizantes estabilizados referem-se aos adubos convencionais, solúveis em água, contendo aditivos capazes de alterar ou inibir processos enzimáticos e de microrganismos do solo. Os de liberação lenta ou controlada apresentam características de atraso ou tempo prolongado de liberação de nutrientes às plantas (CHIEN et al., 2009; TRENKEL, 2010).

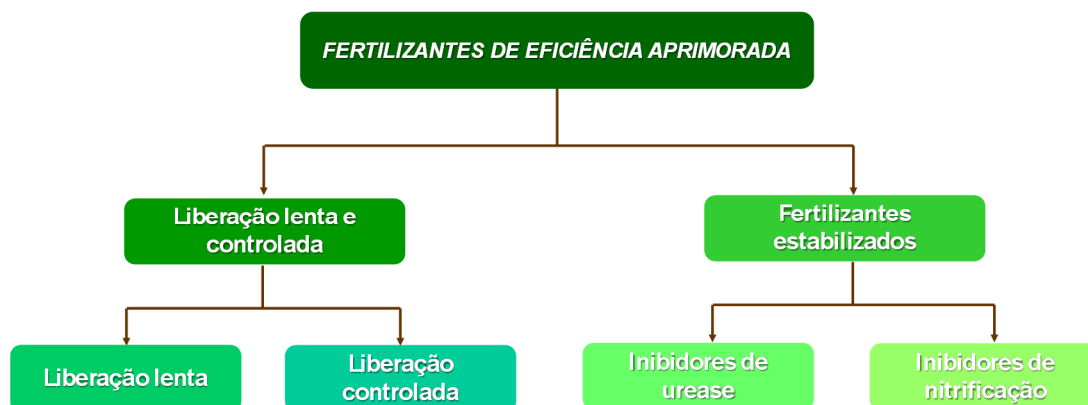


Figura 1. Representação esquemática das classes pertencentes aos fertilizantes de eficiência aprimorada. Fonte: Adaptado de Valderrama e Buzetti (2017).

A liberação lenta ou controlada de nutrientes, pode ser alcançada pela redução ou ajuste da solubilidade do material em água por meio de revestimento semipermeáveis, oclusão ou outras formas químicas, hidrólise lenta de compostos de baixa solubilidade em água ou por outros mecanismos (SHAVIV, 2001). De acordo o autor, os fertilizantes de liberação lenta envolvem a liberação do nutriente em uma taxa mais lenta do que é habitual, mas a taxa, o padrão e a duração da liberação não são bem estabelecidos e controlados. Por outro lado, nos sistemas de liberação controlada a taxa, o padrão e a duração da liberação são ajustados por fatores conhecidos e controláveis no processo de produção do fertilizante.

2.2.1 Fertilizantes de liberação lenta

Os fertilizantes de liberação lenta apresentam uma taxa de liberação dos seus nutrientes mais lenta em comparação a uma fonte solúvel de referência. Contudo, essa disponibilidade é dependente de fatores do solo como, a ação microbiana do solo, solubilidade, tamanho da partícula, temperatura, umidade, pH e aeração (SEMPEHO et al., 2014; VALDERRAMA e BUZETTI, 2017). De acordo com Kloth (1996), citado por Trenkel (2010) e Valderrama e Buzetti (2017), o Comitê Europeu de Normalização (CEN) assume que um fertilizante só pode ser considerado de liberação lenta, caso os nutrientes declarados se encontrem em concordância com três critérios a uma temperatura de 25 °C:

- Não mais de 15% liberados em 24 horas;
- Não mais de 75% liberados em 28 dias;
- Pelo menos 75% liberados no tempo de liberação declarado.

Em termos de composição, os adubos verdes, coberturas mortas, esterco e compostos são exemplos de fertilizantes de liberação lenta de origem natural (RODELLA, 2018). Por outro lado, há também os provenientes de processos industriais, que se obtêm através das reações de condensação de ureia e ureia-aldeídos que tem como finalidade o aumento do tamanho das moléculas de ureia e, consequentemente, a diminuição da solubilidade desses compostos em água (VALDERRAMA e BUZETTI, 2017).

O mecanismo de liberação dos nutrientes desses fertilizantes é proporcionado por dois fatores principais, a hidrólise lenta e/ou por ação de microrganismos (SHAVIV, 2001; MORGAN et al., 2009). Além desses, outros fertilizantes também se incluem nessa categoria

tais como, isobutilideno-diureia (IBDU), crotonilideno-diureia (CDU), ureias supergrânulos e demais produtos (VALDERRAMA e BUZETTI, 2017).

2.2.2 Fertilizantes de liberação controlada

Assim como os fertilizantes de liberação lenta, os fertilizantes de liberação controlada também são capazes de prolongar a disponibilidade de nutrientes, porém, esses apresentam um conhecimento prévio da taxa-padrão de liberação e duração dos nutrientes (SEMPEHO et al., 2014; RODELLA, 2018).

O padrão de liberação observado para esses fertilizantes pode ser parabólico, linear ou sigmoidal. O modelo sigmoidal é o mais estimado por se assemelhar ao sincronismo entre demanda e oferta de nutrientes exigidos pelas plantas (SHAVIV, 2001). A taxa de duração pode ser prevista pela manipulação de algumas variáveis controladas no processo de fabricação, como a natureza e a espessura do polímero de revestimento, além do tamanho e número de poros (TRENKEL, 2010).

Entretanto, outros fatores podem provocar variações na taxa de liberação dos nutrientes, como a temperatura e a umidade do solo. A temperatura aumenta a permeabilidade da membrana do revestimento, onde ocasiona uma expansão desta proteção, favorecendo o fluxo de água para o interior do grânulo do fertilizante. Com os nutrientes dissolvidos, há um aumento na pressão osmótica que, por sua vez, contribui para o aumento da taxa de liberação dos nutrientes por difusão (VALDERRAMA e BUZETTI, 2017).

Os principais exemplos desses fertilizantes são os chamados Polímeros de Ureia Revestida de Enxofre (PSCU) que são formados por grânulos de ureia recobertos com enxofre elementar e com camadas de polímeros. São originados do aprimoramento dos fertilizantes de Ureia Recoberta por Enxofre (SCU), uma vez que este não poderia ser classificado como produto de liberação controlada, porque apresentam liberação irregular (TRENKEL, 2010).

No entanto, os fertilizantes de liberação controlada não se restringem apenas aos nitrogenados, podendo ser utilizados em diversos tipos de formulações poliméricas que contêm um ou mais nutrientes no interior dos grânulos. Dessa forma, outros fertilizantes comerciais de liberação controlada também são citados na literatura que utilizam como material para recobrimento o poliuretano, o polietileno e a resina alquídica, dentre outros, onde as tecnologias variam muito conforme o material e o processo de revestimento (TRENKEL, 2010).

2.2.3 Fertilizantes revestidos com polímeros

Fertilizantes revestidos com polímeros são definidos como fertilizantes convencionais solúveis que, ao final do processo de produção, recebem uma cobertura e/ou proteção com um material insolúvel em água, formando uma barreira física com a finalidade de controlar a entrada da água no grânulo, a taxa de dissolução, a disponibilidade de nutrientes e a duração da liberação. Essa barreira pode ser composta de uma ou de multicamadas do material de cobertura, geralmente polímeros (FU et al., 2018).

Nos fertilizantes recobertos por polímeros, a disponibilidade dos nutrientes para as plantas ocorre por meio do mecanismo de difusão. Após a aplicação do fertilizante revestido no solo, a água penetra no interior do revestimento, onde, posteriormente, ocorre a dissolução dos nutrientes e o aumento da pressão osmótica no interior do grânulo, fazendo com que os nutrientes contidos no núcleo sejam liberados lentamente por difusão até chegarem às raízes das plantas (AZEEM et al., 2014). Esse fluxo de água entre o grânulo e o meio é viabilizado pela presença dos poros contidos nos materiais de cobertura (VALDERRAMA e BUZETTI, 2017).

a) Biopolímeros aplicados na produção de fertilizantes de eficiência aprimorada

A crescente preocupação com os impactos ambientais vem impulsionando a busca por tecnologias que utilizam materiais biodegradáveis para a produção de fertilizantes de liberação lenta/controlada (NAZ e SULAIMAN, 2016). Para os autores, os biopolímeros, como proteínas e polissacarídeos, são promissores por sua natureza hidrofílica e coloidal, apresentam boa capacidade de absorção/retenção de água permitindo a liberação lenta/controlada dos nutrientes. Além disso, podem auxiliar na manutenção da umidade do solo e são biodegradados pela microbiota dos solos sem acúmulo de resíduos tóxicos.

Os biopolímeros são abundantes na natureza e podem ser extraídos de resíduos agroindustriais. Sua utilização pode representar oportunidades de agregar valor e reduzir o volume destes resíduos resultando em benefícios econômicos e ambientais. Diversos polímeros biodegradáveis têm sido estudados como alternativas promissoras para o desenvolvimento de fertilizantes de liberação lenta/controlada. Dentre os principais, o biochar (GONZÁLEZ et al., 2015; ZHOU et al., 2015; CHEN et al., 2018 b; NA et al., 2020) por ser um material rico em carbono, resultante do processo de pirólise de resíduos agrícolas ou outra biomassa lignocelulósica. Justificado ao baixo custo, disponibilidade e natureza orgânica, o seu uso tem sido proposto em formulações de fertilizantes de eficiência aprimorada (CHEN et al., 2018).

Baki e Abedi-Koupai (2017) sintetizaram um fertilizante de liberação lenta com biochar e alginato de sódio associado ao ácido acrílico e a acrilamida. Os autores observaram que os fertilizantes apresentaram maior retenção de água no solo em comparação ao tratamento controle e mantiveram mais de 70% de retenção de água após 20 dias.

Em consideração aos trabalhos encontrados na literatura, observou-se que a maioria dos fertilizantes de eficiência aprimorada à base de biopolímeros também apresenta vantagens em relação a retenção de água. Todavia, apesar de muitos autores relatarem os processos de fabricação, caracterização e liberação de nutrientes dos fertilizantes visando sua aplicação em sistemas de liberação lenta e controlada, ainda são escassos os estudos que avaliam a eficiência destes materiais em culturas agrícolas.

2.2.4 Eficiência da absorção e uso de fósforo: mecanismo de ação em solos e plantas

As raízes das plantas absorvem P, principalmente, na forma de íons inorgânicos solúveis, como di-hidrogenofosfato ($\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$) e hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}). Como as concentrações desses íons nos solos estão na faixa micromolar, sistemas de transporte ativo de alta afinidade são necessários para a absorção de fósforo inorgânico (Pi) contra um gradiente de potencial químico íngreme através da membrana plasmática das células epidérmicas e corticais da raiz. Esse processo é mediado por simportadores Pi/H^+ de alta afinidade que pertencem à família do gene PHT1. A interrupção da expressão do gene PHT1 resulta em uma diminuição significativa da aquisição de P pelas raízes (SHIN et al., 2004; AI et al., 2009).

Além disso, alguns membros dessa família são expressos especificamente e/ou regulados positivamente em raízes colonizadas por fungos micorrízicos, indicando sua função no transporte de Pi por meio de uma via dependente de micorrizas (BUCHER, 2007). A maior parte do Pi absorvido pelas raízes é carregado no xilema e subsequentemente translocado para a parte aérea, como por exemplo em arroz (*Oryza sativa*), dois transportadores de fosfato (OsPht1;2 e OsPht1;6) com diferentes propriedades cinéticas estão envolvidos na translocação de Pi das raízes para a parte aérea (AI et al., 2009). Os reguladores putativos PHO1 e PHO1; H1 contendo o domínio tripartido SPX (para SYG/PHO81/XPR1) também contribuem para a translocação de Pi através do carregamento de Pi para o xilema (HAMBURGER et al., 2002).

Dentro das células vegetais, o P é um componente importante de ácidos nucleicos, lipídios de membrana e intermediários fosforilados do metabolismo energético. Assim, a

homeostase celular de Pi é essencial para processos fisiológicos e bioquímicos (STEFANOVIC et al., 2007). Sob deficiência de P, as plantas podem desenvolver respostas adaptativas não apenas para facilitar a aquisição e translocação eficientes de Pi, mas também para utilizar P armazenado eficientemente ajustando a reciclagem de Pi internamente, limitando o consumo de P e realocando P de tecidos velhos para tecidos jovens e/ou em crescimento ativo. Embora 85% a 95% do P celular esteja presente no vacúolo, estudos de RMN de ^{31}P revelam que o efluxo de Pi do vacúolo é insuficiente para compensar uma rápida diminuição da concentração citosólica de Pi durante a privação de P (PRATT et al., 2009). Em contraste, um transportador de fosfato PHT4;6 está localizado na membrana de Golgi, provavelmente transportando Pi para fora do espaço luminal de Golgi para a reciclagem do Pi liberado da glicosilação (CUBERO et al., 2009).

Outro transportador de fosfato PHT2;1 está presente no cloroplasto e pode afetar a alocação de Pi dentro da planta (VERSAW e HARRISON, 2002). Liberar Pi de fontes orgânicas, como fosfomonoésteres e ácidos nucleicos, também é uma etapa importante para os processos internos de reciclagem de P. Fosfatases são necessárias para liberar Pi de fosfomonoésteres, e uma isoenzima de fosfatase ácida roxa de alvo duplo AtPAP26 (ATPase intracelular e secretada) é essencial para a aclimação eficiente de *Arabidopsis* à privação de P (HURLEY et al., 2010). Ribonucleases são responsáveis pela mobilização de P do RNA, e dois genes (AtRNS1 e AtRNS2) são regulados positivamente pela privação de P (BARIOLA et al., 1999). Esses genes de fosfatase e ribonuclease também são induzidos pela senescência foliar, apoiando ainda mais seu importante papel no processo de remobilização de P (GEPSTEIN et al., 2003).

Para limitar o consumo de P, a composição lipídica da membrana pode ser alterada até certo ponto por meio de uma diminuição de fosfolipídios e um aumento de lipídios não-P sob limitação de P (ESSIGMANN et al., 1998). A degradação de fosfolipídios em Pi e diacilglicerol é mediada pelas fosfolipases C e D, que são essenciais para a renovação lipídica em plantas que se aclimatam à deficiência de P (LI et al., 2006). O diacilglicerol é subsequentemente convertido em galactolipídios ou sulfolipídios por duas enzimas SQD1 e SQD2 para substituir funcionalmente os fosfolipídios (YU et al., 2002).

Além disso, as plantas também podem usar as vias respiratórias celulares alternativas, ignorando a reação de adenilato e Pi para redução da demanda de P sob privação de P (THEODOROU e PLAXTON, 1993). Em conjunto, as plantas desenvolveram uma série de respostas adaptativas para absorver e utilizar P eficientemente, incluindo respostas morfológicas, fisiológicas e bioquímicas. Essa rede complexa é necessária para controlar a nutrição de Pi em plantas, local ou sistemicamente (DOERNER, 2008). Os mecanismos moleculares que definem a via de sinalização de fosfato foram apresentados em várias revisões publicadas recentemente (LIN et al., 2009; ROUACHED et al., 2010). De fato, muitos participantes importantes dentro da rede, como fatores transcricionais (PHR1), microRNA (miR399) e ubiquitina E2 conjugase (PHO2), são capazes de regular os genes PHT, PHO1, APase e RNS em diferentes níveis regulatórios. Além disso, as redes hormonais e de sinalização de açúcar também estão envolvidas na resposta de Pi (HAMMOND e WHITE, 2008; VANCE, 2010).

Com o aumento da demanda da produção agrícola e como o pico da produção global ocorrerá nas próximas décadas, o fósforo (P) está recebendo mais atenção como um recurso não renovável (CORDELL et al., 2009; GILBERT, 2009). Uma característica única do P é sua baixa disponibilidade devido à difusão lenta e alta fixação nos solos. Tudo isso significa que o P pode ser um grande fator limitante para o crescimento das plantas (SHEN et al., 2011).

Uma compreensão holística da dinâmica do P do solo para a planta é necessária para otimizar o manejo do P e melhorar a eficiência do uso do P, visando reduzir o consumo de fertilizante químico de P, maximizar a exploração do potencial biológico dos processos

raiz/rizosfera para mobilização eficiente e aquisição de P do solo pelas plantas, bem como reciclar P de outros recursos (ABRAHÃO et al., 2018).

O P do solo existe em várias formas químicas, incluindo P inorgânico (Pi) e P orgânico (Po). Essas formas de P diferem em seu comportamento e destino nos solos (HANSEN et al., 2004; TURNER et al., 2007). O Pi geralmente é responsável por 35% a 70% do P total no solo (cálculo de HARRISON, 1987). Os minerais primários de P, incluindo apatitas, strengita e variscita, são muito estáveis, e a liberação de P disponível desses minerais pelo intemperismo é geralmente muito lenta para atender à demanda da cultura, embora a aplicação direta de rochas fosfáticas (ou seja, apatitas) tenha se mostrado relativamente eficiente para o crescimento da cultura em solos ácidos. Em contraste, os minerais secundários de P, incluindo fosfatos de cálcio (Ca), ferro (Fe) e alumínio (Al), variam em suas taxas de dissolução, dependendo do tamanho das partículas minerais e do pH do solo (PIERZYNSKI et al., 2005; OELKERS E VALSAMI-JONES, 2008).

O aumento do pH do solo, a solubilidade dos fosfatos de Fe e Al aumenta, mas a solubilidade do fosfato de Ca diminui, exceto para valores de pH acima de 8 (HINSINGER, 2001). O P adsorvido em várias argilas e óxidos de Al/Fe pode ser liberado por reações de dessorção. Todas essas formas de P existem em equilíbrios complexos entre si, representando desde pools de P muito estáveis, escassamente disponíveis, até pools de P disponíveis para plantas, como P lábil e P em solução (DOU et al., 2000).

Os teores de P do solo dependem inicialmente do material de origem, mas a sua disponibilidade para os organismos vivos (forma lábil) é controlada pelos processos biogeoquímicos. Em ecossistema como solo jovem, ou seja, pouco intemperizados, o P é encontrado, predominantemente, em minerais primários, como a fluorapatita. Em solos ácidos, o P pode ser predominantemente adsorvido por óxidos e hidróxidos de Al/Fe, como gibbsita, hematita e goethita (PARFITT, 1989). O P pode ser primeiro adsorvido na superfície de minerais de argila e óxidos de Fe/Al formando vários complexos. Os complexos de superfície bidentados não protonados e protonados podem coexistir em pH 4 a 9, enquanto o complexo de esfera interna bidentado protonado é predominante em condições de solo ácido (LUENGO et al., 2006; ARAI e SPARKS, 2007). Minerais de argila e óxidos de Fe/Al têm grandes áreas de superfície específicas, que fornecem muitos locais de adsorção. A adsorção de P do solo pode ser aumentada com o aumento da força iônica. Com outras reações, o P pode ser ocluído em nanoporos que ocorrem frequentemente em óxidos de Fe/Al e, portanto, se tornam indisponível para as plantas (ARAI e SPARKS, 2007).

Já em solos neutros a calcários, a retenção de P é dominada por reações de precipitação (LINDSAY et al., 1989), embora o P também possa ser adsorvido na superfície do carbonato de Ca (LARSEN, 1967) e minerais de argila (DEVAU et al., 2010). O fosfato pode precipitar com Ca, gerando fosfato dicálcico (DCP) que fica disponível para as plantas. Por fim, o DCP pode ser transformado em formas mais estáveis, como fosfato octocálcico e hidroxiapatita (HAP), que ficam menos disponíveis para as plantas em pH alcalino (ARAI e SPARKS, 2007). O HAP é responsável por mais de 50% do Pi total em solos calcários de experimentos de fertilizantes de longo prazo e a dissolução do HAP aumenta com a diminuição do pH do solo, sugerindo que a acidificação da rizosfera pode ser uma estratégia eficiente para mobilizar P do solo a partir de solos calcários (WANG e NANCOLLAS, 2008).

Considerando que o Po geralmente é responsável por 30% a 65% do P total em solos existindo, principalmente, em formas estabilizadas como fosfatos de inositol e fosfonatos, e formas ativas como diésteres de ortofosfato, monoésteres de ortofosfato lábeis e polifosfatos orgânicos (TURNER et al., 2002; CONDRON et al., 2005). E pode ser liberado por meio de processos de mineralização mediados por organismos do solo e raízes de plantas em associação com a secreção de fosfatase. Esses processos são altamente influenciados pela umidade do solo, temperatura, propriedades físico-químicas da superfície e pH e para potencial redox do solo. A

transformação de Po tem grande influência na biodisponibilidade geral de P no solo (TURNER et al., 2007).

Essa disponibilidade de P do solo é extremamente complexa e precisa ser avaliada sistemicamente porque está altamente associada à dinâmica de P e à transformação entre vários pools de P. Manter um nível adequado de fornecimento de P na zona da raiz pode maximizar a eficiência das raízes das plantas para mobilizar e adquirir P da rizosfera por uma integração de estratégias adaptativas morfológicas e fisiológicas da raiz. Além disso, a absorção e utilização de P pelas plantas desempenha um papel vital na determinação do rendimento final da cultura (DESNOS, 2008).

2.2.5 Disponibilidade espacial e aquisição de P do solo: arquitetura da raiz

As plantas são capazes de responder à falta de P alterando sua arquitetura de raiz, incluindo morfologia, topologia e padrões de distribuição da raiz. Aumentos na proporção raiz/broto, ramificação da raiz, alongamento da raiz, forrageamento da superfície do solo da raiz e pelos da raiz são comumente observados em plantas com deficiência de P, enquanto a formação de raízes especializadas, como raízes em cacho, ocorre em um número limitado de espécies (LYNCH e BROWN, 2008; VANCE, 2008). Foi demonstrado que a deficiência de P reduz o crescimento de raízes primárias e aumenta o comprimento e a densidade dos pelos da raiz e raízes laterais em muitas espécies de plantas (LOPEZ-BUCIO et al., 2003; DESNOS, 2008). Os genótipos de feijão comum (*Phaseolus vulgaris*) com eficiência de P têm raízes mais superficiais na camada superficial do solo, onde há teores relativamente altos de recursos de P (LYNCH e BROWN, 2008).

Algumas espécies de plantas, por exemplo, o tremoço branco (*Lupinus albus*), podem desenvolver raízes em cacho com raízes laterais densas e terminativas, que são cobertas por um grande número de pelos radiculares (LAMBERS et al., 2006; VANCE, 2008). Portanto, a arquitetura da raiz desempenha um papel importante na maximização da aquisição de P porque os sistemas radiculares com maior área de superfície são capazes de explorar um determinado volume de solo de forma mais eficaz (LYNCH, 1995).

Algumas modificações adaptativas na arquitetura da raiz em resposta à deficiência de P são bem documentadas em *Arabidopsis* (*Arabidopsis thaliana*) e nas espécies que formam raízes em cacho (LAMBERS et al., 2006; OSMONT et al., 2007; DESNOS, 2008; VANCE, 2008; ROUACHED et al., 2010). Mudanças adaptativas do crescimento e arquitetura das raízes sob privação de P estão relacionadas à distribuição alterada de carboidratos entre raízes e parte aérea, e essas mudanças podem ser causadas por hormônios vegetais (NEUMANN e ROßMHELD, 2002; NACRY et al., 2005), sinalização de açúcar (KARTHIKEYAN et al., 2007; VANCE, 2010) e óxido nítrico no caso da formação de raízes em cacho no tremoço branco (WANG et al., 2010).

A proliferação das raízes é estimulada quando as raízes das plantas encontram manchas ricas em nutrientes, particularmente quando as manchas são ricas em P e/ou nitrogênio (DREW, 1975; HODGE, 2004). A proliferação das raízes em camadas de solo superficial ricas em P está relacionada a uma resposta gravitrópica diminuída das raízes sob limitação de P, e o etileno pode estar envolvido na regulação dessas respostas (BONSER et al., 1996).

Essa proliferação pode ser bastante estimulada em manchas de solo enriquecidas com P. No entanto, os mecanismos de mudanças dependentes de P na proliferação de raízes em resposta ao suprimento local de P não são totalmente compreendidos (LYNCH e BROWN, 2008). A aplicação localizada de fosfatos mais amônio aumenta significativamente a absorção de P e o crescimento da cultura por meio da estimulação da proliferação de raízes e da acidificação da rizosfera em um solo calcário (JING et al., 2010).

A rizosfera é a zona crítica de interações entre plantas, solos e microrganismos. As raízes das plantas podem modificar muito o ambiente da rizosfera por meio de suas várias atividades fisiológicas, particularmente a exsudação de compostos orgânicos como mucilagem, ácidos orgânicos, fosfatases e algumas substâncias sinalizadoras específicas, que são os principais impulsionadores de vários processos da rizosfera.

Os processos químicos e biológicos na rizosfera não apenas determinam a mobilização e aquisição de nutrientes do solo, bem como a dinâmica microbiana, mas também controlam a eficiência do uso de nutrientes pelas culturas e, portanto, influenciam profundamente a produtividade das culturas (HINSINGER et al., 2009; RICHARDSON et al., 2009; WISSUWA et al., 2009; ZHANG et al., 2010).

Devido à sua baixa solubilidade e mobilidade no solo, o P pode ser rapidamente esgotado na rizosfera pela absorção da raiz, resultando em um gradiente de concentração de P em uma direção radial para longe da superfície da raiz. Apesar do conteúdo total de P no solo geralmente exceder as necessidades das plantas, a baixa mobilidade do P do solo pode restringir sua disponibilidade para as plantas. O P solúvel na solução do solo da rizosfera deve ser substituído de 20 a 50 vezes por dia pela entrega de P do solo a granel para a rizosfera para atender à demanda das plantas (MARSCHNER, 1995).

Portanto, a dinâmica do P na rizosfera é controlada principalmente pelo crescimento e função das raízes das plantas, e altamente relacionada às propriedades físicas e químicas do solo. Em virtude das propriedades únicas do P no solo, como baixa solubilidade, baixa mobilidade e alta fixação pela matriz do solo, a disponibilidade de P para as plantas é controlada predominantemente por dois processos principais: (1) disponibilidade espacial e aquisição de P em termos de arquitetura da raiz da planta, bem como associação micorrízica, e (2) biodisponibilidade e aquisição de P com base nos processos químicos e biológicos da rizosfera (NEUMANN e ROßHELD, 2002).

O fósforo (P) constitui um dos principais macronutrientes requeridos pelas plantas para o adequado desenvolvimento morfofisiológico. Sua importância decorre do fato de participar de processos metabólicos essenciais, como a fotossíntese, a respiração, o armazenamento e a transferência de energia, bem como da síntese de ácidos nucleicos e membranas celulares (MARSCHNER, 2012; TAIZ; ZEIGER, 2017). Espécies pertencentes à família Brassicaceae, as quais incluem importantes culturas hortícolas e oleaginosas, como *Brassica oleracea* (brócolis, couve, repolho), *Raphanus sativus* (rabanete), *Brassica rapa* (nabo) e *Brassica napus* (canola), apresentam elevada demanda por fósforo, especialmente nas fases iniciais de crescimento e durante a formação reprodutiva.

O adequado suprimento de fósforo promove, nas espécies brassicáceas, uma série de benefícios fisiológicos. Dentre eles, destaca-se o estímulo à formação de raízes laterais e radículas finas, o que contribui para uma maior exploração do volume de solo, favorecendo a absorção de água e outros nutrientes (LYNCH, 1995; MARSCHNER, 2012). Tal característica é particularmente relevante em culturas que desenvolvem estruturas subterrâneas com valor comercial, como o nabo e o rabanete, uma vez que o crescimento radicular é diretamente correlacionado ao acúmulo de biomassa na raiz principal.

Além do efeito sobre o sistema radicular, o fósforo desempenha papel determinante na indução e no desenvolvimento da fase reprodutiva. Em culturas como a canola (*Brassica napus*), o fósforo está diretamente associado à formação de flores, vagens e sementes, elementos determinantes para o rendimento final da cultura (GRANT et al., 2011). A deficiência deste nutriente, por sua vez, resulta em sintomas como coloração arroxeada nas folhas, atraso no florescimento, menor número de estruturas reprodutivas e redução na produtividade (HAVLIN et al., 2014).

De maneira geral, as Brassicaceae se caracterizam por apresentar metabolismo acelerado e elevado acúmulo de biomassa em curto intervalo de tempo, o que intensifica sua

demanda por fósforo (FAGERIA, 2016). Quando devidamente suprido, esse macronutriente contribui não apenas para o vigor inicial das plântulas, mas também para a expressão do potencial genético de produção, influenciando positivamente a qualidade dos produtos colhidos, sejam eles parte aérea comestível ou sementes oleaginosas.

Dessa forma, compreender a dinâmica do fósforo no solo e a sua interação com as características morfofisiológicas da Brassicaceae é essencial para o desenvolvimento de estratégias de manejo nutricional que assegurem sustentabilidade e eficiência produtiva nas diferentes condições edafoclimáticas brasileiras.

2.3 Alternativas Tecnológicas Sustentáveis

Os condicionadores ambientais apresentam características físicas e químicas que melhoram as propriedades hidráulicas do solo, aumentando o teor de umidade, e facilitam a retenção e distribuição de nutrientes para as plantas (TONNE et al., 2021). Nos últimos anos vêm se destacando como um caminho economicamente viável para aplicação em larga escala, além de serem ambientalmente sustentáveis e contribuírem para a economia circular (SHAH & WU, 2019).

Uma das alternativas conhecidas como condicionadores ambientais são as SH que constituem, aproximadamente, 70 a 80% da MOS, são compostas pelas frações: ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUM), determinadas com base na solubilidade em meio ácido ou alcalino (STEVEYSON, 1994). Os estudos das SH vão desde os métodos de extração, fracionamento e purificação até caracterização por métodos espectroscópicos (as espectroscopias na região do ultravioleta-visível, na região do infravermelho, fluorescência, ressonância magnética nuclear e ressonância paramagnética eletrônica).

É difícil quantificar o carbono orgânico do solo (COS) relacionado à estabilidade e produtividade dos sistemas agrícolas (LAL, 2004). Mas, sabe-se que a manutenção do COS é essencial para sustentabilidade da agricultura, uma vez que os aumentos nos seus níveis conduzem, geralmente, a uma maior produtividade das culturas, e aumento na eficiência de uso dos nutrientes (LAL, 2004; MALHI et al., 2011; PAUL et al., 2013).

Além dessa alternativa, mais recentemente, o biochar têm sido alvo de considerações atrativas e além de ser ambientalmente amigável devido às suas características físico-químicas (LAHORI et al., 2017). Diversos estudos têm focado no potencial do biochar para otimizar o sequestro de carbono no solo (YADAV et al., 2023), assim como a sua diversidade de potenciais cooperativos à fertilidade e rendimento na agricultura (CORNELISSEN et al., 2018; SHAABAN et al., 2018).

Indubitavelmente, o biochar pode ser produzido a partir de resíduos industriais, estrume e cama de frango, lama de efluentes e até carcaças de animais (YANG et al., 2015); tornando-o assim mais atrativo, visto que pode solucionar duas problemáticas: a gestão de resíduos sólidos e a remediação de solos contaminados por metais pesados (KIRAN et al., 2017).

A partir disso, ambas as vias se tornam alternativas altamente promissora para a qualidade dos solos. Estrategicamente, são técnicas de melhoramento da eficiência de adubação que juntas podem resultar em fertilizantes de eficiência aprimorada para agricultura, ou seja, apresentam-se como tecnologias que permitem retardar a disponibilidade do conteúdo nutricional nos processos de absorção e uso posterior à aplicação, bem como prolongar a liberação de nutrientes por um tempo maior que uma fonte convencional ou até mesmo, impedir uma série de reações bioquímicas (TRENKEL, 2010).

2.3.1 Matéria orgânica do solo e substâncias húmicas: funções, dinâmica e implicações para a sustentabilidade dos agroecossistemas tropicais

A matéria orgânica é considerada um dos principais atributos resultante da conservação e melhoramento do perfil do solo, influenciando diretamente na produção agrícola e na qualidade do ambiente das regiões tropicais e subtropicais (MUZILLI, 2002). Desempenhando papel imprescindível na sustentabilidade, influenciando nas qualidades físicas, químicas e biológicas do solo, com reflexo na estabilidade e produtividade dos agroecossistemas.

A quantidade de matéria orgânica do solo (MOS) depende da entrada de material orgânico, da sua taxa de mineralização, da textura do solo e do clima, entre outros fatores que interagem intrinsecamente de modo que o teor de MOS tende em direção a um valor de equilíbrio em áreas sob vegetação nativa (KHORRAMDEL et al., 2013).

Em síntese, a matéria orgânica em si, é um componente do solo que, em comparação à fase mineral, está presente em menor quantidade e sua distribuição no solo é variável, tanto em profundidade (ao longo do perfil do solo), quanto horizontalmente (BENITES et al., 2003). Os diferentes sistemas de manejos adotados nos cultivos agrícolas têm grande influência sobre seus estoques, podendo diminuir, manter ou aumentar em relação à vegetação nativa (BAYER et al., 2000; LIU et al., 2003; KHORRAMDEL et al., 2013).

Sua ciclagem é controlada por taxas de deposição, decomposição e renovação dos resíduos que ocorrem de forma dinâmica. E além da quantidade, a qualidade da matéria orgânica é também de grande importância, uma vez que o carbono é fonte de nutrientes e energia para os microrganismos, por condicionar múltiplas funções do solo (SILVA et al., 2023).

Dentre os efeitos benéficos da MOS, destaca-se a estimulação da microbiota, condicionamento físico do solo, efeito tampão biológico e químico, controle térmico, melhoria na retenção de água, estabilidade, porosidade, retenção e disponibilidade de micro e macronutrientes, devido ao fato de os teores de MO regular a capacidade de troca de cátions (CTC), principalmente, em solos tropicais (UNGERA et al., 1991; CONCEIÇÃO et al., 2005; BOULAL et al., 2011). Com base nos seus efeitos diretos e indiretos sobre as propriedades do solo, a MOS exerce forte influência sobre a capacidade produtiva dele.

A partir da comprovação da MOS aumentar a capacidade produtiva dos solos, em particular, solos tropicais, tem incentivado cada vez mais o desenvolvimento de pesquisas visando o melhor entendimento da sua dinâmica, especificamente de suas frações estáveis, denominadas de substâncias húmicas (SH). Que podem ser elucidadas como produtos das transformações químicas e biológicas dos resíduos vegetais e animais, assim como da atividade dos microrganismos do solo (COSTA et al., 2013).

Os AF são solúveis em meio alcalino e em ácido diluído. A fração humificada considerada de menor massa molecular e maior solubilidade e mobilidade no solo (SILVA; MENDONÇA, 2007). Os AH são solúveis em meio alcalino e insolúveis em meio ácido diluído. Apresentam maior teor de carbono, menor de oxigênio e teor similar de hidrogênio que os AF (PICCOLO, 2002). A HUM é insolúvel em meio alcalino e meio ácido e pode ter composição variada. Possui reduzida capacidade de reação. A insolubilidade da HUM pode ser proveniente da sua firme adsorção ou ligação a constituintes inorgânicos do solo.

Segundo Olsen (1913) as SH têm poder redutor suficiente para transformar Fe^{+3} em Fe^{+2} , forma absorvida pelas plantas. Os AF desempenham importante papel na complexação de metais polivalentes além de alterarem as reações de sorção e disponibilidade de P. mais especificamente, disponibilizando o fósforo adsorvido na fração argila, aumentam a superfície específica, a CTC e o efeito tampão, conferindo maior estabilidade ao solo e atuando como um reservatório de N, P, S e micronutrientes. Assumindo a função de importantes reguladores dos

processos químicos e biológicos do solo e das plantas, representando, por isso, um forte fator para a sustentabilidade dos ecossistemas terrestres (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Ao comparar os estoques de carbono (C) em diversos agroecossistemas com estoque do sistema natural existente, é possível avaliar o papel do solo como fonte ou depósito de C. O conhecimento dos estoques de C e de sua dinâmica no solo é importante no desenvolvimento de tecnologias para estabelecer sistemas sustentáveis, bem como para analisar o papel do solo como fonte ou depósito do C da atmosfera (CORAZZA et al., 1999). Esse C associado a MOS representa o maior reservatório de C terrestre (LAL, 2004; HATCHER et al., 2019; JIMÉNEZ-GONZÁLEZ et al., 2020).

Desta forma, o conhecimento das multifuncionalidades da MOS pode auxiliar na escolha de estratégias para magnificar seus impactos positivos e reduzir os negativos no solo. Por fim, abordagens que interligam tanto as propriedades químicas como físicas e biológicas do solo são necessárias para alcançar a melhor compreensão dos processos que regula os níveis no solo de matéria orgânica dissolvida, bem como o ciclo, a dinâmica, as formas e fluxos no ambiente.

2.3.2 Origem, estrutura, composição elementar e propriedades do biocarvão

O termo biochar tem origem recente, mas remete a práticas ancestrais. Ele designa o resíduo sólido rico em carbono resultante da pirólise da biomassa — ou seja, da sua decomposição térmica em ambiente com pouco ou nenhum oxigênio (LEHMANN et al., 2006). Embora a aplicação agrícola do biochar seja uma inovação contemporânea, a produção de materiais similares remonta à pré-história. Desde o período paleolítico, resíduos carbonizados oriundos de práticas de corte e queima — como o carvão vegetal — já eram utilizados pelo ser humano, refletindo uma longa trajetória de interação entre combustíveis sólidos e a atividade humana (CHEN et al., 2019).

Na China, uma grande quantidade de cerâmica preta misturada com carvão foi encontrada nas relíquias desenterradas num sítio há mais de 7000 anos (LI et al., 1996). Para reduzir a coesão da argila e aumentar a produção, os ancestrais misturavam conscientemente carvão e argila. Existem registros do uso do carvão vegetal nas dinastias Shang e Zhou, o que é um testemunho da entrada da China na Idade do Bronze e depois na Idade do Ferro a partir de uma civilização agrícola (MA, 2018).

Em 1971, o carvão também foi encontrado no sítio arqueológico da Tumba de Mawangdui da dinastia Han. Os mais de 5000 kg de carvão especial dentro da tumba são muito provavelmente o motivo da preservação de seu corpo na tumba. O uso do carvão para energia na China antiga foi refletido pelo poeta Bai Juyi na Dinastia Tang (YOU, 2012).

Desde a civilização moderna, a aplicação doméstica de materiais de carbono, desde carvão, tinta, corantes e conservantes, tornou-se generalizada, o uso industrial tradicional de carbono, como eletrodos, negro de fumo (carbono negro) e escovas de dínamo, fibra de carbono, grafite pirolítico e outros novos produtos industriais de carbono também se desenvolveram (SHUI, 2009; YANG et al., 2017; HAN et al., 2019; SONG et al., 2015; CAI et al., 2017).

Um exemplo de aplicação ao ambiente do solo é a Terra Preta na Bacia Amazônica da América do Sul (GLASER et al., 2001). Foi a partir dessa Terra Preta, na década de 1960, que o cientista holandês do solo, Wim Sombroek, descobriu um solo rico em matéria negra na bacia amazônica do Brasil, apresentando teor de matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e outros elementos nutricionais das plantas extremamente elevados neste solo que hoje é chamado de Terra Preta, ou seja, o solo negro dos índios (TENENBAUM, 2009; MARRIS, 2006).

Os arqueólogos descobriram que na composição desse solo continha madeira queimada pelo homem, resíduos de carbono cerâmico, resíduos de culturas e resíduos de ossos de vários

animais, incluindo peixes (SOMBROEK et al., 2002). O carbono negro no carvão vegetal é considerado um componente importante, que pode permanecer no solo durante 1000 anos ou mais (YOUNG, 1804). Sua estrutura de poros (Figura 2) facilita o acúmulo de nutrientes e microrganismos benéficos, tornando o solo mais fértil e benéfico ao crescimento das plantas (CHENG et al., 2008; SHINDO, 1991).

Alguns arqueólogos acreditam que “o solo negro das atividades humanas” desencadeou um mistério duradouro sobre como uma grande população de amazônicos teve acesso a suprimentos alimentares adequados em solos áridos da selva antes de Colombo descobrir o Novo Mundo (PETERSEN et al., 2001; LEHMANN, 2009).

Nos últimos anos, com as crescentes exigências de segurança alimentar, segurança ambiental e redução das emissões de gases com efeito de estufa, o biochar tem sido gradualmente associado à gestão do solo, ao desenvolvimento agrícola sustentável e ao sequestro de carbono (LEHMANN et al., 2006).

Atualmente, os principais usos são para aumentar a fertilidade do solo e para o sequestro de carbono. Em 2013, a International Biochar Initiative (IBI) revisou a definição de biochar, apontando que é um produto sólido obtido pela conversão termoquímica de biomassa sob condições anóxicas, que pode ser usado sozinho ou como aditivo para melhorar a fertilidade do solo, aumentar os recursos, otimizar a eficiência, aliviar a poluição ambiental e reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Esse conceito canaliza mais nas diferenças entre o biochar e outros produtos de carbono na sua aplicação, e destaca ainda o papel do biochar na agricultura e no ambiente (CHEN et al., 2019).

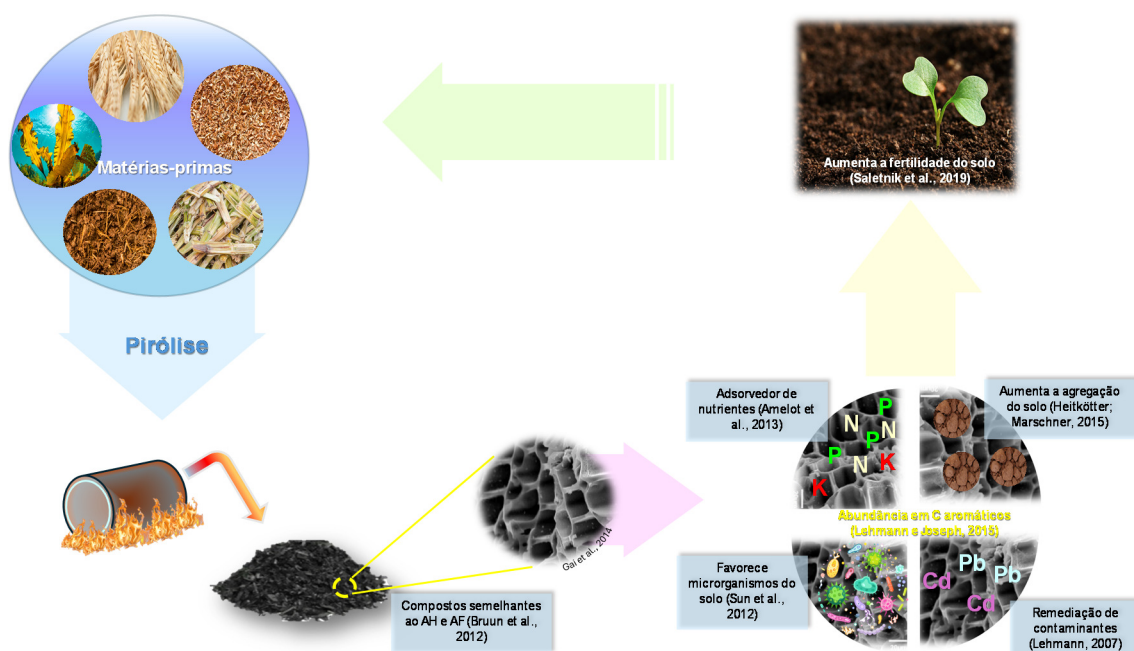


Figura 2. Melhorias com os benefícios do biochar para o meio ambiente. Fonte: Elaborado pela Autora.

Ao avaliarem a devolução da palha carbonizada ao campo, Chen e colaboradores (2013) constataram que foi uma estratégia relevante e propuseram o conceito de “Retorno de Palha Biochar” considerando toda a cadeia industrial. Nesta estratégia, fertilizantes à base de biocarvão ou corretivos do solo são alternativas práticas para aplicação de biocarvão no meio ambiente; e o biochar é distintamente definido como um produto sólido rico em carbono derivado de resíduos de biomassa agroflorestal como a palha.

A composição e estrutura de uma substância determinam suas características e aplicação. A análise da estrutura e propriedades do biochar é um pré-requisito e base para toda pesquisa aplicada. Pesquisas abrangentes foram conduzidas sobre esse aspecto e alguns progressos importantes foram feitos na sua compreensão.

Tomando como ponto de partida a biomassa, é possível afirmar que ela é transformada, através de pirólise e carbonização, em materiais microporosos ricos em carbono que possuem uma estrutura porosa bem desenvolvida e um alto grau de aromatização (LEHMANN e JOSEPH, 2015; CHEN et al., 2013). As propriedades das matérias-primas e das tecnologias de carbonização utilizadas para este processo estão intimamente relacionadas com as propriedades do biochar (ZHAO et al., 2018).

A estrutura dos produtos de biochar depende de inclusões e conteúdo de celulose e lignina das diferentes biomassas (LEHMANN, 2007 b). Foi comprovado, por exemplo, que o tamanho total dos nanoporos do biocarvão de casca de arroz é 12,35 vezes maior do que o do biocarvão produzido a partir de lodo (MA et al., 2018).

Um outro grande coadjuvante é a temperatura de carbonização que afeta a estrutura do biochar. Acredita-se, geralmente, que à medida que a temperatura de carbonização aumenta, a estrutura do carbono aromático e o tamanho dos nanoporos aumentam (HUANG et al., 2014). No entanto, quando a temperatura excede 700 °C, algumas estruturas microporosas na superfície podem ser destruídas, e quando a temperatura excede 800 °C, a estrutura do esqueleto de carbono será instável (LIAN et al., 2011).

Quanto a sua composição foi constatada elementos como carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N), enxofre (S), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na) e silício (Si); dos quais o teor de C é o mais alto, seguido por H e O. Os elementos minerais existem principalmente nas cinzas (YUAN et al., 2011). O C é, principalmente, carbono aromático, sendo depositado em uma pilha irregular de anéis aromáticos estáveis. Os tipos de compostos de carbono incluem ácidos graxos, álcoois, fenóis, ésteres e componentes semelhantes ao ácido fúlvico e ao ácido húmico (LEHMANN e JOSEPH, 2015). Níveis relativamente altos dos dois últimos componentes são encontrados no biocarvão fresco, no biocarvão pirolítico de baixa temperatura e no biocarvão de esterco animal (BRUUN et al., 2012).

O nitrogênio está presente na superfície do biochar dentro de uma estrutura heterocíclica (C – N), e o conteúdo de N disponível é muito baixo (LEHMANN et al., 2006). O conteúdo de P também é relativamente baixo, sua disponibilidade varia muito e está negativamente correlacionada com a temperatura de carbonização. Essa variação pode ser impactada pelo alto valor do pH e pelos fosfatos contendo Ca e Mg formados durante o processo de carbonização (CHAN et al., 2007; CAO e HARRIS, 2010). Já os teores de K, Ca, Mg e Na são diferentes em relação aos tipos de biocarvão, com os maiores teores no biocarvão de esterco animal, seguido pelo biocarvão de plantas herbáceas e lenhosas.

Os íons metálicos de baixa valência, como K e Na, estão mais disponíveis do que íons metálicos de alta valência, como Al, Ca e Mg no biochar. Em geral, a composição elementar e a atividade estão relacionadas às matérias-primas, às condições do processo de carbonização e ao pH (CHAN et al., 2007; SADAHA e BOATENG, 2009; SILBER et al., 2010). O biochar tende a ser alcalino, devido a reação dos minerais inorgânicos, como carbonatos e fosfatos, e às cinzas formadas durante a pirólise e carbonização (YUAN et al., 2011), além de ser afetado por fatores como matérias-primas e temperatura de carbonização da pirólise (LEHMANN, 2007 b).

Alguns autores constataram que a variável pH do biocarvão leguminoso é superior ao do biocarvão não leguminoso e, sob as mesmas condições de pirólise e carbonização, o pH do biocarvão de esterco de aves é maior que o do biocarvão de plantas herbáceas, seguido pelo biocarvão de plantas lenhosas (LEHMANN, 2007 a; YUAN et al., 2011).

Sob diferentes temperaturas de pirólise e carbonização, geralmente, o pH é diretamente proporcional à temperatura, ou seja, aumenta à medida que a temperatura aumenta pela decomposição de grupos funcionais ácidos, como carboxila e hidroxila fenólica, e volatilização de ácidos orgânicos (NOVAK et al., 2009; YUAN et al., 2011; CHINTALA et al., 2014).

Todos esses atributos têm grande influência ao conferir estabilidade ao biochar, uma vez que, ele apresenta muitas estruturas de esterificação e aromatização de carboxilato, alto teor de C, solubilidade muito baixa, alto ponto de ebulição, alta estabilidade e forte resistência à decomposição física, química e biológica (HAMMES et al., 2008; LENG et al., 2019), as quais permitem que o biochar persista no solo durante milhares de anos sob condições ambientais naturais (SUN et al., 2018).

a) Biocarvão e seu potencial uso na agricultura

A biomassa vegetal, com sua estrutura química específica e alto poder calorífico, é uma promissora fonte renovável de energia que pode ser utilizada em diversos processos de conversão, possibilitando a produção de combustíveis sólidos, líquidos e gasosos. Dentre os métodos de conversão térmica de biomassa inclui-se a pirólise, ou seja, um processo que permite a obtenção de um produto multifuncional conhecido como biocarvão.

O biocarvão, obtido pela carbonização de biomassa, tem se destacado como condicionador de solo devido às suas propriedades físico-químicas favoráveis. No Brasil, o interesse por essa tecnologia é especialmente relevante, já que o país é o maior produtor mundial de carvão vegetal, o que resulta na geração de grandes volumes de resíduos finos de carvão — material particulado que se acumula no fundo dos fornos e que normalmente é subutilizado. Além disso, há ampla disponibilidade de biomassas residuais, principalmente da agroindústria, que podem ser convertidas em biocarvão, como o bagaço de cana-de-açúcar, resíduos das indústrias madeireira, de papel e celulose, de biocombustíveis, e também o lodo de esgoto (NOVOTNY et al., 2015).

As propriedades do biochar dependem da temperatura do processo de pirólise (PARK et al., 2013), em que um aumento na temperatura de pirólise leva a uma maior carbonificação da matéria-prima, resultando em um maior teor de carbono e uma diminuição nos conteúdos de hidrogênio e oxigênio (UCHIMIYA et al., 2011).

Devido às propriedades físico-químicas os biocarvões podem ser utilizados para fins como sequestro de carbono nos solos, redução da biodisponibilidade de contaminantes que afetam os organismos vivos, bem como tratamento de água. Apresentam também um potencial significativo para imobilização de metais pesados de soluções aquosas e para a redução da sua mobilidade nos solos. A literatura descreve o papel importante dos resíduos como substrato para a produção de tais sorventes, bem como o processo de pirólise da biomassa que permite produzir combustível de alta qualidade capaz de melhorar as propriedades físico-químicas e a fertilidade dos solos pobres (SALETNIK et al., 2019).

Portanto, a aplicação de biochar em solos pode ser uma alternativa às formas tradicionais de corretivo mineral além disso, fortalece o aspecto ecológico da engenharia bioenergética. Deve, no entanto, ser enfatizado que são necessárias mais pesquisas abrangentes para investigar a viabilidade da aplicação de biocarvão e para determinar os métodos ideais para a utilização deste material altamente produtivo.

b) Relação do biochar com materiais humificados

A adição de biochar pode melhorar muito a integridade do solo, uma vez que os solos requerem um certo grau de agregados; sólidos e matéria orgânica (ou húmus) para melhor fornecer um meio de crescimento para as plantas (HEITKÖTTER, MARSCHNER, 2015). Ainda segundo os autores, uma variedade de tamanhos de partículas é necessária para manter

os agregados juntamente com um certo nível de aeração. Biochar pode remediar a estrutura física de solos pobres. Se o solo estiver muito compactado, a incorporação de biochar pode permitir uma melhor aeração devido ao seu grau variável de porosidade.

Biochar, quando comparado aos tipos de solo arenoso fino, tem uma maior área superficial específica e maior porosidade (DEMPSTER et al., 2012). Também há benefícios em incluir o composto de biomassa em combinação com o biochar produzido a partir dessa biomassa (AGEGNEHU et al., 2017). De acordo com os mesmos autores, a adição de composto e biochar provou ser tão favorável quanto o biochar sozinho para o rendimento das plantas devido à biomassa que se degrada mais rapidamente, proporcionando um fluxo constante de nutrientes para absorção pelas plantas até que a liberação lenta de nutrientes do biochar comece.

A aplicação de biochar ao solo promove alterações significativas em processos físico-químicos e biológicos, incluindo o estímulo a reações de oxirredução dentro da matriz do solo, o que pode influenciar a disponibilidade de nutrientes e a dinâmica de contaminantes (JOSEPH et al., 2010). Um dos principais atributos do biochar é sua alta estabilidade ambiental, decorrente de sua estrutura aromática condensada, o que lhe confere persistência no solo por vários anos sem necessidade de reaplicações frequentes — característica que o torna uma alternativa tecnicamente eficiente e economicamente viável (ALOHVERDI et al., 2021).

A matéria orgânica do solo, por sua vez, tende a se degradar ao longo do tempo devido ao intemperismo, à atividade microbiana e às práticas agrícolas intensivas, o que contribui para a perda de qualidade dos solos (WOOLF, 2008). Nesse contexto, o biochar atua como um agente estabilizante da matéria orgânica, em razão de sua estrutura parcialmente cristalina e elevada recalcitrância, retardando os processos de mineralização (SOHI et al., 2010).

Além desses efeitos estruturais e químicos, estudos sugerem que o biochar pode influenciar também o metabolismo hormonal das plantas. Sua incorporação ao solo pode estar associada a aumentos na produção de etileno, um hormônio vegetal que regula processos como germinação, crescimento e amadurecimento. Essa ação potencial sobre o etileno tem sido relacionada a melhorias no rendimento das culturas em algumas condições experimentais (SPOKAS et al., 2010).

2.3.3 A família Brassicaceae e a importância socioeconômica do rabanete (*Raphanus sativus* L.)

A família Brassicaceae reúne diversas espécies de importância agrícola e socioeconômica, destacando-se entre elas o rabanete (*Raphanus sativus* L.), hortaliça de ciclo curto e ampla adaptabilidade. Cultivado em escala global, o rabanete apresenta elevada densidade nutricional, com reconhecido potencial funcional e farmacológico, além de gerar retorno financeiro rápido para agricultores familiares devido à sua colheita precoce. Em 2024 e 2025, o cultivo de brassicáceas manteve-se como um importante segmento da horticultura mundial, impulsionado pelo aumento da demanda por alimentos frescos, saudáveis e de rápido preparo, refletindo tendências de urbanização e mudanças nos hábitos alimentares (FAO, 2024).

Em 2024, a produção mundial de rabanete foi estimada em cerca de 7,8 milhões de toneladas, com destaque para a China, Índia, Coreia do Sul, Japão, Estados Unidos e Brasil como principais produtores (FAOSTAT, 2024). O Brasil respondeu por aproximadamente 120 mil toneladas, com produção concentrada nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Paraná, segundo dados do IBGE (2025).

Essa distribuição está associada à proximidade dos grandes centros consumidores, à disponibilidade de infraestrutura logística adequada, condições edafoclimáticas favoráveis, e ao uso de tecnologias como irrigação e cultivares adaptadas. Municípios como Mogi das Cruzes (SP), Ibiúna (SP), Barbacena (MG) e Mandirituba (PR) lideram a produção nacional, sendo reconhecidos por sua tradição no cultivo de hortaliças folhosas e tuberosas.

O rabanete constitui uma importante fonte de renda para pequenos produtores, sobretudo em sistemas de agricultura familiar e produção agroecológica. Seus ciclos curtos (20 a 30 dias) permitem maior rotatividade de cultivo e fluxo de capital ao longo do ano agrícola, o que é fundamental para agricultores com restrições financeiras (SILVA et al., 2022).

Além de seu papel econômico direto, o rabanete tem elevado valor nutricional, sendo rico em vitamina C, compostos fenólicos, antioxidantes e fibras dietéticas. É crescente o interesse da indústria de alimentos funcionais e suplementação alimentar em razão dessas características. Conforme o SEBRAE (2024), o consumo per capita de rabanete aumentou 9,2% entre 2023 e 2024, refletindo maior conscientização sobre hábitos alimentares saudáveis.

No campo das políticas públicas, programas como o Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE) e o Programa de Aquisição de Alimentos (PAA) têm incentivado a inserção do rabanete e outras hortaliças de ciclo curto nas compras públicas, promovendo a segurança alimentar e nutricional e fomentando a produção local (CONAB, 2024). Tais iniciativas contribuem para o fortalecimento da agricultura familiar e para a redução da vulnerabilidade socioeconômica em comunidades rurais.

Entre os principais desafios enfrentados pelos produtores de rabanete estão a alta perecibilidade do produto, a exigência de qualidade visual para o mercado consumidor e a ocorrência de pragas e doenças, como a mosca minadora (*Liriomyza spp.*), pulgões e doenças bacterianas. Em 2025, observou-se aumento no uso de bioinsumos e manejo agroecológico, com suporte técnico de políticas como o Plano Nacional de Bioinsumos (MAPA, 2024).

Adicionalmente, iniciativas regionais de capacitação e assistência técnica têm promovido boas práticas agrícolas, manejo sustentável do solo e uso eficiente da água e dos fertilizantes, especialmente o fósforo, que é fundamental para o desenvolvimento do sistema radicular do rabanete. Estudos recentes têm demonstrado que a aplicação de fósforo de forma localizada e em fontes com maior solubilidade contribui para o aumento do diâmetro comercial da raiz e redução do ciclo de cultivo (ALMEIDA et al., 2024).

A cultura do rabanete, inserida no contexto da família Brassicaceae, representa um segmento estratégico para o desenvolvimento rural sustentável, combinando elevada rentabilidade, baixo custo de produção, ciclo produtivo curto e potencial nutricional. Sua valorização nas políticas públicas de abastecimento alimentar, aliada à crescente demanda do mercado por alimentos frescos e saudáveis, posiciona o rabanete como uma das hortaliças mais promissoras para os próximos anos. O investimento em pesquisa, extensão rural e infraestrutura logística é essencial para superar gargalos produtivos e garantir maior inserção da cultura nas cadeias curtas e mercados institucionais.

2.3.4 Influência de cultivos com substâncias húmicas e biochar em Brassica

A intensificação sustentável da agricultura requer práticas que melhorem a fertilidade do solo, promovam o crescimento vegetal e reduzam o impacto ambiental. Nesse contexto, a aplicação de substâncias húmicas (SH) e biochar tem emergido como uma abordagem promissora para culturas da família *Brassicaceae*, especialmente o rabanete (*Raphanus sativus* L.). As SH, derivadas da decomposição da matéria orgânica, atuam como bioestimulantes e condicionadores do solo, enquanto o biochar, um material carbonáceo obtido pela pirólise de resíduos orgânicos, tem sido amplamente estudado por suas propriedades de retenção de nutrientes e capacidade de mitigação de gases do efeito estufa (ZHANG et al., 2024; SILVA et al., 2025).

Estudos recentes demonstram que o uso conjunto de SH e biochar promove o desenvolvimento radicular, incrementa a absorção de nutrientes e aumenta o rendimento do rabanete em até 32% em relação ao controle sem tratamento (ALMEIDA et al., 2024). Dados experimentais conduzidos em 2024 no estado de São Paulo indicaram que a aplicação de 10 t

ha⁻¹ de biochar associada a 20 mg L⁻¹ de ácidos húmicos elevou o diâmetro comercial da raiz e antecipou a colheita em 4 dias (ALMEIDA et al., 2024).

A adoção dessas práticas é mais expressiva nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, onde predominam solos ácidos e arenosos que se beneficiam da ação corretiva e estruturante dos insumos orgânicos. A Figura 3 apresenta a concentração dos polos de cultivo de rabanete com uso de tecnologias sustentáveis em 2025, destacando municípios como Mogi das Cruzes (SP), Ibiúna (SP), Barbacena (MG) e Curitiba (PR) (IBGE, 2023, FAÇANHA et al., 2021, LEHMANN e JOSEPH, 2015; EMBRAPA, 2020).

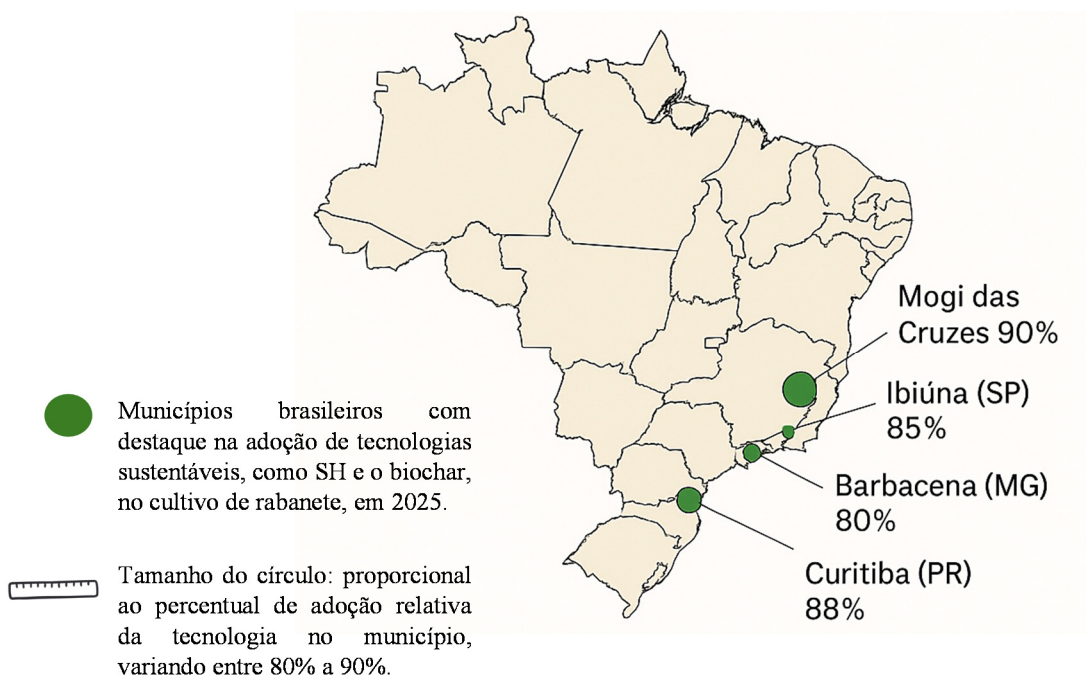


Figura 3. Mapa dos municípios com maior percentual de adoção de SH e biochar no cultivo de rabanete (2023). Fonte: IBGE (2023), FAÇANHA et al. (2021), LEHMANN e JOSEPH (2015) e EMBRAPA (2020).

Nos últimos dois anos, políticas públicas brasileiras têm incentivado o uso de bioinsumos por meio do Plano Nacional de Fertilizantes (PNF) (BRASIL, 2022) e do Plano Nacional de Bioinsumos (MAPA, 2024). A inclusão de substâncias húmicas (SH) e biochar nas linhas de crédito rural do PRONAF Bioeconomia foi um marco para o fortalecimento da agricultura familiar, especialmente na horticultura (BRASIL, 2024a). Além disso, programas estaduais como o SP Agro Sustentável ampliaram o acesso de produtores a tecnologias sustentáveis por meio de assistência técnica, capacitações e distribuição de insumos (SÃO PAULO, 2024).

O uso de substâncias húmicas e biochar em cultivos de Brassicaceae, com destaque para o rabanete, representa uma estratégia viável para aumentar a produtividade, promover a resiliência do solo e ampliar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. A integração dessas práticas com políticas públicas robustas e pesquisas científicas aplicadas permitirá a consolidação de sistemas agroalimentares mais eficientes e resilientes.

3. CAPÍTULO I

CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA ESTRUTURAL, MORFOLÓGICA E COMPOSICIONAL DOS FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS FOSFATADOS

3.1 RESUMO

A baixa disponibilidade de fósforo em solos tropicais, aliada à busca por práticas agrícolas mais sustentáveis, tem impulsionado o desenvolvimento de fertilizantes organominerais formulados a partir de resíduos orgânicos. Esses insumos visam combinar eficiência agrônômica e redução de impactos ambientais, como lixiviação de nutrientes e salinização. O presente estudo avaliou as interações entre componentes orgânicos (vermicomposto e biochar artesanal) e minerais em fertilizantes fosfatados, considerando a caracterização físico-química, espectroscópica e morfológica, além da influência sobre a estrutura, a disponibilidade de nutrientes e a viabilidade agrônômica. Foram produzidas formulações híbridas variando proporções de vermicomposto (VC), biochar artesanal (Biochar_Art) e teores de P_2O_5 (15%, 30%, 40% e 45%). As análises incluíram espectroscopia de RMN de ^{13}C no modo CP/MAS, microscopia eletrônica de varredura com EDS, pH, condutividade elétrica (CE), dureza mecânica e análise multivariada por PCA. Os resultados mostraram que o VC apresentou predominância de carbonos alifáticos e grupos oxigenados, associados à rápida decomposição, enquanto o biochar exibiu estruturas aromáticas condensadas, indicativas de estabilidade química. Nas formulações híbridas, o aumento do VC elevou os sinais alifáticos, e a maior proporção de biochar intensificou os sinais aromáticos. A PCA confirmou que a composição influencia diretamente propriedades estruturais, permitindo ajustes conforme o objetivo agrônômico. A análise morfológica revelou que o teor de P_2O_5 afeta a estrutura dos grânulos: a formulação com 15% apresentou elevada porosidade, favorecendo retenção de água e atividade microbiana; já 40% e 45% resultaram em maior densidade, com liberação mais lenta de fósforo. A distribuição homogênea de O, P e Ca demonstrou boa integração dos componentes, e a presença de molibdênio agregou valor nutricional. Quanto à composição, teores elevados de P_2O_5 aumentaram a disponibilidade de fósforo e cálcio, mas reduziram a incorporação de N, K, Mn e Mg, reforçando a necessidade de equilíbrio nutricional. A matéria orgânica contribuiu para a liberação gradual de fósforo, reduzindo perdas por lixiviação e aumentando a eficiência do uso de N e P. Valores de pH entre 5,5 e 6,5 favoreceram a solubilidade do fósforo e a ação tamponante, enquanto valores mais altos elevaram a CE e o risco de salinização. Em relação à dureza, os melhores desempenhos ocorreram entre 30% e 40% de P_2O_5 , garantindo resistência ao manuseio e viabilidade para aplicação mecanizada. Formulações com menor teor apresentaram grânulos frágeis. Assim, a formulação de fertilizantes organominerais deve equilibrar componentes orgânicos e minerais para otimizar disponibilidade de nutrientes, eficiência agrônômica e mitigação de impactos ambientais. Os resultados oferecem base técnica para o desenvolvimento de insumos adaptados a diferentes solos e culturas, favorecendo sustentabilidade, produtividade e uso racional de resíduos.

Palavras-chave: Bioeconomia. Solubilização de fósforo. Fertilizante inteligente. Recuperação de resíduos. Tecnologia sustentável. Mitigação ambiental.

3.2 ABSTRACT

The low availability of phosphorus in tropical soils, combined with the pursuit of more sustainable agricultural practices, has driven the development of organomineral fertilizers formulated from organic residues. These inputs aim to combine agronomic efficiency with reduced environmental impacts, such as nutrient leaching and salinization. The present study evaluated the interactions between organic components (vermicompost and artisanal biochar) and mineral components in phosphate fertilizers, considering physicochemical, spectroscopic, and morphological characterization, as well as their influence on structure, nutrient availability, and agronomic feasibility. Hybrid formulations were produced by varying proportions of vermicompost (VC), artisanal biochar (Biochar_Art), and P_2O_5 contents (15%, 30%, 40%, and 45%). Analyses included ^{13}C NMR spectroscopy in CP/MAS mode, scanning electron microscopy with EDS, pH, electrical conductivity (EC), mechanical hardness, and multivariate analysis using PCA. Results showed that VC exhibited a predominance of aliphatic carbons and oxygenated groups, associated with rapid decomposition, whereas biochar displayed condensed aromatic structures, indicative of chemical stability. In hybrid formulations, increasing VC enhanced aliphatic signals, while higher proportions of biochar intensified aromatic signals. PCA confirmed that composition directly influences structural properties, allowing adjustments according to agronomic goals. Morphological analysis revealed that P_2O_5 content affected granule structure: the formulation with 15% presented high porosity, favoring water retention and microbial activity, whereas 40% and 45% resulted in higher density, with slower phosphorus release. The homogeneous distribution of O, P, and Ca demonstrated good integration of components, and the presence of molybdenum added nutritional value. Regarding composition, higher P_2O_5 contents increased phosphorus and calcium availability but reduced incorporation of N, K, Mn, and Mg, reinforcing the need for nutritional balance. Organic matter contributed to gradual phosphorus release, reducing leaching losses and enhancing N and P use efficiency. pH values between 5.5 and 6.5 favored phosphorus solubility and buffering action, while higher values increased EC and the risk of salinization. In terms of hardness, the best performances were observed between 30% and 40% P_2O_5 , ensuring resistance to handling and feasibility for mechanized application. Formulations with lower content produced fragile granules. Thus, the formulation of organomineral fertilizers must balance organic and mineral components to optimize nutrient availability, agronomic efficiency, and mitigation of environmental impacts. The results provide a technical basis for the development of inputs adapted to different soils and crops, promoting sustainability, productivity, and rational use of residues.

Key words: Bioeconomy. Phosphorus solubilization. Smart fertilizer. Waste recovery. Sustainable technology. Environmental mitigation.

3.3 INTRODUÇÃO

A utilização dos fertilizantes especiais de liberação gradual ou controlada no campo tem aumentado a cada ano, reduzindo a problemática das perdas por lixiviação, fixação, volatilização e desnitrificação dos nutrientes. Vale ressaltar, que o uso dos fertilizantes organominerais promovem melhorias físicas, químicas e biológicas no solo e potencializam os efeitos agrônômicos dos fertilizantes minerais aplicados em conjunto (LEMOS, 2017). Conforme a Instrução Normativa do MAPA, nº 23, de 13 de agosto de 2005, da Legislação Brasileira, o fertilizante organomineral é resultante da mistura física ou líquida de fertilizantes orgânicos e minerais, podendo apresentar constituição física: farelada, peletizada, granulada ou líquida. Em 2018 e 2019, teve um crescimento médio de 20% ao ano do uso de fertilizantes organominerais (TERA AMBIENTAL, 2022). Segundo o mesmo autor, os grandes desafios para a expansão do setor estão relacionados à instalação de polos de produção próximo às fontes geradoras de resíduos e polos de produção mineral, ou seja, o fator logístico tem impactado e de certa forma segurado um crescimento mais acelerado para este setor, que segundo ele deve atingir 20% do mercado nacional até 2040.

Segundo Benites et al., (2010) uma das vantagens dos fertilizantes organominerais é a ciclagem dos nutrientes advinda do reaproveitamento dos resíduos orgânicos agroindustriais. Isto vai de encontro com a atual Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que aborda a importância do reaproveitamento e destinação correta dos resíduos com elevado impacto ambiental, agregando valor aos mesmos e reaplicando na agricultura. Pauletti et al. (2003) afirmaram que o uso dos fertilizantes organominerais promovem incremento gradual da fertilidade do solo, havendo a estabilização dos nutrientes e aumento da produtividade, visto que, quando há o ataque dos microrganismos do solo à matriz orgânica, ocorre a liberação gradual dos nutrientes (slow release) e substâncias húmicas. Tal fato quando comparado com fertilizantes químicos representa uma das maiores vantagens que um fertilizante eficiente pode fornecer, uma vez que se os nutrientes forem imediatamente disponibilizados no solo, podem ser perdidos por volatilização, fixação ou lixiviação. Já no fertilizante organomineral, quando há a ação dos microrganismos do solo à matriz orgânica, ocorre a liberação gradual dos nutrientes. Efeito este conhecido como liberação gradual ou “slow release” (TEIXEIRA et al., 2014).

Com o avanço da tecnologia, há uma alta demanda por fontes orgânicas para produção dos fertilizantes organominerais, com destaque para o uso da vermicompostagem e matérias-primas lignocelulósicas. Buscando melhorar a qualidade dos compostos orgânicos para a produção dos fertilizantes organominerais, tem-se estudado a utilização da pirólise de biomassa para geração do biochar. O biochar é um produto obtido da decomposição térmica do resíduo sólido entre 300 °C a 600 °C em condições de ausência total ou parcial de oxigênio (processo de pirólise). O processo de pirólise proporciona que 50% do carbono contido no resíduo inicial, possa ser retido na estrutura interna do biochar. Apresentando forte estrutura com cadeias aromáticas e atribuindo característica recalcitrante (difícil degradação) quando comparado à outras formas de matéria orgânica no solo (NÓBREGA, 2011). À medida que ocorre a oxidação do biochar no solo, ocorre a formação de radicais carboxílicos e fenólicos, que apresentam cargas negativas, efeito potencial para características como a capacidade de troca catiônica no solo. A taxa e a intensidade desses processos oxidativos são moduladas por fatores climáticos como temperatura e regime hídrico, além de propriedades físicas do solo, como textura e estrutura (YUAN et al., 2011). Além disso, o biochar pode influenciar um elevado número de propriedades do solo, incluindo o pH, porosidade, capacidade de retenção de água e a densidade. A retenção de íons da solução do solo através de uma combinação de complexação, principalmente para íons metálicos. No entanto, a influência do biochar nos solos pode variar significativamente visto que as suas propriedades variam muito, dependendo da qualidade e

quantidade de biomassa e das condições da pirólise, sem negligenciar a heterogeneidade a nível de solos (SALETNIK et al., 2019; CHEN et al., 2019).

Portanto, considerando os benefícios do uso dos fertilizantes organominerais adicionados a possíveis melhorias da matriz orgânica, principalmente, quando atribuída a ela o processo de pirólise e produção do biochar, objetivou-se neste capítulo analisar o comportamento estrutural dos componentes orgânicos (frações das substâncias húmicas e o biochar) em conjunto para a elaboração das formulações de fertilizantes fosfatados.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Obtenção dos ácidos húmicos e fúlvicos de vermicomposto

Os materiais humificados foram isolados e purificados a partir de vermicomposto de esterco bovino da Fazendinha Agroecológica, de acordo com a metodologia proposta pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS: sigla em inglês) e de acordo com o protocolo metodológico descrito por Swift (1996). A extração dos ácidos húmicos (AH) foi realizada mediante adição de uma solução de KOH 0,1 mol. L⁻¹ à massa de vermicomposto, na proporção de 10:1 (volume:massa), sob atmosfera de N₂. A mistura foi mantida sob agitação mecânica contínua por 24 horas e, posteriormente, deixada em repouso por pelo menos três horas. Em seguida, procedeu-se à sifonagem para separação do sobrenadante (fração líquida rica em substâncias húmicas) e do resíduo sólido (fração húmica impura). Em seguida o húmus líquido foi centrifugado a 10.000 g durante 30 minutos e recolhido o sobrenadante que contém as frações de substâncias húmicas dissolvidas correspondentes aos AH e aos ácidos fúlvicos (AF).

A separação das frações húmicas dissolvidas (AH e AF) foi realizada por meio de precipitação dos AH. Para isto, foi ajustado o pH do húmus líquido (AF+AH) até o valor de 2.0 mediante gotejamento de uma dissolução de HCl (6.0 mol. L⁻¹) e então mantido em repouso durante 16 horas. Com este procedimento, os AH que são insolúveis a pH inferior a 2.0 precipitaram, enquanto os AF se mantiveram dissolvidos.

3.4.2 Obtenção dos biochar utilizados na elaboração dos fertilizantes

O Biochar nomeados como Biochar AN neste estudo, e utilizados para a formulação dos candidatos a fertilizantes foram obtidos a partir de material residual procedente da elaboração de carvão realizada em carvoeiras por produtores na região da baixada fluminense, Rio de Janeiro (RJ). De acordo com as informações obtidas pelos produtores locais, os Biochar (carvões) são produzidos mediante a carbonização de biomassa predominantemente formada por restos de madeira. Produtores informam que os carvões podem ser obtidos a uma temperatura próxima de 400°C.

3.4.3 Caracterização estrutural mediante espectroscopia de ressonância magnética nuclear do carbono 13 em estado sólido (CP MAS ¹³C-NMR)

Com o objetivo de conhecer os principais tipos de estruturas dos fragmentos carbonados nos AH, foi utilizada a técnica de ressonância magnética nuclear (RMN) em estado sólido. Para isto, lançou-se mão de técnicas adicionais consistentes em polarização cruzada (CP) e rotação no ângulo mágico (MAS). A análise de CP MAS ¹³C-NMR foi realizada em um aparelho Bruker AVANCE II RMN a 400 MHz, equipado com probe de 4 mm Narrow MAS e operando em sequência de ressonância de ¹³C a 100.163 MHz. Para a obtenção dos espectros, massas iguais das amostras dos AH foram colocadas em um rotor (porta-amostra) de Dióxido de zircônio (ZrO₂) com tampas de Kel-F sendo a frequência de giro de 8 ± 1 kHz. Os espectros foram obtidos pela coleta de 3000 data points para o mesmo número de scans a um tempo de aquisição de 34 ms e com recycle delay de 5s. O tempo de contato para a sequência em rampa de ¹H ramp foi de 2 ms. A coleta e a elaboração espectral foram realizadas utilizando o Software Bruker Topspin 2.1. Os decaimentos livres de indução (DLI) foram transformados aplicando um zero filling igual a 4 k e posteriormente um ajuste por função exponencial (line broadening) de 70 Hz.

A obtenção das informações estruturais dos ácidos húmicos e do biochar foi obtida utilizando o Software ACD/Labs v.2020.1.1 (Advanced Chemistry Development, Inc. 8 King Street East, Suite 107, Toronto, Ontario, 5C 1B5, Canada). Um total de 21 espectros foram trabalhados, uma amostra de AF, cinco amostras de AH, três biochar de eucalipto, três biochar artesanais, três amostras do candidato Fert (50%), três amostras do candidato Fert (55%) e três amostras do candidato Fert (65%). Todos os espectros foram submetidos a correção da linha base, tomando como referência o zero e início (0 ppm) e final (250 ppm) utilizando a ferramenta “set point”. O algoritmo “smoothing” foi utilizado em todos os espectros com o objetivo de reduzir o ruído e aumentar a relação sinal ruído (S/N). Para tanto, o “smoothing” foi realizado em polinomial de 5to grau tomando como referência o espectro de menor relação sinal ruído. Então, os espectros foram salvos em formato ACD spectrum (*.esp) e em JCAMP (*.jdx; *.dx).

Os espectros trabalhados e salvos como *.esp foram então divididos por regiões, sendo estas regiões assinaladas em função do tipo do carbono característico e de seu deslocamento químico (ppm), utilizando a ferramenta “PeakPicking”. As regiões então foram integradas para a obtenção da quantidade relativa de estruturas em função da área total do espectro, utilizando a ferramenta “integration manual”. As regiões integradas foram as seguintes: Carbonos alquílicos não funcionalizados ($C_{\text{Alquil-H,R}}$): 0–45 ppm; C-metoxilas e N–alquil-C ($C_{\text{Alquil-O,N}}$): 45–60 ppm; O–alquil C ($C_{\text{Alquil-O}}$): 60–90 ppm; di–O–alquil C (carbono anoméricos) ($C_{\text{Alquil-di-O}}$): 90–110 ppm; carbono aromático ($C_{\text{Aromático-H,R}}$): 110–140 ppm; O,N–aromático C ($C_{\text{Aromático-O,N}}$): 140–160 ppm; carboxila C ($C_{\text{COO-H,R}}$): 160–185 ppm e carbonilas C ($C_{\text{C=O}}$): 185–230 ppm. O índice de aromaticidade foi calculado segundo a fórmula: $(C_{\text{Aromático-H,R}} + C_{\text{Aromático-O,N}}) * 100 / \text{área total}$ e o índice de alifaticidade foi calculado como: $100 - \text{aromaticidade} (\%)$. O índice de hidrofobicidade (HB/HI) foi calculado como segue: $(0 \text{ ppm}-46 \text{ ppm}) + (110 \text{ ppm}-156 \text{ ppm}) / (46 \text{ ppm}-110 \text{ ppm}) + (156 \text{ ppm}-186 \text{ ppm})$ (SONG ET AL. 2008).

3.4.4 Quimiometria aplicada a dados espectrais ^{13}C NMR CP/MAS e FTIR

Todas as análises quimiométricas foram realizadas utilizando o Software The Unscrambler (version 10.4) (Camo Software AS, Nedre Vollgate 8, Oslo, Norway). Tanto os espectros FTIR e de ^{13}C NMR CP/MAS foram carregados mediante importação dos arquivos no formato JCAMP. O carregamento dos espectros ATR-FTIR gerou uma matriz inicial com as seguintes dimensões, samples: variable (19 x 1867). O carregamento dos espectros ^{13}C -NMR CP MAS gerou uma matriz inicial gerou uma matriz inicial com as seguintes dimensões, samples: variable (20 x 4524). A matrizes espectrais foram normalizadas, submetidas a tratamento de suavizamento para aumento da relação sinal/ruído mediante e posterior correção baseline correction-baseline offset-linear baseline correction. A obtenção dos espectros médios foi realizada mediante estatística descritiva. As análises de componentes principais (PCA) foram realizadas a partir da matriz normalizada. O modelo adotado para a PCA utilizou um total de sete componentes, identificação automática de outliers e data centralizada na média. Foi utilizado um algoritmo NIPALS (Non-linear Iterative Partial Least Squares Algorithm) e uma validação de “cross validation”. Os scores e loadings foram apresentados em gráficos diferentes e estes últimos plotados na forma de linha para a visualização dos pesos na forma de padrão espectral.

3.4.5 Caracterização química de cada formulação utilizada nas formulações dos fertilizantes organominerais

Os teores dos elementos foram quantificados no Laboratório Solo Planta do Departamento de Solos do Instituto de Agronomia da UFRRJ, os teores de N, P e K foram determinados de acordo com o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes

minerais, orgânicos, organominerais e corretivos (MAPA, 2014). Os teores pseudo-totais dos metais pesados por meio da metodologia USEPA 3050 (1996). A determinação dos teores de P foi realizada por colorimetria, de K por fotometria de emissão de chama e os metais Ca, Mg, Zn, Fe, Mn, Cr e Pb por absorção atômica. Nitrogênio foi analisado por titulação de acordo com a metodologia de Tedesco et al., (1995).

3.4.6 Análise da composição elementar (CHN)

A análise do teor de carbono, hidrogênio e nitrogênio nas amostras foi realizada por um FlashSmart CHN. As amostras foram trituradas, aproximadamente 1mg de amostra foi preparado para cada uma das medições e foi repetido duas vezes para cada réplica.

3.4.7 Determinação de pH e condutividade elétrica

Segundo a metodologia do MAPA (2017) para ambas as análises, foram pesados cinco gramas de cada fertilizante e dissolvidos em 25 mL de cloreto de cálcio (CaCl_2 0,01 mol. L^{-1}) para analisar o pH. A condutividade elétrica foi mensurada através do condutivímetro, em soluções preparadas com água destilada e 0,5 gramas de cada fertilizante separadamente.

3.4.8 Determinação da dureza dos fertilizantes organominerais fosfatados

Para avaliar o potencial de consistência de cada fertilizante foi utilizado um equipamento denominado durômetro digital de bancada (Rockwell HR-320MS Superficial 15-30-45KGF Normal 10-3KGF ISO/JIS MITUTOYO 810-192-21-ISSO), expressando os valores em unidades de quilograma força (Kgf).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Caracterização mediante ^{13}C NMR CP/MAS dos fertilizantes e componentes orgânicos dos fertilizantes

A Figura 4 apresenta os espectros médios e suas respectivas repetições dos fertilizantes elaborados, bem como de seus componentes. As repetições foram caracterizadas com o objetivo de avaliar o impacto da variabilidade estrutural na homogeneidade dos materiais utilizados na formulação dos fertilizantes. A Figura 4A mostra os espectros do vermicomposto (VC) juntamente com o espectro médio. Em torno de 25 ppm, foram observados sinais correspondentes a carbonos alifáticos não funcionalizados ($\text{C}_{\text{Alifáticos-H,R}}$), enquanto em aproximadamente 51,32 ppm e 67,72 ppm foram detectados sinais atribuídos a carbonos alifáticos funcionalizados ($\text{C}_{\text{Alifáticos-O}}$ e $\text{C}_{\text{Alifáticos-(O,N)}}$, respectivamente). Sinais próximos a 100,29 ppm indicam a presença de carbonos anoméricos de carboidratos ($\text{C}_{\text{Alifáticos-di-O}}$). Os sinais em torno de 129 ppm e 148 ppm revelam a presença de carbonos aromáticos não funcionalizados ($\text{C}_{\text{Aromaticos-H,R}}$) e funcionalizados ($\text{C}_{\text{Aromaticos-O,N}}$), respectivamente. Por fim, o sinal em 168 ppm é indicativo da presença de grupos carboxílicos (COOH).

A Figura 4B apresenta os espectros do biochar, incluindo o espectro médio utilizado na formulação dos fertilizantes. Foram observados sinais em torno de 94,08 ppm, 97,26 ppm e 104,48 ppm, atribuídos à presença de carbonos alifáticos anoméricos do tipo $\text{C}_{\text{Alifáticos-di-O}}$. Além disso, o sinal em 121 ppm, característico de carbonos aromáticos de lignina ($\text{C}_{\text{Aromaticos-H,R}}$), reforça que o biochar foi produzido a partir de biomassa vegetal. A Figura 4C representa os espectros do biochar, incluindo o espectro médio de uma biochar obtido a partir de eucalipto, a fim de comprar a semelhança entre fontes de biomassa vegetal. Foi observada também a presença de carbonos aromáticos, porém a diferença do biochar artesanal, neste espectro foi observado presença entorno de 156 ppm, indicativo da presença de carbonos aromáticos funcionalizados ($\text{C}_{\text{Aromaticos-O,N}}$). Tais resultados indicam que o Biochar artesanal é mais funcionalizado que o Biochar de eucalipto.

As Figuras 4D e 4E mostra os espectros dos fertilizantes produzidos em proporções de 10% e 40% de P_2O_5 respetivamente. Ambos os fertilizantes mostraram presença de estruturas orgânicas provenientes tanto do vermicomposto quanto do biochar. Em ambos os fertilizantes foram observados sinais intensos e largo entorno a 122 e 121 ppm, característico de carbonos aromáticos ($\text{C}_{\text{Aromaticos-H,R}}$) provenientes do Biochar que foi utilizado na elaboração dos fertilizantes. Por outro lado, o fertilizante de 45% de P_2O_5 mostrou maior presença de carbonos alifáticos na região entre 0-45 ppm, provavelmente provenientes do VC (Figuras 4F).

As características estruturais observadas neste estudo para o biochar sobre a presença predominante de estruturas aromáticas foi constatado em outros estudos. Os trabalhos de McBeath et al. (2014), relatam que nos biochar de biomassa vegetal, aparecem picos em 130 ppm, caraterísticos de carbono aromáticos recalcitrantes. Bonanomi et al (2018), mostraram espectros de ^{13}C NMR de biochar de resíduos urbanos e vegetais e mostraram semelhanças aos obtivos neste estudo.

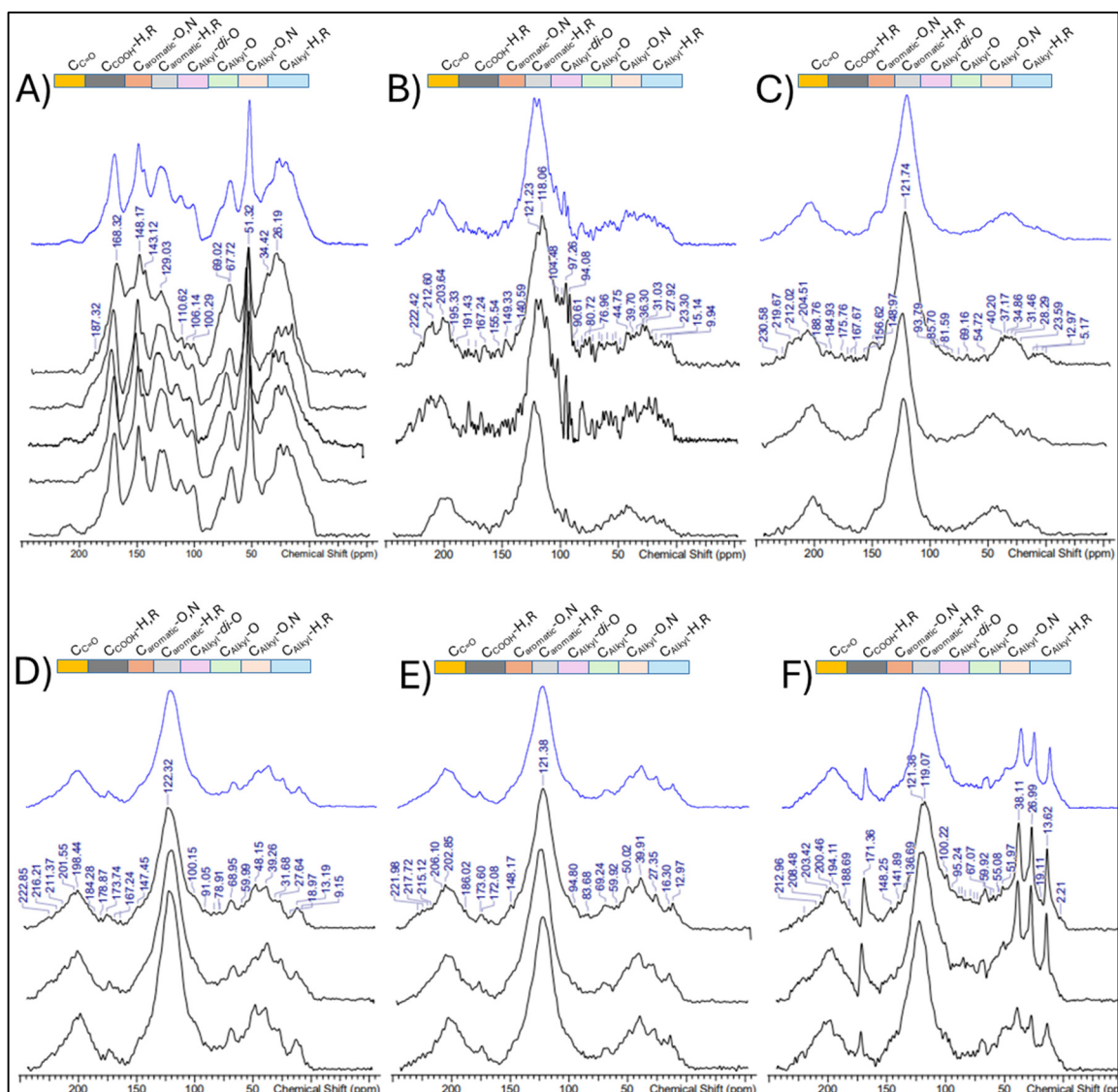


Figura 4. Espectros ^{13}C NMR CP/MAS dos componentes dos fertilizantes. A) vermicomposto, B) Biochar artesanal, C) Biochar de eucalipto. Assim como dos fertilizantes elaborados com 10% de P_2O_5 (D), 40% de P_2O_5 (E) e 45% de P_2O_5 (F).

O perfil funcional de carbono nas diferentes amostras analisadas revela contrastes significativos entre o vermicomposto (VC), o biochar artesanal (Biochar_Art) e os fertilizantes formulados com diferentes proporções de P_2O_5 . O VC apresentou predominância de carbonos alifáticos, especialmente os grupos $\text{C}_{\text{Alkyl}}\text{-(H,R)}$, $\text{C}_{\text{Alkyl}}\text{-(O,N)}$, $\text{C}_{\text{Alkyl}}\text{-O}$ e $\text{C}_{\text{Alkyl}}\text{-di-O}$, indicando uma matriz orgânica rica em compostos lábeis e funcionalizados, provenientes majoritariamente de resíduos orgânicos em decomposição. Essas estruturas são características de biomoléculas como lipídios, açúcares e proteínas parcialmente degradadas, com alto potencial de biodisponibilidade e atividade biológica no solo. Em contraste, o biochar demonstrou uma elevada concentração de grupos aromáticos, em especial $\text{C}_{\text{Arôm}}\text{-(H,R)}$, superando 45% da intensidade relativa, o que confirma sua natureza altamente condensada e recalcitrante, resultado da pirólise da biomassa. A baixa presença de carbonos alifáticos nesse material reforça seu caráter estabilizado e pouco suscetível à degradação microbiana (Figura 8A).

As amostras de fertilizantes enriquecidos com fósforo ($\text{F}_{\text{P}_2\text{O}_5\text{10\%}}$, $\text{F}_{\text{P}_2\text{O}_5\text{40\%}}$ e $\text{F}_{\text{P}_2\text{O}_5\text{45\%}}$), compostos por misturas de VC e biochar, apresentaram perfis mais extremos,

refletindo a influência proporcional de cada componente. Observou-se que, os fertilizantes apresentam predomínio de estruturas $C_{Arôm}-(H,R)$ e depois de grupos $C_{Alkyl}-(H,R)$. A presença de estas estruturas mais hidrofóbicas e recalcitrantes nos fertilizantes poderia garantir o enriquecimento no solo de carbono orgânico. Foi observado que à medida que o teor de P_2O_5 aumenta, há uma tendência de aumento nos grupos alifáticos, possivelmente em função da maior presença relativa de VC na formulação. Ainda assim, mesmo nas formulações com 45% de P_2O_5 , as assinaturas de carbonos alifáticos permanecem detectáveis, evidenciando a persistência da fração orgânica ativa do VC. Dessa forma, o gráfico confirma a contribuição significativa do VC para a fração de carbonos alifáticos funcionalizados e do biochar para a fração de carbonos aromáticos condensados. Esses resultados indicam que a composição funcional dos fertilizantes pode ser modulada de acordo com as proporções de seus componentes, influenciando diretamente propriedades como a liberação de nutrientes, a estabilidade no solo e a interação com a microbiota edáfica (Figura 5A).

A Figura 5B mostra a análise da aromaticidade e alifaticidade, quantificadas com base na proporção relativa dos agrupamentos estruturais de carbono em cada amostra, evidencia diferenças marcantes entre o vermicomposto (VC), o biochar artificial (Biochar_Art) e os fertilizantes formulados com distintas proporções de P_2O_5 (10%, 40% e 45%). O VC apresenta a maior alifaticidade entre todas as amostras, com cerca de 69%, reforçando seu caráter rico em compostos orgânicos de natureza lábil e funcionalizados, típicos de matéria orgânica fresca ou parcialmente decomposta. A aromaticidade no VC é relativamente baixa (cerca de 31%), refletindo uma menor presença de estruturas condensadas e recalcitrantes. Por outro lado, o Biochar_Art apresenta uma das maiores aromaticidades observadas (~51%) e uma alifaticidade reduzida (~49%), o que é coerente com sua origem pirolítica e a consequente predominância de estruturas aromáticas condensadas e termicamente estáveis. Esses dados confirmam que o biochar é composto majoritariamente por carbonos do tipo aromático, conferindo maior estabilidade à matéria orgânica, porém menor reatividade biológica imediata.

As amostras de fertilizantes compostos com P_2O_5 exibem perfis intermediários entre VC e biochar, evidenciando o efeito proporcional da mistura entre os dois materiais. A amostra com maior teor de fósforo (F_ P_2O_5 _45%) apresenta alifaticidade elevada (~63%) e aromaticidade reduzida (~37%), sugerindo maior contribuição do VC ou possível influência da formulação sobre a preservação das estruturas alifáticas. Já as amostras F_ P_2O_5 _40% e F_ P_2O_5 _10% mostram um balanço mais equilibrado entre aromaticidade (45–47%) e alifaticidade (53–55%), refletindo a composição híbrida dos materiais. Esses resultados reforçam que a alifaticidade está fortemente associada à presença de VC, enquanto a aromaticidade é indicativa da fração de biochar nas formulações. A quantificação desses parâmetros estruturais fornece uma base sólida para compreender a estabilidade, reatividade e potencial agronômico dos compostos orgânicos analisados, permitindo o ajuste racional das formulações para diferentes finalidades agrícolas.

A análise de componentes principais (PCA) representada no biplot permite a visualização integrada da distribuição das amostras com base na composição relativa de fragmentos estruturais de carbono e suas propriedades associadas (alifaticidade e aromaticidade). A primeira componente principal (PC1), que explica 75,3% da variância total, separa as amostras principalmente com base na presença de carbonos alifáticos versus aromáticos, enquanto a segunda componente (PC2), responsável por 13,5% da variância, refina essa distinção com base em contribuições específicas de subgrupos funcionais (Figura 5C).

As amostras de vermicomposto (VC) localizam-se na extremidade positiva de PC1, fortemente associadas aos vetores de alifaticidade, como $C_{Alkyl}-(H,R)$, $C_{Alkyl}-(O,N)$ e $C_{Alkyl}-O$. Essa posição confirma a predominância de estruturas alifáticas e saturadas, característica já evidenciada nos gráficos anteriores. A composição química do VC é, portanto, dominada por cadeias carbônicas mais lábeis e bioativas, compatíveis com compostos húmicos menos

condensados e metabolicamente acessíveis. Em contraste, as amostras de Biochar_Art estão situadas no quadrante oposto, com projeções negativas em PC1 e PC2. Esta posição é coerente com sua associação aos vetores de aromaticidade, $C_{\text{Arôm}}(\text{H,R})$ e C=O , refletindo a natureza condensada, recalcitrante e termoestável do carbono derivado de pirólise. A clara separação entre Biochar_Art e VC ao longo de PC1 reforça o antagonismo estrutural entre esses dois materiais (Figura 5C).

As amostras de fertilizantes com diferentes proporções de P_2O_5 ocupam posições intermediárias no espaço de componentes principais, refletindo sua composição híbrida. As formulações com maior teor de P_2O_5 (F_ P_2O_5 _45%) apresentam tendência a maior alifaticidade, aproximando-se das amostras de VC, o que condiz com os dados anteriores que mostraram maior conteúdo de fragmentos alifáticos e menor aromaticidade nesses tratamentos. Já as amostras F_ P_2O_5 _40% e F_ P_2O_5 _10% distribuem-se entre os eixos de aromaticidade e alifaticidade, indicando uma contribuição mais equilibrada de ambos os tipos de carbono, refletindo a proporção mista de biochar e VC em suas formulações. De maneira geral, a PCA demonstra que a variação composicional das amostras é explicada principalmente pela natureza química dos fragmentos de carbono, com clara separação entre materiais ricos em carbono alifático (VC), aromático (biochar) e híbridos (fertilizantes), confirmando as tendências observadas nas análises individuais de agrupamentos funcionais e nas quantificações globais de aromaticidade e alifaticidade. Essa abordagem multivariada fortalece a compreensão da dinâmica estrutural dos compostos orgânicos e destaca a importância da caracterização molecular para a formulação de insumos agrícolas mais eficazes (Figura 5C).

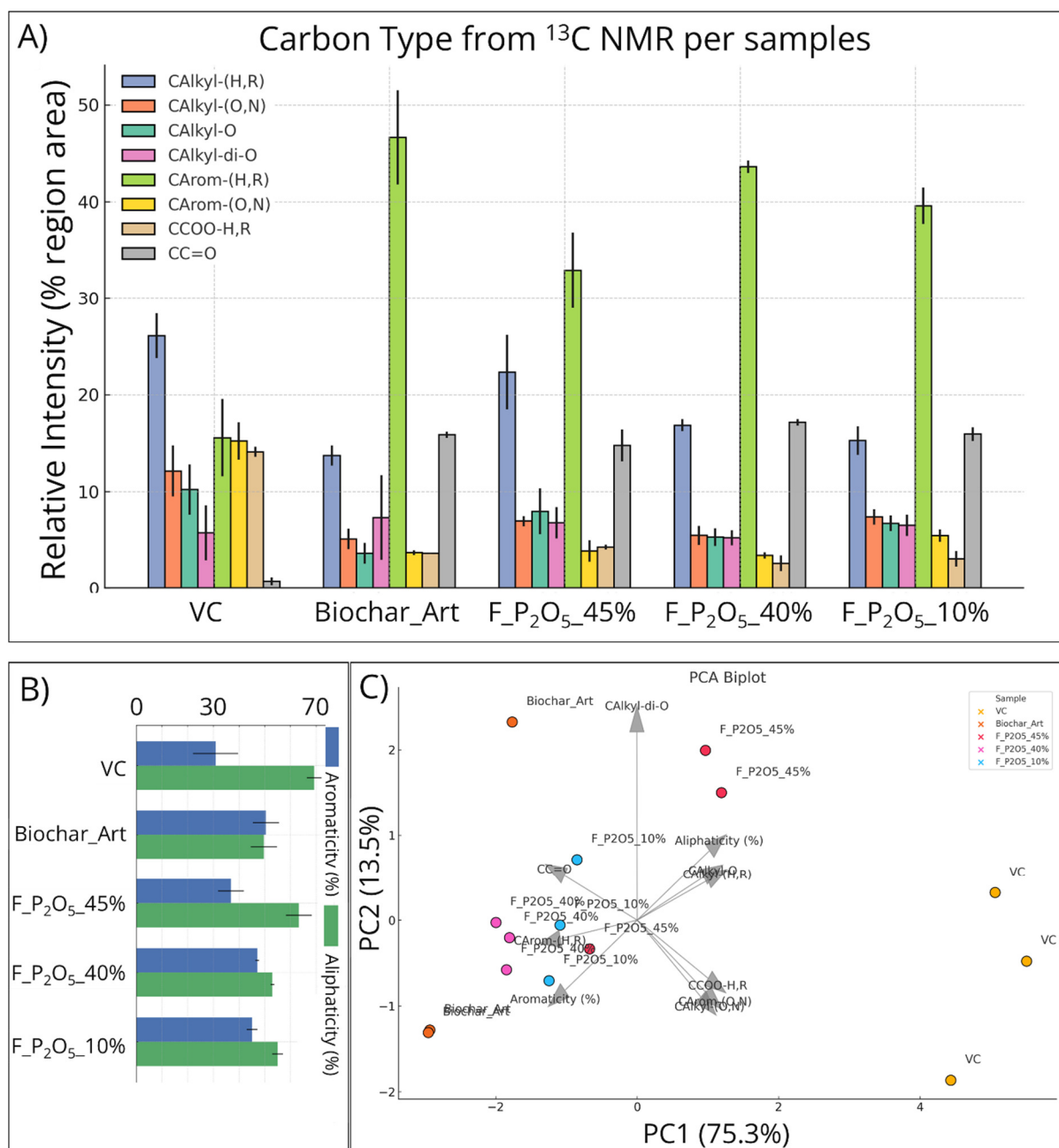


Figura 5. Quantidade de estruturas presentes nas diferentes amostras (A), propriedades alifáticas e aromáticas extraídas dos espectros ^{13}C NMR (B) e análises de componentes principais (PCA) a partir dos dados quantitativos (C).

A análise quimiométrica apresentada na Figura 6 integra a análise de componentes principais (PCA), com os gráficos de *scores* (A) e de *loadings* (B), obtidos a partir do carregamento completo dos espectros de RMN de ^{13}C das diferentes amostras. O gráfico de *scores* (A) demonstra a separação entre os grupos de amostras com base nas similaridades espectrais globais, enquanto o gráfico de *loadings* (B) indica as regiões espectrais responsáveis por essa separação. Na Figura 6A, observa-se uma clara segregação entre os materiais compostos majoritariamente por carbono pirolítico (Biochar_Art e BCHAR_EuP) e os fertilizantes enriquecidos com fósforo e frações húmicas (F_P₂O₅_45%, F_P₂O₅_40%, F_P₂O₅_10%), bem como o VC. A primeira componente principal (PC1), responsável por 68% da variância, separa os materiais de acordo com sua complexidade química e grau de

aromaticidade: amostras localizadas no quadrante esquerdo (valores negativos de PC1) são caracterizadas por maior presença de estruturas aromáticas e condensadas, enquanto aquelas à direita (valores positivos de PC1) apresentam maior teor de carbonos alifáticos e oxigenados.

Essa tendência é corroborada pelos *loadings* da Figura 6B, onde se observa que as regiões negativas de PC1 (associadas ao lado esquerdo do gráfico de *scores*) concentram sinais atribuídos a grupos aromáticos substituídos ($C_{Arom-H,R}$) e $C_{Alkyl-di-O}$, típicos de materiais mais recalcitrantes e com alta proporção de carbono condensado, como é o caso dos biochars. Por outro lado, as regiões positivas de PC1 apresentam maior contribuição de sinais alifáticos sem funcionalização e oxigenados, como $C_{Alkyl-H,R}$, $C_{Alkyl-O}$, $C_{Alkyl-O,N}$, $C_{Arom-H,R}$, indicativos de materiais com maior teor de grupos funcionais oxigenados e maior reatividade biológica, compatíveis com as frações húmicas do vermicomposto e com os fertilizantes formulados.

No conjunto, a quimiometria espectral baseada em PCA confirma a distinção estrutural entre os grupos de amostras, validando as observações anteriores obtidas por análise de fragmentos e PCA com variáveis derivadas. A abordagem espectral completa, que considera toda a matriz de dados de RMN, reforça a robustez das diferenças composicionais entre os insumos orgânicos estudados e evidencia o potencial de modulação estrutural promovido pela formulação dos fertilizantes a partir da combinação controlada de biochar, vermicomposto e fontes fosfatadas.

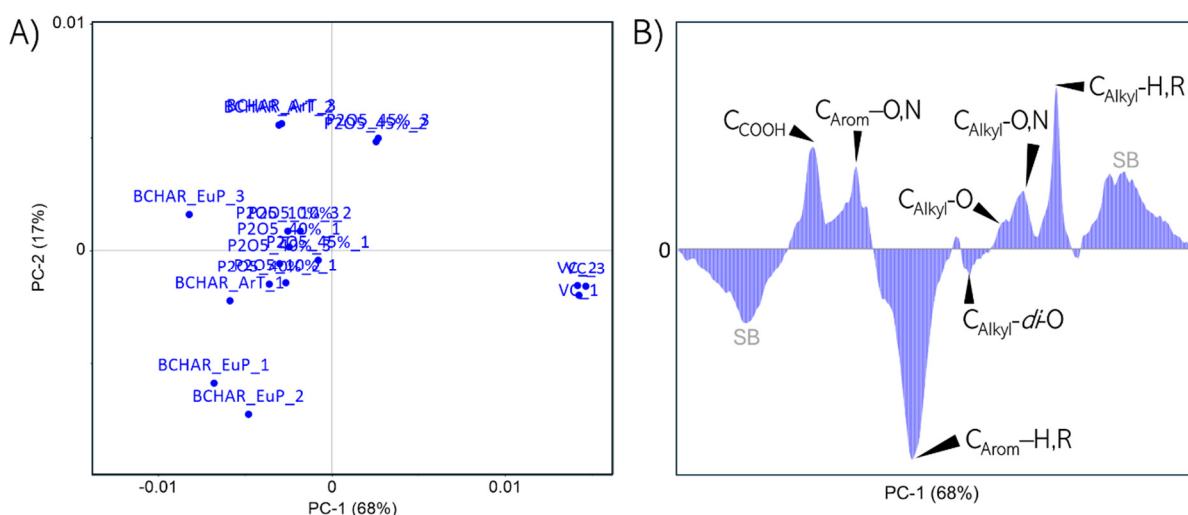


Figura 6. Análise quimiométrica de componentes principais (PCA), com os gráficos de *scores* (A) e de *loadings* (B), obtidos a partir do carregamento completo dos espectros de RMN de ^{13}C das diferentes amostras.

A Figura 7 apresenta os resultados da decomposição dos espectros de RMN de ^{13}C por meio da técnica de *Multivariate Curve Resolution* (MCR), utilizada para separar matematicamente os espectros em dois componentes estruturais principais: domínios hidrofóbicos (em laranja) e hidrofílicos (em azul). À esquerda, observam-se as curvas espectrais reconstruídas para cada domínio, enquanto à direita é mostrada a contribuição relativa (%) desses domínios nas diferentes amostras analisadas.

As curvas reconstruídas (esquerda) revelam que os domínios hidrofóbicos são dominados por sinais de carbonos do tipo $C_{Arom-H,R}$ e $C_{Alkyl-H,R}$, associados a cadeias alifáticas e estruturas aromáticas com baixa substituição polar, típicas de compostos recalcitrantes. Já os domínios hidrofílicos são caracterizados por sinais em regiões correspondentes a carbonos oxigenados ($C_{Alkyl-O}$, $C_{Alkyl-O,N}$ e C_{COOH}), indicativos de alta funcionalização e presença de grupos ácidos e fenólicos, conferindo maior polaridade à matriz orgânica. A quantificação dos componentes (direita) demonstra variações marcantes entre as

amostras. Os VC apresentam predominância de domínios hidrofílicos (>80%), coerente com sua origem biológica e elevado teor de grupos carboxílicos e fenólicos, o que favorece a interação com água e íons metálicos. Por outro lado, os biochars (especialmente os artificiais – Biochar_Art e BCHAR_EuP) exibem maior proporção de domínios hidrofóbicos (>90%), refletindo uma matriz mais condensada, aromática e menos funcionalizada — um perfil esperado para materiais pirolíticos.

As amostras de fertilizantes formulados com diferentes teores de fósforo ($F_{P_2O_5}$) ocupam uma posição intermediária entre esses extremos. Observa-se uma tendência de aumento progressivo do conteúdo hidrofóbico com o incremento da concentração de P_2O_5 , especialmente nas formulações $F_{P_2O_5_40\%}$ e $F_{P_2O_5_45\%}$. Esse comportamento sugere que o enriquecimento fosfatado está associado a transformações estruturais que reduzem a polaridade da matriz húmica, possivelmente por indução de agregação, esterificação ou reticulação, diminuindo a disponibilidade de grupos hidrofílicos livres.

Esses resultados fornecem evidências de que a composição estrutural das frações orgânicas nos fertilizantes é altamente modulável, e que o balanço entre domínios hidrofóbicos e hidrofílicos pode ser ajustado conforme o tipo de insumo e o teor de fósforo. Essa informação é crítica para prever o comportamento do material no solo, uma vez que a hidrofobicidade afeta propriedades como solubilidade, sorção de nutrientes e interações com a biota do solo.

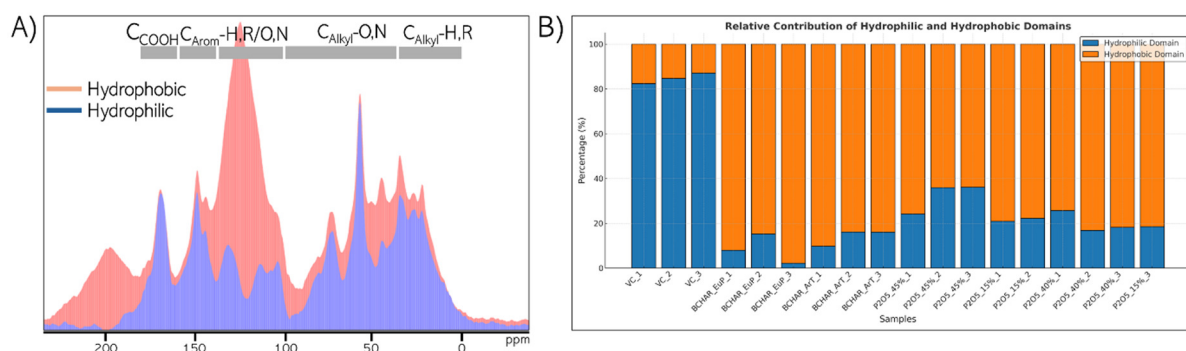


Figura 7. Decomposição dos espectros de RMN de ^{13}C por meio da técnica de *Multivariate Curve Resolution* (MCR), utilizada para separar matematicamente os espectros em dois componentes estruturais principais. A) curvas espectrais reconstruídas para cada domínio, B) contribuição relativa (%).

3.5.2 Características morfológicas dos fertilizantes mediante MEV-EDS

A caracterização morfológica dos fertilizantes foi realizada por microscopia eletrônica de varredura (MEV), associada à análise de espectroscopia de dispersão de energia de raios X (EDS). A imagem de MEV (Figura 8A) revela uma superfície heterogênea, com textura rugosa e porosidade variável, características atribuídas à natureza do biochar e do vermicomposto utilizados na formulação. A estrutura aparentemente compacta, mas com regiões de microfissuras e cavidades, é típica de materiais ricos em carbono pirolítico e matéria orgânica parcialmente mineralizada. Na Figura 8B, é apresentada a mapeamento químico (EDS mapping) da amostra. Observa-se uma distribuição homogênea dos elementos analisados na superfície do fertilizante. A coloração variável (do azul ao amarelo) indica áreas com diferentes concentrações elementares, sugerindo uma dispersão homogênea dos constituintes minerais, provavelmente relacionada à adição de P_2O_5 e às propriedades intrínsecas do biochar e do vermicomposto.

A espectrometria EDS pontual (Figura 8C) confirma a presença majoritária de oxigênio (O), silício (Si), enxofre (S) e cálcio (Ca). O sinal intenso de oxigênio é consistente com a matriz

orgânica-oxidada do biochar e compostos inorgânicos derivados do vermicomposto e da adição de P_2O_5 . A presença de silício pode ser atribuída a fitólitos vegetais oriundos da biomassa utilizada para a produção do biochar. O enxofre detectado é indicativo de compostos sulfurados, possivelmente provenientes do vermicomposto, enquanto o cálcio sugere a presença de carbonatos e/ou fosfatos de cálcio, compatíveis com a adição de fontes fosfatadas e a atividade microbiana típica de vermicompostos.

As micrografias obtidas (Figura 8E) revelam uma superfície heterogênea, porosa e irregular, típica de materiais com origem orgânica e carbonácea, como o biochar e o vermicomposto. A imagem de mapeamento elementar colorido confirma uma distribuição espacial homogênea dos elementos oxigênio (O), fósforo (P) e cálcio (Ca), com destaque para regiões onde esses elementos se sobrepõem, sugerindo possível formação de compostos como fosfatos de cálcio (Figura 8F). A análise espectral EDS (Figura 8G) confirma a presença predominante de oxigênio (O), fósforo (P), cálcio (Ca) e lantânio (La), este último em menor proporção, provavelmente oriundo de impurezas do fosfato ou do próprio vermicomposto. A quantificação elementar em peso (Figura 8H) revelou que o oxigênio foi o elemento mais abundante (39,0%), seguido por cálcio (35,9%), fósforo (18,8%) e lantânio (6,3%). Estes resultados estão coerentes com a composição esperada do fertilizante, visto que o biochar e o vermicomposto são ricos em carbono e oxigênio, enquanto o P_2O_5 fornece fontes concentradas de fósforo e cálcio. A alta proporção de oxigênio pode estar relacionada à presença de grupos funcionais oxigenados no biochar e nos ácidos húmicos do vermicomposto, além de óxidos e fosfatos metálicos. A concentração expressiva de cálcio e fósforo confirma a efetiva incorporação do fosfato bicálcico à matriz orgânica do fertilizante, o que pode indicar seu potencial disponibilidade gradual às plantas, uma vez que esses elementos, especialmente o fósforo, apresentam-se comumente em formas de baixa mobilidade no solo. Os dados de mapeamento e distribuição espacial dos elementos corroboram a eficiência da mistura e homogeneização dos constituintes do fertilizante durante sua formulação. A análise MEV-EDS, portanto, evidencia a co-localização dos principais nutrientes, o que pode favorecer uma liberação sinérgica e modulada de P e Ca, associada à estabilidade química conferida pela matriz orgânica carbonácea.

As micrografias obtidas por MEV (Figura 8I) mostram uma superfície mais compacta e menos porosa, com presença de estruturas agregadas, características que podem estar associadas à maior proporção de fosfato ou à interação entre fases minerais. O mapeamento elementar por EDS confirma a presença distribuída dos elementos oxigênio (O), fósforo (P), cálcio (Ca) e molibdênio (Mo). A distribuição espacial relativamente uniforme desses elementos (imagem de escaneamento colorido) sugere uma boa homogeneização da matriz fertilizante, o que é essencial para assegurar a disponibilidade balanceada de nutrientes após a aplicação no solo (Figura 8J). A análise espectral revelou um forte pico de oxigênio (56,0%), seguido por fósforo (24,4%) e cálcio (17,3%), com a presença minoritária de molibdênio (2,3%) (Figura 8K)). O teor significativamente elevado de oxigênio pode ser atribuído à forte presença de grupos fosfatos e oxiânions metálicos, além de oxigênios estruturais em compostos orgânicos e inorgânicos presentes na formulação. A elevada concentração de fósforo, associada à presença de cálcio, indica a formação provável de sais de fosfato de cálcio, compostos reconhecidos por sua lenta solubilidade e eficiência como fonte gradual de P para plantas.

A presença de molibdênio, mesmo que em baixa concentração (2,3%), é relevante. Embora não tenha sido adicionado propositalmente como micronutriente essencial para processos como a fixação biológica de nitrogênio, sua presença pode derivar de aditivos minerais utilizados na formulação do fosfato ou do vermicomposto. Sua dispersão homogênea no mapeamento reforça a capacidade do fertilizante em atuar como fonte multifuncional, combinando macronutrientes (P, Ca) e micronutrientes (Mo).

Em resumo, os três fertilizantes apresentaram diferenças em morfologia, composição química e estrutura superficial, relacionadas diretamente ao teor de P_2O_5 incorporado. O fertilizante com 15% de P_2O_5 mostrou uma superfície altamente porosa e heterogênea, com microfissuras típicas de materiais ricos em biochar e vermicomposto. Essa estrutura favorece a retenção de água, a colonização microbiana e a adsorção de nutrientes. Sua composição elementar revelou altos teores de silício e enxofre, além de oxigênio e cálcio em proporções compatíveis com a presença de fosfatos e carbonatos. Já a formulação com 40% de P_2O_5 apresentou uma morfologia igualmente porosa, mas com maior uniformidade na distribuição dos elementos fósforo e cálcio, indicando a formação de fosfatos de cálcio intimamente associados à matriz orgânica. Essa combinação sugere uma liberação mais gradual de nutrientes, com bom equilíbrio entre disponibilidade imediata e retenção no solo.

Em contraste, o fertilizante com 45% de P_2O_5 apresentou uma estrutura superficial mais densa e compacta, com menor porosidade e maior grau de agregação, refletindo o aumento da fração mineral na formulação. A elevada concentração de oxigênio (56%) e fósforo (24,4%) reforça a hipótese de um material mais mineralizado, com predominância de fosfatos de cálcio pouco solúveis, indicados para fornecimento progressivo de fósforo em solos com alta capacidade de fixação. A menor proporção de cálcio (17,3%) e a presença de molibdênio, ainda que em baixa quantidade (2,3%), agregam valor à formulação como fonte de micronutrientes, podendo beneficiar a atividade de enzimas redox e processos de fixação biológica de nitrogênio. A detecção de molibdênio exclusivamente na formulação 45% (de P_2O_5) pode estar associada à maior proporção de superfosfato triplo utilizado na composição. Embora o Mo não tenha sido adicionado intencionalmente, sua presença pode derivar de impurezas minerais da rocha fosfática usada na fabricação do superfosfato triplo, que, ao se acumular em concentrações maiores nesta formulação, tornou-se detectável pela técnica espectroscópica EDS. A possibilidade de contribuição residual de componentes orgânicos, como vermicomposto ou biochar, não pode ser descartada, mas é menos provável, considerando sua presença apenas na formulação com maior concentração de fósforo solúvel.

Do ponto de vista agrônomo, essa formulação tende a liberar fósforo de forma mais lenta e controlada, sendo mais indicada para cultivos de ciclo longo ou solos com alto potencial de lixiviação. Em resumo, enquanto o fertilizante com 15% de P_2O_5 favorece interações biológicas e condicionamento físico do solo, os com 40% e 45% oferecem maior aporte nutricional e eficiência de liberação fosfatada modulada, com destaque para o de 45% como fonte multifuncional com adição incidental de Mo.

Os resultados obtidos pelas análises MEV-EDS demonstram que a formulação dos fertilizantes com diferentes teores de P_2O_5 influencia significativamente a morfologia, a composição química e o potencial de liberação de nutrientes no solo. O fertilizante com 15% de P_2O_5 , mais rico em compostos orgânicos e porosidade, pode atuar como condicionador físico e biológico do solo, favorecendo a retenção de água e o suporte à microbiota rizosférica (LEHMANN et al., 2011; AMONETTE & JOSEPH, 2009). Por outro lado, os fertilizantes com 40% e 45% de P_2O_5 apresentam maior concentração de fósforo e cálcio, com indícios da formação de fosfatos de cálcio, associados à liberação mais lenta e eficiente deste nutriente em sistemas agrícolas (ROY et al., 2006). Assim, os dados obtidos sugerem que a modulação da proporção de P_2O_5 nas formulações pode ser uma estratégia eficaz para desenvolver fertilizantes inteligentes com liberação ajustada às necessidades das plantas e às características dos solos tropicais.

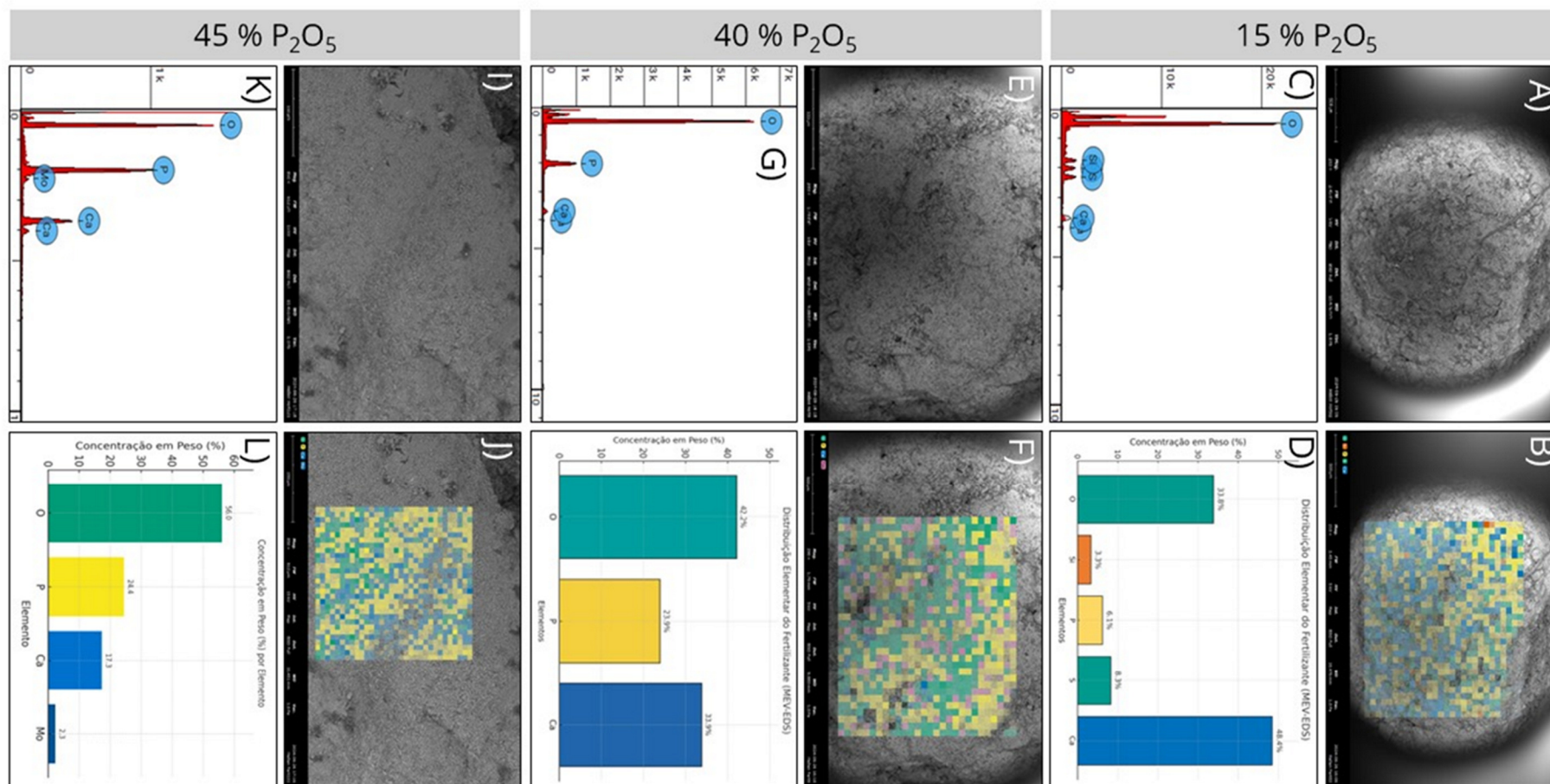


Figura 8. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia por dispersão de energia (EDS) de fertilizantes organominerais fosfatados com diferentes teores de P_2O_5 .

3.5.3 Quantidade de nutrientes nas formulações dos fertilizantes organominerais fosfatados

A presença de diferentes nutrientes nos fertilizantes formulados com distintas concentrações de P_2O_5 revelou variações significativas que refletem interações físico-químicas e possíveis efeitos de competição ou sinergismo durante o processo de formulação (Figura 9). O teor de nitrogênio (N) (Figura 9-A) apresentou tendência decrescente com o aumento da concentração de P_2O_5 , com uma queda contínua até 50% e leve recuperação nos níveis mais altos (55% e 65%). Isso sugere que concentrações elevadas de fósforo podem interferir negativamente na retenção ou adição de N, possivelmente por competição por sítios de complexação ou por limitações operacionais na incorporação simultânea desses nutrientes.

O fósforo (P) (Figura 9-B) como esperado, apresentou aumento proporcional à concentração de P_2O_5 no fertilizante, com teores mais elevados a partir de 50%, o que reflete diretamente a natureza do insumo utilizado. O potássio (K) (Figura 9-C) teve comportamento inverso ao do P, com teores mais altos nas menores concentrações de P_2O_5 e forte declínio a partir de 30%, atingindo valores mínimos nas formulações com 50% ou mais de P_2O_5 . Esse padrão pode ser resultado de um efeito de diluição ou de competição na fase sólida da formulação. O ferro (Fe) (Figura 9-D) mostrou comportamento oscilante, com teores mais elevados nas concentrações intermediárias de P_2O_5 (25% e 40%) e queda acentuada a 65%, sugerindo um possível antagonismo entre Fe e P em concentrações mais elevadas. Já o zinco (Zn) (Figura 9-E) teve baixos teores entre 20% e 45% de P_2O_5 , com aumentos perceptíveis nas extremidades (10% e 65%), o que pode indicar variações na solubilidade ou complexação do Zn em diferentes ambientes químicos promovidos pelo fósforo.

O manganês (Mn) (Figura 9-F) apresentou uma queda acentuada com o aumento do P_2O_5 , especialmente a partir de 35%, mostrando forte antagonismo, possivelmente devido à formação de compostos insolúveis. O cromo (Cr) (Figura 9-G), por sua vez, teve comportamento mais irregular, com aumento entre 25% e 50%, sugerindo que sua presença está associada a condições específicas de formulação e não segue uma tendência linear com o fósforo. O chumbo (Pb) (Figura 9-H) demonstrou pouca variação ao longo das diferentes concentrações de P_2O_5 , com discreto aumento apenas aos 65%, o que indica que esse elemento é relativamente estável frente à variação de fósforo. O cálcio (Ca) (Figura 9-I) apresentou aumento progressivo até cerca de 40% de P_2O_5 , mantendo teores elevados até 50%, com redução posterior. Esse padrão sugere que há uma faixa de concentração de P_2O_5 que favorece a presença de Ca, provavelmente por melhor compatibilidade de incorporação. Por fim, o magnésio (Mg) (Figura 9-J) teve teores mais elevados em formulações com menores percentuais de P_2O_5 (10%–25%), caindo nas concentrações intermediárias e retornando a níveis mais altos em 65%, o que também sugere efeitos de antagonismo ou limitação física-química em faixas específicas de fósforo.

De modo geral, observa-se que o aumento da concentração de P_2O_5 no fertilizante afeta de forma distinta os diferentes nutrientes. Nutrientes como N, K, Mg e Mn tendem a ser prejudicados em formulações com alto teor de P_2O_5 , enquanto P e Ca são favorecidos. Elementos como Fe, Zn e Cr apresentam comportamentos mais variáveis, indicando interações mais complexas e sensíveis às condições específicas de formulação. Já o Pb mostra-se relativamente estável. Esses resultados ressaltam a importância de ajustar cuidadosamente a concentração de P_2O_5 nas formulações, buscando otimizar o perfil nutricional dos fertilizantes de acordo com os objetivos agronômicos específicos.

Fertilizantes organominerais apresentam menor reatividade química imediata em comparação aos fertilizantes minerais solúveis; no entanto, sua liberação gradativa de nutrientes pode resultar em maior eficiência agronômica ao longo do ciclo da cultura (KIEHL, 2008). A matéria orgânica transformada, rica em substâncias húmicas, aumenta a retenção de cargas

negativas no solo, favorecendo a liberação e disponibilidade do fósforo para as raízes. Tisdale e Nelson (1993) atribuem esse efeito à formação de complexos fosfoúmicos, trocas aniônicas com íons húmicos e ao revestimento protetor das partículas de sesquióxidos, que reduzem a fixação do fósforo.

De acordo com Laforet (2013), a eficiência de aproveitamento de nutrientes em fertilizantes organominerais é superior à dos minerais, especialmente para nitrogênio (70% vs. 50%) e fósforo (>50% vs. até 50%), além de minimizar perdas por lixiviação. A predominância dos fertilizantes fosfatados no setor organomineral brasileiro reforça seu papel estratégico na nutrição vegetal (BENITES, 2012). Além disso, a matéria orgânica reduz a fixação do fósforo por óxidos de ferro e alumínio, aumentando sua disponibilidade e contribuindo para melhorias na qualidade do solo (BENITES, 2012). A presença de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) nas formulações é essencial. O Ca participa da estabilidade de membranas celulares e da integridade dos tecidos meristemáticos (MALAVOLTA et al., 1997; SEDIYAMA, 2009), enquanto o Mg é componente central da clorofila e ativador enzimático fundamental nos processos de fotossíntese e metabolismo energético. A interação entre Ca e Mg é competitiva, devido à semelhança química entre os dois íons, o que pode afetar sua absorção pelas plantas (MOORE et al., 1961; YADARE & GIRDHAR, 1981).

Por fim, os fertilizantes organominerais representam uma alternativa sustentável, pois possibilitam a reciclagem de resíduos orgânicos (como dejetos animais) com suplementação mineral, aumentando a uniformidade da composição e reduzindo a necessidade de reaplicações (BORGES, 2021). Seu crescimento no mercado nacional revela um potencial promissor, embora a granulação continue sendo um desafio tecnológico para sua plena adoção (BENITES, 2012).

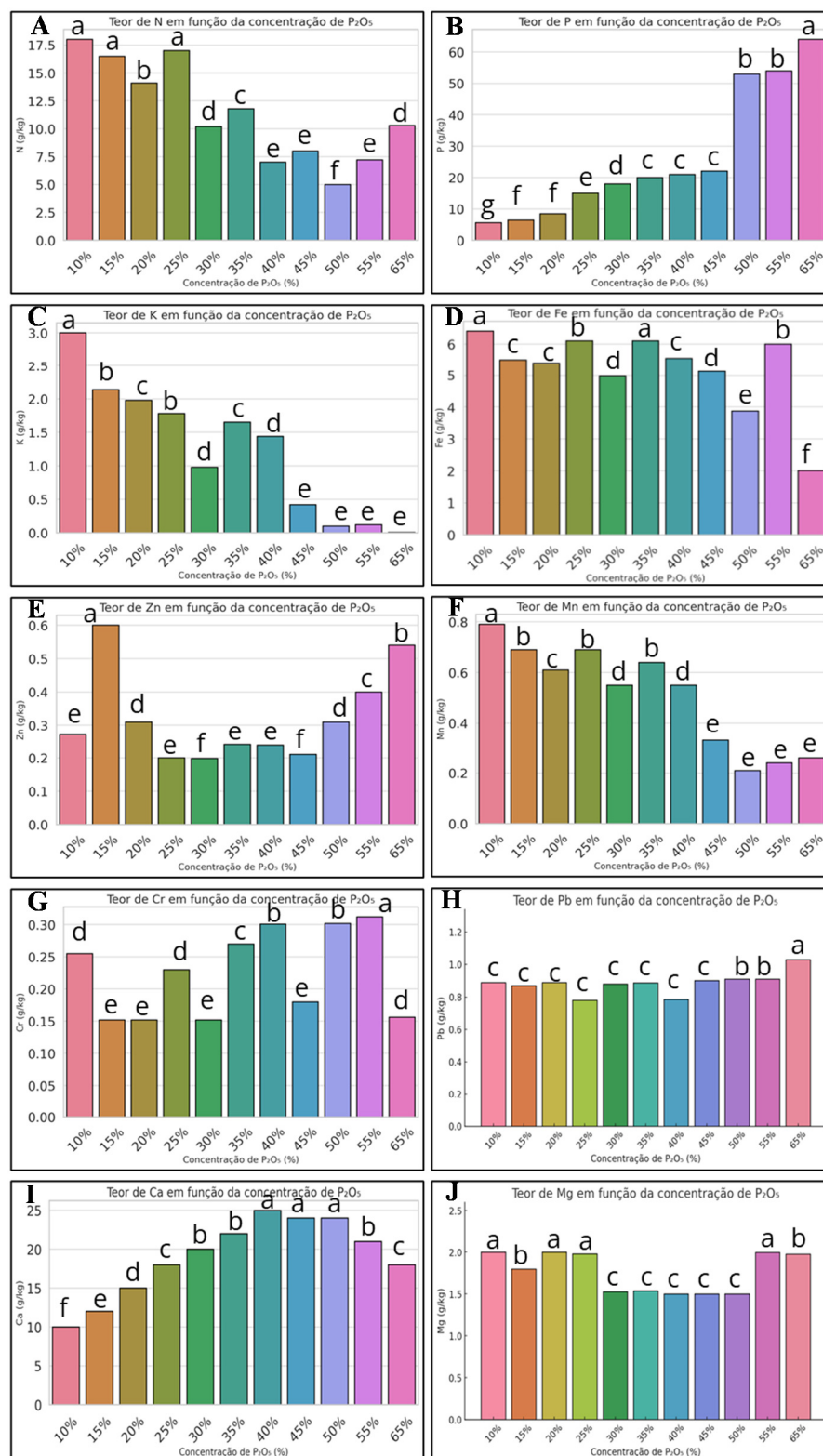


Figura 9. Teores de macronutrientes essenciais (cálcio e magnésio), micronutrientes (zinco, ferro e manganês) e metais pesados (cromo e chumbo) nas formulações de fertilizante organomineral fosfatado produzidas à base de biochar, vermicomposto e superfosfato triplo comercial. As letras sobre as colunas indicam agrupamentos estatísticos distintos pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

3.5.4 Caracterização elementar e propriedades estruturais dos fertilizantes organominerais fosfatados

A caracterização elementar dos fertilizantes organominerais fosfatados evidenciou variações significativas nos teores de carbono (C), hidrogênio (H) e nitrogênio (N), diretamente relacionadas à proporção de matéria orgânica incorporada e ao tipo de aditivo utilizado em cada formulação (Tabela 4.1). Os teores de C variaram de 21,04% (65%) a 36,39% (20%), enquanto os de H oscilaram entre 1,70% e 3,06%, e os de N apresentaram uma redução progressiva, indo de 1,70% (10%) para apenas 0,37% (65%).

Esse decréscimo nos teores de N com o aumento da proporção de fertilizante organomineral e maior teor de P_2O_5 indica a substituição de fontes nitrogenadas biodisponíveis (como vermicomposto ou composto orgânico fresco) por materiais mais recalcitrantes e termicamente tratados, como o biochar. Fertilizantes com menor teor de P_2O_5 , como os de 10% (N = 1,70%), 15% (N = 1,52%) e 20% (N = 1,19%), demonstraram maiores teores de nitrogênio total, refletindo sua origem mais jovem e mais facilmente mineralizável (OLIVEIRA et al., 2020; SILVA et al., 2019). Em contrapartida, os fertilizantes com 50%, 55% e 65% de P_2O_5 apresentaram teores de N inferiores a 0,70%, com destaque para o fertilizante 65% (N = 0,37%), evidenciando o predomínio de materiais pirogênicos mais aromáticos e estáveis, mas de menor valor nutricional imediato (LEHMANN & JOSEPH, 2015).

A razão atômica H/C, que reflete o grau de aromaticidade da matéria orgânica, variou entre 0,061 (65%) e 0,119 (15%). Valores baixos de H/C ($< 0,5$) indicam alto conteúdo de estruturas aromáticas condensadas, comuns em materiais pirolisados como o biochar (KEILUWEIT et al., 2010). Todos os fertilizantes analisados se situaram abaixo desse limite, o que revela uma tendência geral de alta estabilidade térmica e biológica, especialmente nas formulações com 50% (H/C = 0,075), 55% (H/C = 0,061) e 65% (H/C = 0,081), que apresentaram os menores valores.

Em relação à razão C/N, um importante indicador da qualidade e da mineralização da matéria orgânica, observou-se grande amplitude, variando de 17,7 (35%) a 79,31 (55%). Valores baixos de C/N (< 25) indicam bom potencial de mineralização do nitrogênio e fornecimento de N para as plantas (PAUL, 2014; SILVA & MENDONÇA, 2007). Nesse contexto, os fertilizantes 10% (C/N = 20,88), 15% (C/N = 21,58), 25% (C/N = 20,65) e 35% (C/N = 17,65) destacam-se por serem potencialmente eficientes na liberação de nitrogênio. Por outro lado, fertilizantes com C/N superiores a 30, como os de 50% (C/N = 49,99), 55% (C/N = 79,31) e 65% (C/N = 56,87), apresentam risco de imobilização do N no solo, especialmente em sistemas agrícolas de alta demanda nutricional (STEVENSON, 1994).

O fertilizante 15% se destaca por sua composição equilibrada (C = 32,80%, H = 3,06%, N = 1,52%), apresentando uma razão C/N de 21,58 e H/C de 0,093. Esse perfil sugere um material orgânico moderadamente estabilizado, com potencial para rápida mineralização e contribuição relevante à nutrição vegetal (PALM et al., 2001; RECOUS et al., 1995; JANSSEN, 1996). Essa formulação é ideal para cultivos com elevada exigência nutricional e ciclos curtos, como hortaliças.

Já os fertilizantes de 40% e 45% apresentam características intermediárias. O de 40% contém 27,02% de C, 2,16% de H e 0,88% de N, com H/C = 0,080 e C/N = 30,71. Essa composição revela boa estabilidade estrutural, com alta aromaticidade, mas limitação como fonte de N. O fertilizante de 45% apresenta 22,75% de C, 2,13% de H e 0,78% de N, com H/C = 0,094 e C/N = 29,17, sendo levemente mais alifático e com maior potencial de mineralização moderada, o que pode favorecer cultivos com necessidade de liberação progressiva de nutrientes (GLASER et al., 2002; STEINER et al., 2008).

Em síntese, os fertilizantes com menor teor de P_2O_5 ($< 25\%$) demonstraram maior biodisponibilidade de nutrientes e melhor desempenho como fonte de N, enquanto aqueles com

teores mais elevados de P_2O_5 (> 45%) funcionam melhor como condicionadores orgânicos estruturais, com benefícios voltados à estabilidade do carbono no solo. Fertilizantes como os de 15%, 40% e 45% destacam-se por oferecerem um equilíbrio funcional entre recalcitrância, estabilidade estrutural e liberação nutricional, sendo indicados para sistemas agrícolas que buscam desempenho agrônômico e sustentabilidade em médio prazo (LEHMANN et al., 2007; WANG et al., 2022; SPARKS, 2003).

Tabela 1. Classificação estrutural e implicações agronômicas de fertilizantes com base nas razões H/C e C/N.

Fertilizante	C	H	N	H/C	C/N	Classificação Estrutural	Interpretação Química	Referências Bibliográficas
-----%-----				--mol/mol--				
10	35,49	2,85	1,70	0,08	20,9	Aromático	Boa estabilidade; razoável teor de N; adequado para solos tropicais.	Lehmann & Joseph (2015); Keiluweit et al. (2010)
15	32,80	3,06	1,52	0,09	21,6	Aromático com tendência alifática	Leve alifaticidade; boa relação C/N; útil como fertilizante com liberação moderada de nutrientes.	Keiluweit et al. (2010); Steiner et al. (2008)
20	36,39	2,71	1,19	0,07	30,6	Aromático	Alta estabilidade; risco de imobilização de N devido ao alto C/N.	Lehmann & Joseph (2015); Stevenson (1994)
25	28,91	2,61	1,40	0,09	20,7	Aromático	Estável, adequado como fonte de carbono estrutural com nitrogênio moderado.	Keiluweit et al. (2010); Sparks (2003)
30	32,96	2,72	1,19	0,08	27,7	Aromático	Alta recalcitrância; requer suplementação com fontes nitrogenadas.	Lehmann & Joseph (2015); Silva & Mendonça (2007)
35	24,00	2,40	1,36	0,1	17,7	Ligeiramente alifático	Baixa estabilidade; boa liberação de N; ideal para cultivos de ciclo curto.	Keiluweit et al. (2010); Glaser et al. (2002)
40	27,02	2,16	0,88	0,08	30,7	Aromático	Boa estabilidade, mas risco de imobilização de N; recomendada associação com fertilizantes minerais.	Lehmann & Joseph (2015); Sparks (2003); Stevenson (1994)
45	22,75	2,13	0,78	0,09	29,2	Aromático com leve alifaticidade	Estável, mineralização moderada; ideal como aditivo para liberação lenta de nutrientes.	Keiluweit et al. (2010); Steiner et al. (2008)
50	33,99	2,56	0,68	0,07	50	Aromático recalcitrante	Muito pobre em N; excelente como condicionador de solo, não como fertilizante principal.	Lehmann & Joseph (2015); Glaser et al. (2002)
55	30,93	1,90	0,39	0,06	79,3	Altamente aromático	Muito estável; pouquíssima biodisponibilidade de N; útil como estrutura de longo prazo no solo.	Lehmann & Joseph (2015); Singh et al. (2010)
65	21,04	1,70	0,37	0,06	56,9	Altamente aromático	Recalcitrância extrema; carbono quase inerte; usado apenas para correção física do solo.	Lehmann & Joseph (2015); Keiluweit et al. (2010)

3.5.5 Determinação de pH e C. E. das formulações dos fertilizantes organominerais fosfatados

Na Figura 10 é possível observar a relação diretamente proporcional entre o pH e a C.E, à medida que há um aumento do pH nas soluções com o passar das horas, há um aumento da C.E. Esse comportamento foi observado em todas as formulações produzidas. Portanto, quanto mais ácido ou básico for o pH, conseqüentemente mais íons existem e com isso, maior será a C.E. O fósforo dos fertilizantes reage em um pequeno intervalo de tempo com o solo, e por isso, é convertido em formas que as plantas não absorvem devido ao processo de fixação de fósforo. A disponibilidade de P a partir da aplicação de fertilizantes fosfatados solúveis depende da reação que controla o fornecimento do nutriente à solução do solo (adsorção química ou precipitação), do pH ao redor do grânulo do fertilizante e do tipo de precipitado de P que predomina (ERNANI et al., 2001).

Os resíduos orgânicos promovem o incremento do pH mantendo teores adequados de P e K no solo, reduzindo a perda de nitrogênio por lixiviação por apresentar uma solubilidade mais lenta. Quando estes são associados com os fertilizantes químicos que contém na sua composição fósforo e potássio, ocorre incremento nos teores destes elementos no solo (RUPPENTHAL & CONTE, 2005). Contudo, os nutrientes dos resíduos orgânicos para serem disponibilizados para as plantas precisam ser mineralizados, processo que depende do clima, das características do solo e da composição química do material orgânico. Aliado a essa questão e diante da aplicação de grandes quantidades de resíduos orgânicos para atender as exigências nutricionais das plantas, que resultam em elevados custos econômicos, a utilização de fertilizantes organominerais são capazes de fornecer os nutrientes em sincronismo com a época de maior demanda das culturas (TEIXEIRA, 2013).

A análise da correlação entre pH e condutividade elétrica (CE) dos fertilizantes organominerais fosfatados demonstra variações importantes que refletem a composição e as interações entre os componentes orgânicos e inorgânicos de cada formulação. Observa-se, de forma geral, uma tendência de aumento da CE com o aumento do pH em várias formulações, embora algumas apresentem desvios dessa tendência, sugerindo efeitos específicos da composição e da estrutura química dos insumos utilizados. A condutividade elétrica é uma propriedade relacionada à concentração de íons solúveis na solução do solo, diretamente influenciada pelos constituintes minerais (como o superfosfato triplo) e pela natureza química dos compostos orgânicos adicionados (biochar, vermicomposto e ácidos fúlvicos). Como observado por CH'NG et al. (2016), materiais como o biochar podem apresentar baixa CE inicial, mas contribuem para maior estabilidade do pH e liberação gradual de nutrientes, especialmente quando associados a compostos húmicos.

Nas formulações em que o pH se mantém entre 5,5 e 6,5 — faixa considerada ideal para disponibilidade de fósforo (HINSINGER, 2001) — observa-se CE intermediária a elevada. Isso pode indicar boa solubilidade dos fosfatos em meio levemente ácido e a atuação tamponante da matéria orgânica, principalmente dos ácidos fúlvicos, conhecidos por sua capacidade de complexar cátions e tamponar variações de pH (STEVENSON & COLE, 1999). Em formulações com pH mais elevado (acima de 6,5), a CE geralmente atinge seus maiores valores, o que pode estar associado à maior dissociação de sais orgânicos e à presença de cargas negativas não neutralizadas na matriz húmica. Entretanto, esse aumento também pode representar risco de salinização em solos com baixa capacidade de troca catiônica ou em ambientes com baixa lixiviação (YU et al., 2019). Portanto, a formulação de fertilizantes organominerais deve buscar equilíbrio entre pH, CE e estabilidade orgânica. Formulações com valores baixos de CE e pH mais ácido provavelmente apresentam maior teor de matéria orgânica reativa, oriunda do vermicomposto ou do ácido fúlvico, que ainda não interagiram completamente com os minerais fosfatados. Esse comportamento é compatível com o estágio

inicial de complexação e mineralização observado em compostos húmicos adicionados a fertilizantes (CANELLAS et al., 2015).

Por fim, a dispersão dos pontos entre os gráficos indica que a correlação pH–CE não é apenas linear ou direta, sendo influenciada por variáveis como proporção de fósforo, teor de biochar, carga coloidal da fração húmica e pela natureza química do vermicomposto, cuja composição depende do substrato original e do processo de vermicompostagem (AIRA & DOMÍNGUEZ, 2009). Isso reforça a importância de avaliar cada formulação individualmente, especialmente em produtos que visam atender diferentes tipos de solo ou culturas.

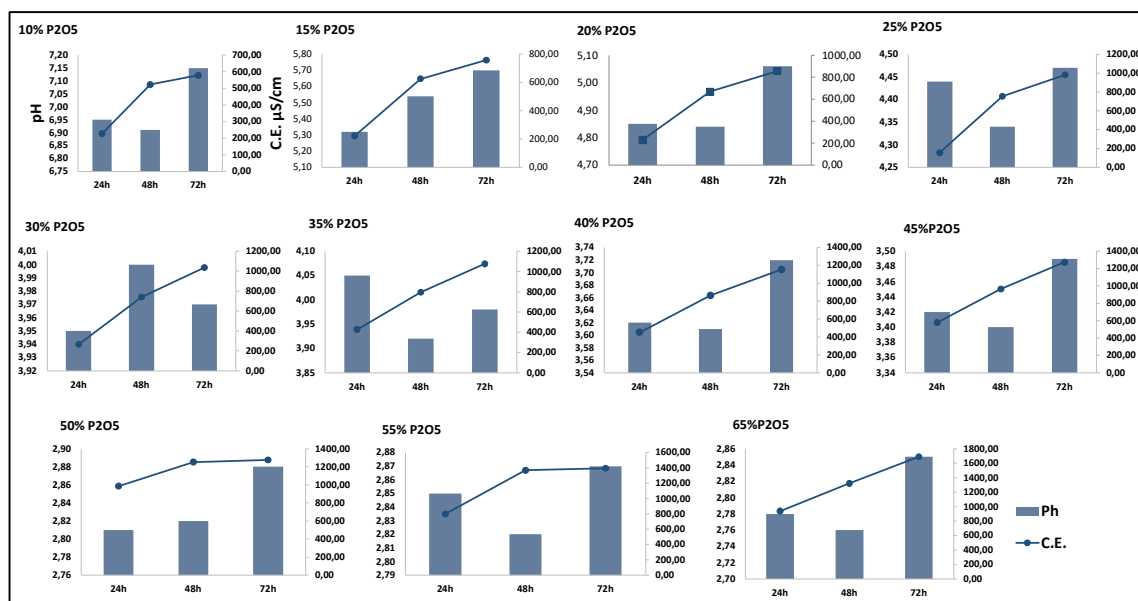


Figura 10. Correlação entre pH e condutividade elétrica de cada fertilizante organomineral fosfatado produzido à base composicional de biochar, vermicomposto, ácido fúlvico e superfosfato triplo comercial.

3.5.6 Dureza das formulações dos fertilizantes organominerais fosfatados

A Figura 11 mostra o grau de dureza de cada fertilizante elaborado. A relação entre o teor de P_2O_5 e a dureza dos fertilizantes organominerais apresentou um comportamento não linear, indicando que a resistência mecânica dos grânulos é fortemente influenciada pela composição da matriz organomineral. Observa-se que formulações com 30% e 35% de P_2O_5 apresentaram os maiores valores de dureza (10,1 e 11,0 KgF, respectivamente), sugerindo que, nessa faixa de concentração, há um equilíbrio ideal entre os constituintes orgânicos (biochar, vermicomposto e ácido fúlvico) e o insumo mineral (superfosfato triplo). Essa combinação pode favorecer interações físico-químicas que promovem maior coesão entre as partículas, resultando em grânulos mais duros e resistentes ao manuseio.

Em contrapartida, a formulação com 20% de P_2O_5 apresentou o menor valor de dureza (1,01 KgF), revelando fragilidade estrutural possivelmente associada à baixa proporção de componentes minerais, o que limita a consolidação da matriz. Da mesma forma, teores elevados de fósforo, como 50%, 55% e 65% de P_2O_5 , também resultaram em grânulos com baixa resistência mecânica (2,01; 2,13; e 3,01 KgF, respectivamente). Esse efeito pode estar relacionado à menor presença de ligantes naturais (ácido fúlvico e matéria orgânica do vermicomposto), ao excesso de sais solúveis, e até à acidificação excessiva da massa reacional durante a granulação, o que compromete a estrutura física do produto final.

Do ponto de vista prático, fertilizantes com teores entre 30% e 40% de P_2O_5 demonstraram melhor comportamento físico e podem ser considerados ideais para aplicação

em larga escala, sobretudo em solos tropicais onde o transporte, armazenamento e aplicação mecanizada exigem formulações com maior resistência à fragmentação. Esses dados reforçam a importância de se considerar não apenas a concentração de nutrientes, mas também a engenharia da formulação, de modo a garantir a estabilidade física e a eficiência agrônômica do fertilizante (BRASIL, 2022; NOVAIS et al., 2007; FALCÃO et al., 2022).

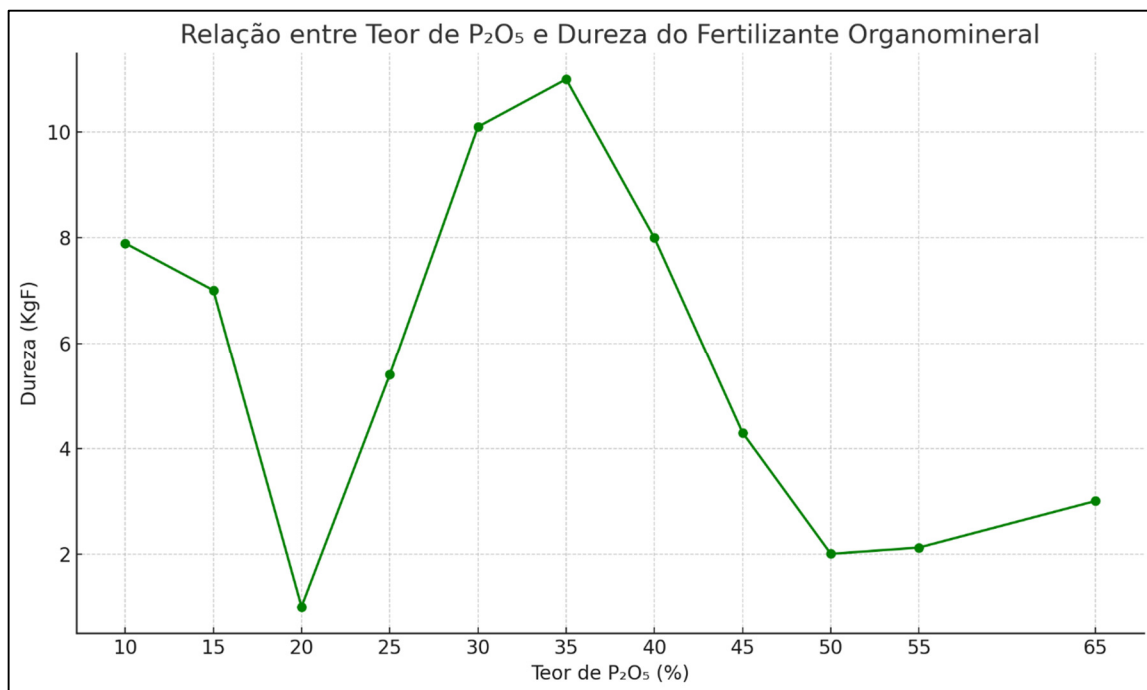


Figura 11. Grau de dureza de cada fertilizante organomineral fosfatado produzido à base composicional de biochar, vermicomposto, ácido fúlvico e superfosfato triplo comercial.

3.6 CONCLUSÕES

As formulações de fertilizantes organominerais com teores mais baixos de P_2O_5 (10%–25%) apresentaram altos teores de nitrogênio, baixa relação C/N e predominância de compostos orgânicos lábeis, favorecendo a mineralização rápida de nutrientes e o estímulo à atividade microbiana. São indicadas como condicionadores biológicos e fontes complementares de N, especialmente úteis em solos arenosos e culturas de ciclo curto.

Já as formulações com 30% a 40% de P_2O_5 mostraram equilíbrio entre dureza, estabilidade física e liberação controlada de fósforo, sendo adequadas para cultivos de média duração em solos tropicais pobres em P. A de 35% destaca-se pela versatilidade e boa mecânica; a de 40%, pela formação de fosfatos de cálcio que liberam P gradualmente e reduzem perdas por fixação.

Formulações com 45% de P_2O_5 combinam alto teor de fósforo e presença de molibdênio, apresentando estabilidade a longo prazo no solo, mas com baixa dureza e porosidade, limitando sua interação com a microbiota. São recomendadas para cultivos de ciclo longo em solos com alta capacidade de fixação de P.

Aquelas com 50% a 65% de P_2O_5 apresentaram altas razões C/N, baixo teor de nitrogênio e menor uniformidade física, com risco de imobilização de N e eficiência agronômica reduzida. A de 65% é mais apropriada como aditivo fosfatado complementar, e não como fonte principal de nutrientes.

Conclui-se que não há uma formulação ideal única: os teores entre 35% e 45% de P_2O_5 mostraram melhor desempenho técnico e são mais adequados como fontes principais de fósforo em sistemas tropicais. Já formulações de 10% a 25% são úteis como condicionadores biológicos, enquanto as com maior ou igual a 50% de P_2O_5 exigem uso cauteloso e suplementação com fontes de nitrogênio rapidamente disponíveis.

4. CAPÍTULO II

UTILIZAÇÃO DE COLUNAS DE SOLO NA AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DOS NUTRIENTES DE FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS FOSFATADOS

4.1 RESUMO

O fósforo apresenta baixa mobilidade no solo, e as perdas por movimentação vertical (lixiviação) em condições agrícolas são geralmente insignificantes. No entanto, em solos tropicais, ricos em óxidos de ferro e alumínio e com predominância de cargas positivas, sua dinâmica é influenciada por forte fixação nos colóides do solo, o que reduz tanto sua disponibilidade para as plantas quanto sua mobilidade no perfil do solo. O objetivo desse trabalho foi avaliar a dinâmica de fixação e lixiviação do fósforo presente nas formulações previamente selecionadas dos fertilizantes organominerais em colunas de solo arenoso classificado como Planossolo. Foi realizado na área experimental do Departamento de Solos – Instituto de Agronomia da UFRRJ, Seropédica – RJ. O experimento foi construído em esquema de blocos inteiramente casualizados com 11 tratamentos: 0% - T1 (controle absoluto), 10% - T2, 15% - T3, 20% - T4, 25% - T5, 30% - T6, 35% - T7, 40% - T8, 45% - T9, 50% - T10 e fertilizante comercial – T11, três repetições e dez lixiviações. As unidades experimentais foram constituídas de tubos de PVC com 10 cm de diâmetro. Na parte inferior do tubo, foram acrescentados cascalho e uma tela de nylon para sustentar a coluna de solo e permitir a passagem da água a ser percolada. O solo preencheu 45 cm do tubo, mantendo-se 5 cm livres para os acréscimos das lâminas de água aplicadas semanalmente. Os fertilizantes foram adicionados e posicionados a 5 cm de profundidade na coluna. A umidade do solo no interior da coluna foi ajustada à sua capacidade de campo. As lixiviações foram correspondentes à aplicação de um volume conhecido ($V = 350$ mL) de água destilada. Os extratos percolados foram avaliados quanto ao pH, condutividade elétrica (C.E.), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Os resultados mostram que os fertilizantes propiciaram o aumento de pH apresentando valores, aproximadamente, entre 6,0 e 7,0, provavelmente devido às características peculiares do biochar presente em cada formulação. Os fertilizantes organominerais e o superfosfato triplo comercial apresentaram uma dinâmica de lixiviação similar, sem diferenças estatisticamente significativas, com “ciclos” de aumento e posterior redução de N e K total lixiviado ao longo do tempo do ensaio experimental. Além disso, observou-se que as maiores quantidades do P solubilizado foram observadas nos extratos correspondentes ao tratamento com maior quantidade de P_2O_5 , o que pode ser um indicativo da possibilidade de contaminação dos lençóis freáticos em condições de campo.

Palavras-chave: Dinâmica do fósforo. Colunas de solo. Extrato percolado.

4.2 ABSTRACT

Phosphorus exhibits low mobility in the soil, and vertical movement losses (leaching) under agricultural conditions are generally negligible. However, in tropical soils—rich in iron and aluminum oxides and dominated by positive charges—its dynamics are strongly influenced by fixation to soil colloids, which reduces both its availability to plants and its mobility through the soil profile. The objective of this study was to evaluate the dynamics of phosphorus fixation and leaching from previously selected formulations of organomineral fertilizers in sandy soil columns classified as Planosol. The study was conducted in the experimental area of the Soil Department – Agronomy Institute of UFRRJ, Seropédica – RJ, Brazil. The experiment followed a completely randomized block design with 11 treatments: 0% – T1 (absolute control), 10% – T2, 15% – T3, 20% – T4, 25% – T5, 30% – T6, 35% – T7, 40% – T8, 45% – T9, 50% – T10, and a commercial fertilizer – T11, with three replications and ten leaching events. The experimental units consisted of PVC tubes with a 10 cm diameter. At the bottom of each tube, gravel and a nylon mesh were added to support the soil column and allow water to percolate. The tubes were filled with 45 cm of soil, leaving 5 cm free at the top for weekly water applications. Fertilizers were applied at a depth of 5 cm. Soil moisture was adjusted to field capacity. Each leaching event consisted of applying a known volume ($V = 350$ mL) of distilled water. The percolated extracts were analyzed for pH, electrical conductivity (EC), nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K). Results showed that the fertilizers increased pH to values approximately between 6.0 and 7.0, likely due to the specific properties of the biochar present in each formulation. The organomineral fertilizers and the commercial triple superphosphate showed similar leaching dynamics, with no statistically significant differences, displaying “cycles” of increase followed by reduction in the total leached N and K over time. Furthermore, the highest amounts of solubilized phosphorus were observed in the extracts from the treatment with the highest P_2O_5 content, which may indicate a potential risk of groundwater contamination under field conditions.

Keywords: Phosphorus dynamics. Soil columns. Percolated extract.

4.3 INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um macronutriente fundamental necessário para o crescimento e desenvolvimento ideal das plantas no setor agrícola (WAHID et al., 2020). Ele foi descoberto em 1669 por Hennig Brandt, um comerciante alemão. É um dos 12 elementos mais abundantes na crosta terrestre. Na litosfera está presente nas rochas sedimentares (85%) e nas rochas ígneas (15%). É um dos elementos essenciais para o completo crescimento e desenvolvimento das plantas. É considerado um macronutriente primário, juntamente com o nitrogênio (N) e o potássio (K). Porém, apresenta baixos teores na massa seca da maioria dos vegetais. A indisponibilidade de fósforo é um problema sério e considerado o principal fator limitante para a diminuição da produtividade das culturas no ecossistema agrícola moderno (METSON et al., 2016).

Sua importância está atrelada à formação de frutos, alongamento celular e desenvolvimento radicular das plantas. Além de estar presente em diversos processos metabólicos, como na formação de adenosina trifosfato (ATP), de ácidos nucleicos, proteínas e fosfolipídios. Desempenha um papel fundamental na fotossíntese, na respiração, no metabolismo de açúcares dentre outros.

A literatura científica sobre a lixiviação de P é escassa, uma vez que a maioria dos artigos e livros tratam do P como um nutriente imóvel no solo, porém estudos realizados em solos arenosos por Oliveira (2011), Gebrim (2010), Galvão et al. (2008), Azevedo et al. (2018) observaram a presença de P em camadas mais profundas do solo (40–60 cm) indicando que este nutriente é translocado das camadas superficiais para as camadas mais profundas.

De acordo com a textura que alguns solos apresentam há maior probabilidade em sofrerem com a perda de nutrientes por lixiviação, como é o caso de solos de textura arenosa que são frequentemente ácidos, uma vez que esses solos possuem baixos teores de argila e maior quantidade de macroporos, o que aumenta a capacidade de infiltração de água desses solos (SCOPEL et al., 2013).

O fósforo (P) tem afinidade por oxihidróxidos de Fe e Al, que contribui para sua imobilização em diversas classes de solo, especialmente nos de textura argilosa. No entanto, em solos arenosos, onde a quantidade de oxihidróxidos de Fe e de Al é limitada, a retenção do P é reduzida, favorecendo sua lixiviação. Esse processo leva ao empobrecimento da camada superficial do solo, e ao acúmulo de P em camadas mais profundas do solo, a eutrofização (TOOR et al., 2015; MUHMOOD et al., 2019). Em ambientes alcalinos, o fósforo tende a se precipitar na forma de compostos pouco solúveis, como variscita, strengita e apatita de magnésio (Mg) e cálcio (Ca), reduzindo ainda mais sua disponibilidade para as plantas (HUMMEL et al., 2021).

Como resultado dessas reações, o P é o nutriente mais limitante na produção agrícola. A disponibilidade de fósforo é maximizada em pH 6,5 para solos minerais e pH 5,5 para solos orgânicos (PENN; CAMBERATO, 2019). Tornou-se um hábito tendencioso pelos agricultores para reduzir a fixação de P, a aplicação de grandes quantidades de fertilizante fosfatados e calcário para saturar os íons Al e Fe e aumentar o pH do solo (CH'NG et al., 2020). No entanto, essa prática é antieconômica e prejudicial ao meio ambiente porque o uso excessivo de fertilizantes de P causa poluição dos lençóis freáticos.

Além disso, a calagem excessiva leva à precipitação de íons de P com Ca como fosfato de cálcio, que não está disponível para absorção pela planta. Atualmente, o foco de pesquisadores e agricultores está mudando para o uso de aditivos orgânicos, como adubos, compostos, biochar e resíduos agroindustriais (UZOMA et al., 2011; CHAPARRO et al., 2012).

Embora existam algumas evidências sobre a mitigação da sorção e fixação de P usando matéria orgânica (MARU et al., 2020; ASAP et al., 2018; CH'NG et al., 2014; OHNO; AMIRBAHMAN, 2010; OHNO et al., 2007), há uma escassez de informações sobre o potencial

do uso de carvão vegetal para melhorar a disponibilidade de P. O carvão vegetal tem o potencial de aumentar o P disponível para as plantas porque tem a capacidade de adsorver cátions como Al^{3+} , Fe^{3+} e Ca^{2+} que formam complexos com P na solução do solo (XU et al., 2014).

A estrutura altamente porosa do carvão vegetal é resiliente à degradação biótica, e isso permite que ele sirva como um meio de armazenamento de carbono em ecossistemas por um longo tempo (LEHMANN, 2007; DELUCA; APLET, 2008). Além disso, a abundância de poros no carvão vegetal permite a retenção de ar, criando assim uma condição aeróbica em solos (OGAWA, 2007). Demeyer et al. (2001) relataram que a maioria das cinzas de madeira tem pH variando de 8,9 a 13,5.

Bramryd e Frashman (1995) descobriram que quando as cinzas de madeira eram adicionadas a um solo, havia uma diminuição na acidez e nos íons Al. Além disso, a saturação de base e as atividades microbianas aumentam com a diminuição da acidez do solo (NWEKE et al., 2017). O uso de cinzas de madeira pode aumentar a capacidade de retenção de água, o teor de umidade e a disponibilidade de nutrientes porque sua propriedade hidrofílica permite que ela retenha água (SCHEEPERS; DU TOIT, 2016).

Nesse contexto, considerando a busca por tecnologias poupadoras de insumos agrícolas que impulsionem o uso de fontes de liberação gradativa de nutrientes para a solução do solo e partindo da premissa na qual tem-se múltiplos benefícios nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, acredita-se que o uso de biocarvão, vermicomposto e ácido fúlvico possam resolver o problema da fixação de P em solos ácidos. Portanto, o objetivo deste estudo foi: avaliar a dinâmica de fixação e lixiviação do P, bem como, quantificar as perdas de N e K. Além disso, avaliar a dinâmica das substâncias húmicas ao longo do perfil do solo em colunas de lixiviação.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Ensaio em colunas de lixiviação

Para determinar a dinâmica de fixação e liberação de fósforo e outros elementos, foi conduzido um ensaio experimental com colunas de lixiviação, através de adaptações na metodologia de Bamberg e colaboradores (2012). Foi realizado na área experimental do Departamento de Solos – Instituto de Agronomia da UFRRJ, Seropédica – RJ. O delineamento experimental utilizado foi de blocos casualizados com 11 tratamentos: 0% - T1 (controle absoluto), 10% - T2, 15% - T3, 20% T4, 25% - T5, 30% - T6, 35% - T7, 40% - T8, 45% -T9, 50% - T10 e fertilizante comercial – T11 (essas doses foram selecionadas de acordo com os parâmetros de qualidade de cada formulação produzida e avaliada previamente nas etapas anteriores deste estudo) (Figura 12), três repetições e dez lixiviações (1 lixiviação por semana).

O solo utilizado foi um Planossolo peneirado em malha de 2 mm, sem calagem a fim avaliarmos o real potencial de cada fertilizante em proporcionar melhorias químicas em solo empobrecido e acondicionado nas colunas até uma altura de 45 cm. As características químicas do solo estão presentes na Tabela 2. As unidades experimentais foram constituídas de colunas de PVC de 10 cm de diâmetro, conforme exemplificado na Figura 13.

Os fertilizantes foram adicionados e posicionados a 5 cm de profundidade na coluna. A umidade do solo no interior da coluna foi ajustada à sua capacidade de campo. As lixiviações foram correspondentes à aplicação de um volume de água destilada (V) equivalente ao saldo entre as médias anuais da precipitação (P) e evapotranspiração potencial (Etp) de Seropédica, ou seja, $P = 1354 \text{ mm}$ e $Etp = 912 \text{ mm}$ (DE CARVALHO et al, 2015), fornecendo então $V = 442 \text{ mm/ano}$. Considerando 365 dias, tem-se que $V = 1,2 \text{ mm/dia}$. Uma frequência de lixiviações que permite a avaliação laboratorial dos nutrientes do extrato percolado está na ordem de 7 a 14 dias, portanto, é recomendada a utilização deste intervalo.

Considerando-se a frequência das lixiviações como uma vez por semana, a aplicação da lâmina de lixiviação foi de 8,5 mm por semana ($1,2 \text{ mm/dia} \times 7 \text{ dias}$). Esse fator foi multiplicado por um fator de 22 aceleração do processo igual a 5 (pode variar entre 5 a 10, segundo a metodologia) e uma lixiviação por semana ao longo de 10 semanas, a fim de totalizar 10 lixiviações, equivalente ao que poderia ser disponibilizado em 50 semanas em uma condição de campo. A água foi aplicada e distribuída com auxílio de um pote com furos, possibilitando uma vazão aproximada de $0,8 \text{ mm min}^{-1}$, sem criar condições de redução. As soluções percoladas foram coletadas em frascos plásticos. A preservação dos extratos percolados e análises dos elementos presentes seguiu a metodologia proposta no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1992).

Assim sendo, pH e C.E. foram avaliados no momento da coleta do extrato e N, K determinados posteriormente por destilação em seguida titulação e fotometria de chama, respectivamente. O fósforo foi quantificado por colorimetria segundo Murphy e Riley (1962).

De acordo com Bamberg et al. (2012) para representar a quantidade parcial ou cumulativa dos elementos disponíveis na solução percolada, pode-se adotar as equações 1, 2 e 3 usada para estimar a quantidade de N, P, K liberados na forma de K_2O , N total e P_2O_5 para a solução do solo (Equação 1, Equação 2 e Equação 3):

$$N_t = N_r - N_c \quad (1)$$

$$P_{2O_5t} = P_{2O_5r} - P_{2O_5c} \quad (2)$$

$$K_t = K_r - K_c \quad (3)$$

Onde: “t” é a quantidade total lixiviada de cada nutriente, “r” é a quantidade lixiviada pelo tratamento com fertilizante e “c” é quantidade lixiviada no tratamento controle. Os dados

foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas entre si pelo teste de médias de Scot-Knott a 5% de probabilidade.

Tabela 2. Composição química do Planossolo utilizado no experimento de lixiviação.

Atributos Químicos	Método	Valores
pH	H ₂ O (1:2,5)	5,70
C	Yemonas e Bremer, 1988	2,2 g.gkg ⁻¹
N	Tedesco et al. (1995)	2,44 g.gkg ⁻¹
P	Mehlich ⁻¹	0,008 g.gkg ⁻¹
K+	Mehlich ⁻¹	0,075 g.gkg ⁻¹
Na+	Mehlich ⁻¹	0,004 g.gkg ⁻¹
Al+3	KCL mol.L ⁻¹	0,0 g.gkg ⁻¹
Ca+2	KCL mol.L ⁻¹	0,480 g.gkg ⁻¹
Mg+2	KCL mol.L ⁻¹	0,230 g.gkg ⁻¹
H + Al	Acet. Ca	0,281 g.gkg ⁻¹
Saturação por bases		62 %
CTC	CTC a pH 7,0	7,32 cmolc.dm ⁻³

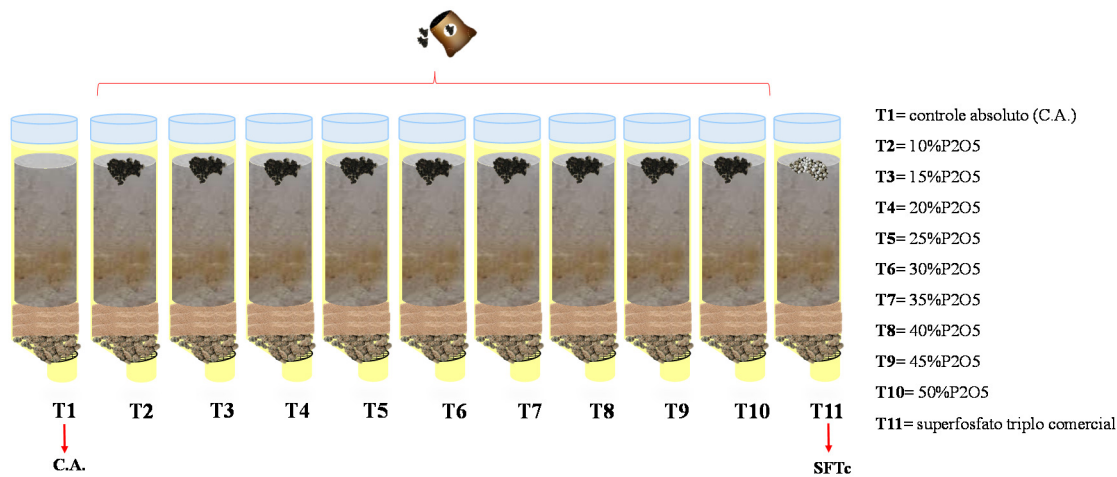


Figura 12. Distribuição dos tratamentos em cada coluna de lixiviação.

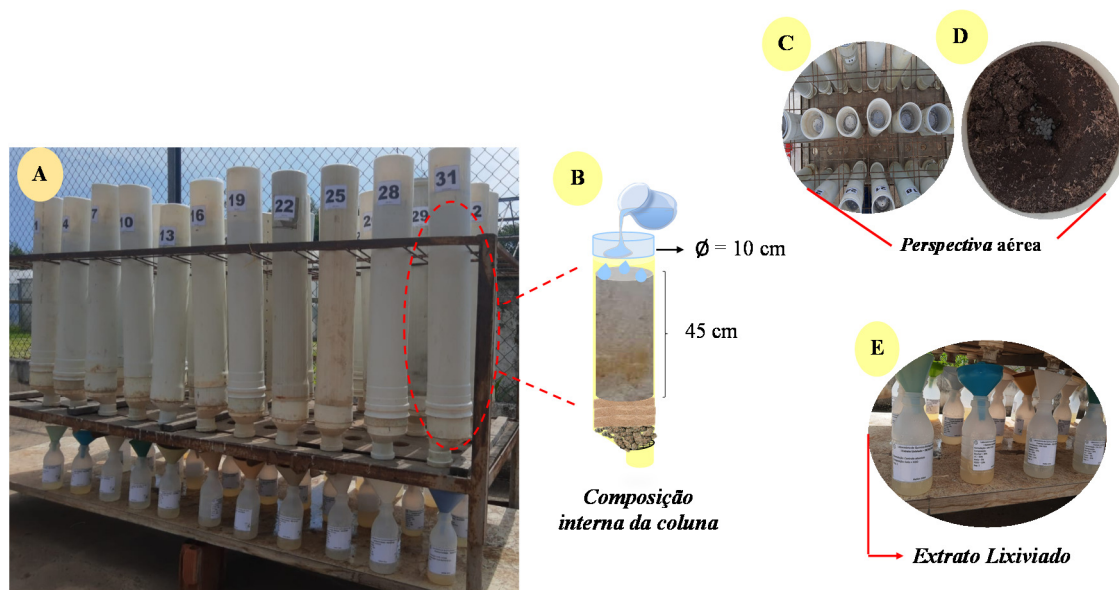


Figura 13. Ensaio experimental de lixiviação. A – vasos tubos de PVC constituindo as colunas de lixiviação; B – composição interna de cada coluna; C – ângulo superior da coluna (perspectiva aérea); D – aplicação em cova do fertilizante; E – coleta do extrato lixiviado.

4.4.2 Determinação de pH e condutividade elétrica

A condutividade elétrica foi mensurada através do condutivímetro em contato direto com o extrato lixiviado.

O pH foi mensurado através do pHmetro em contato direto com o extrato lixiviado.

4.4.3 Avaliação da dinâmica das substâncias húmicas ao longo do perfil do solo em colunas de lixiviação

Após as 10 semanas de lixiviação, as colunas foram segmentadas em três partes iguais (Figura 14) para rastrear a possível mobilidade das substâncias húmicas presentes em cada fertilizante aplicado no solo e para realizar essa avaliação utilizou-se a metodologia de Benittes et al., (2003) para a extração e fracionamento químico quantitativo de SH do solo, caracterizado por ser um procedimento simplificado de baixo custo.

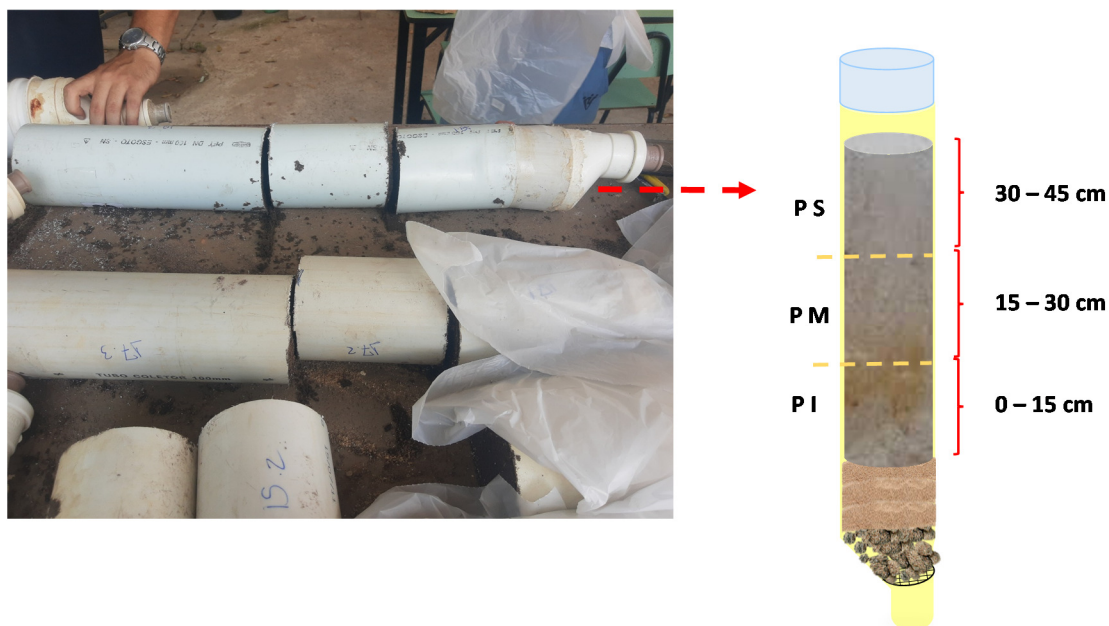


Figura 14. Preparo e separação das amostras para extração e fracionamento químico de substâncias húmicas a partir da aplicação de fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado mineral comercial em colunas de solo após procedimentos de lixiviação.

Neste método, ao contrário do que se faz no procedimento usado para extração de substâncias húmicas para fins analíticos, não são eliminados os compostos orgânicos de baixo peso molecular (COBPM) e nem a matéria orgânica leve (MOL). Desta forma, estas formas orgânicas estarão contidas em uma das três frações húmicas determinadas e isto pode limitar o método para solos onde não haja quantidade muito grande de uma destas formas (ex. Organossolos são ricos em MOL). A MOL normalmente é considerada como humina, em virtude de sua insolubilidade em solvente alcalino. Os COBPM são co-extraídos com os ácidos fúlvicos e, por isso, a utilização do termo fração ácidos fúlvicos é utilizada para mostrar que o carbono determinado nesta fração não é exclusivamente formado por substâncias húmicas (MALCOLM, 1990). Da mesma forma, como não é feita a purificação dos ácidos húmicos, esta fração é denominada fração ácidos húmicos, por conter compostos não humificados co-extraídos. O método tem sido aplicado a uma série de amostras de diferentes classes de solos (BENITES et al., 2000). A partir dos resultados obtidos (teores de carbono na forma de fração ácidos fúlvicos, fração ácidos húmicos e humina) podem ser derivadas algumas variáveis como teores percentuais em relação ao carbono orgânico total e as relações entre frações: Relação AH/AF - é a relação entre os teores de carbono na forma de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos que indica a mobilidade do carbono no solo.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1 Determinação do pH e condutividade elétrica do extrato lixiviado

Os valores médios de pH e C.E do extrato lixiviado de todos os tratamentos avaliados ao longo das dez semanas variaram entre 5,80 à 6,20 e 2,0 dS.m⁻¹ a aproximadamente 3,0 dS.m⁻¹, respectivamente, indicando tendência a uma alcalinidade mediana (Figura 15) tendo em vista que o pH inicial do solo estava em 5,4. Como a relação entre pH e C.E é diretamente proporcional, ambos os parâmetros não apresentaram diferenças estatísticas significativas.

Observou-se que a coluna submetida ao tratamento T10 expressou o menor valor de pH, possivelmente devido a composição do fertilizante organomineral fosfatado que continha 50% de P₂O₅, quando comparado ao tratamento T2 que continha em sua composição apenas 10% P₂O₅ e maior quantidade de vermicomposto, embora apresente um pouco menos de biochar do que o T10. Um estudo de Ruppenthal & Conte (2005) corrobora com os resultados encontrados nesta avaliação em que afirmam que os resíduos orgânicos promovem o incremento do pH mantendo teores adequados de P e K no solo, reduzindo a perda de N por lixiviação por apresentar uma solubilidade mais lenta e quando estes estão associados com os fertilizantes químicos que contém na sua composição fósforo e potássio, ocorre incremento nos teores destes elementos no solo. Souza et al. (2007) e Fageria (2001) também relatam que ao adicionar resíduos orgânicos, independentemente da fonte, são ricos em bases (Ca, Mg e K) e relacionam o aumento do pH do solo com o incremento de bases no solo.

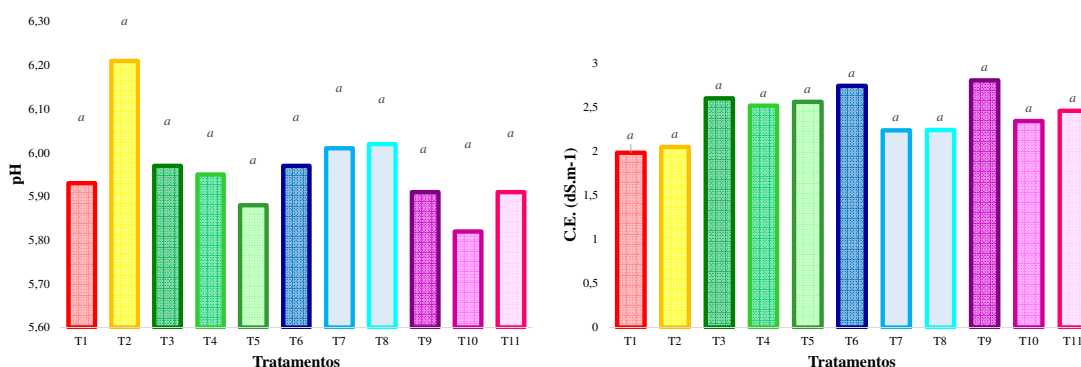


Figura 15. Determinação média do pH e condutividade elétrica das dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados e o fertilizante mineral fosfatado comercial. Os dados foram transformados por raiz quadrada para atender a normalidade estatística.

Quanto a contribuição do biochar, a literatura relata que a aplicação de biochar de casca de café em solos ácidos melhorou o pH de 5,08 para 6,66, resultando em um grande aumento do conteúdo de P disponível de 4,52 para 23,4 mg kg⁻¹ (DUME et al., 2017). Em solos ácidos, pequenos aumentos no pH podem levar a reduções substanciais das interações de P com minerais do solo por causa da formação de complexos de matéria mineral-orgânica, que têm uma menor capacidade de sorção de P em comparação com óxidos ou hidróxidos de Al e Fe (DELUCA et al., 2015; EDUAH et al., 2019). Inclusive, Liu et al. (2017) relataram que a aplicação de 40 t ha⁻¹ de biochar de casca de arroz em solo de argila vermelha e solo alcalino aumentou a disponibilidade de P em 52,63 e 33,37%, respectivamente.

Todos esses eventos podem ser justificados pelo fato da fixação do P ser mais fraca em pH neutro e aumentar com o aumento da acidez. Da mesma forma, cátions metálicos como Fe²⁺, Al³⁺ e Mn²⁺ ficam mais disponíveis à medida que o pH diminui para acidez, enquanto, à

medida que o pH aumenta para condições alcalinas, cátions metálicos como Ca^{2+} e Mg^{2+} se tornam mais disponíveis. Um pH de 6,5 geralmente maximiza a disponibilidade de P porque há precipitação mínima de Al e Ca (WHALEN; SAMPEDRO, 2010).

Acredita-se que a adição de carvão vegetal e cinzas de madeira a solos ácidos aumente o pH do solo. A descarboxilação de ânions de ácidos orgânicos e a amonificação de N orgânico são dois mecanismos que fazem o pH do solo aumentar após aplicação de carvão vegetal. Durante a descarboxilação oxidativa de ânions de ácidos orgânicos, o próton (H^+) é consumido, o grupo carboxilato é removido e o CO_2 é liberado, enquanto o aumento do pH do solo durante a amonificação do N orgânico é atribuído à geração de OH^- (RUKSHANA et al., 2012; CAI et al., 2018).

Além disso, o carvão vegetal e as cinzas de madeira têm alta capacidade de neutralização de ácido e podem, portanto, servir como agentes de calagem. Os agentes de calagem contêm cátions Ca^{2+} ou Mg^{2+} (às vezes ambos) e seu suprimento tem um efeito neutralizante, deslocando o H^+ na solução do solo. Um estudo de Risse e Harris (2011) relatou que o conteúdo médio de CaCO_3 de 37 amostras de cinzas industriais foi de 43%, com resultados variando de 22 a 92%. A reação de Ca^{2+} ou Mg^{2+} com H^+ pode formar $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$, o que aumenta o pH.

A concentração de Al^{3+} na solução diminui exponencialmente conforme o pH do solo aumenta. Portanto, a co-aplicação de carvão e cinzas de madeira em solos ácidos tem o potencial não apenas de aumentar o pH, mas também de reduzir a toxicidade do Al. Esta reação subsequentemente aumenta a disponibilidade de P em solos porque a adsorção de P em óxidos de Al e Fe é reduzida. A solubilidade do fosfato de alumínio ou Fe também aumenta com o aumento do pH do solo, resultando em mais ortofosfatos livres disponíveis para absorção pelas plantas (VON WANDRUSZKA, 2006).

4.5.2 Avaliação de NPK no extrato lixiviado

De modo geral, avaliando-se os teores médios de NPK no extrato lixiviado ao longo das dez semanas (Figura 16) é possível observar que assim como o nitrogênio, o potássio não apresentou diferenças estatisticamente significativas entre si, mas é notório que alguns tratamentos se sobressaíram quantitativamente nas suas perdas. Dentre os quais, o T4 (20% P_2O_5) que continha em sua composição 40% de vermicomposto apresentou maior valor de N lixiviado, ao passo que os tratamentos T2 (10% P_2O_5) e T3 (15% P_2O_5) demonstraram menores perdas desse nutriente quando comparados aos demais e ambos continham 55% de vermicomposto em sua estrutura, ficou nítido que as colunas tratadas com o superfosfato triplo comercial (T11) tiveram perdas similares ao controle absoluto, onde tinha-se apenas o solo sem nenhum fertilizante.

Ao avaliar o comportamento do P a estatística revelou diferenças significativas, destacando que os tratamentos T7 e T8 foram os que mais resultaram em perdas de P por lixiviação quando comparados aos demais, em que continham 35 e 40% de P_2O_5 , respectivamente, na sua composição e lixiviaram cerca de 40 a 45 mg. L^{-1} de P. Entretanto, três tratamentos apresentaram menores perdas de P que foram T3 (15% P_2O_5), T5 (25% P_2O_5) e T9 (45% P_2O_5) e continham 55, 50 e 25% de vermicomposto, respectivamente, em suas composições.

Enquanto isso, a dinâmica do K foi similar ao N cuja estatística não demonstrou diferenças significativas entre os tratamentos, porém é visível graficamente que tanto o T2 como o T10 (50% P_2O_5) apresentaram perdas quantitativamente semelhantes ao controle absoluto; já o T9 se destacou em expressar maior perda quando comparado aos demais tratamentos e composto por 25% de vermicomposto em sua formulação.

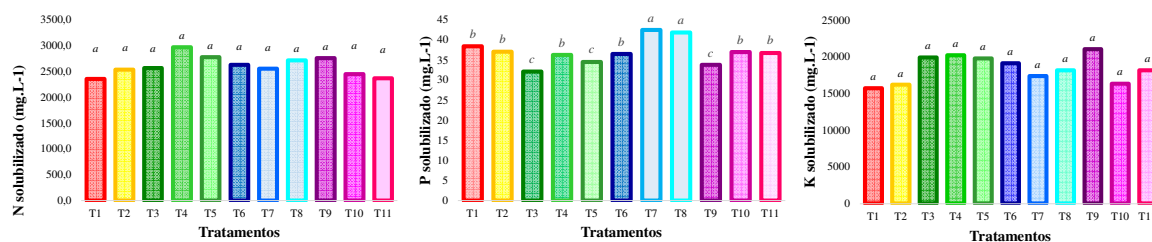


Figura 16. Perda total do nitrogênio (N) fósforo (P) e potássio (K) em dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados. Cada valor representa a média. Os dados de nitrogênio foram transformados por raiz quadrada para atender a normalidade estatística.

O K^+ é um nutriente móvel que devido à energia de retenção dos cátions trocáveis presentes nos colóides do solo é retido mais fracamente, de acordo com a série liotrófica dos cátions trocáveis ($Ca^{+2} > Mg^{+2} > K^+ > NH_4^+$), resultando em uma maior lixiviação de K^+ em solos bem drenados, principalmente em solos com menor CTC, como os solos arenosos. Essa energia de retenção se torna importante para explicar por que houve mais lixiviação de K. Segundo Rodrigues (2012) a granulação do fertilizante é eficiente em reduzir as perdas por lixiviação, o que é perfeitamente possível, uma vez que a granulação reduz a área superficial dos fertilizantes, liberando lentamente os nutrientes em sua composição, melhorando a sua eficiência e durabilidade, inclusive promovendo efeitos residuais.

Assim como foi encontrado nos resultados que constam nas Figuras 17, 18 e 19, em que se observou a dinâmica de lixiviação dos macronutrientes no decorrer das dez semanas e demonstraram uma liberação similar com ciclos de aumento e posterior redução com efeito gradativo e em alguns momentos residual de cada elemento.

Na Figura 17, nos períodos dos 14 aos 56 dias não houve a imobilização (valores negativos) da maioria dos tratamentos, isso é um fator importante, pois a falta de N no solo pode limitar o desenvolvimento de culturas (ECKHARDT, 2015). Eckhardt et al. (2018) observaram um comportamento diferente nesse período, ao utilizar esterco bovino leiteiro. Essa diferença pode ser relacionada à dinâmica de mineralização dos fertilizantes organominerais quando comparados ao esterco bovino puro. Quando a relação C/N dos materiais adicionados ao solo é baixa favorece a mineralização de nitrogênio do solo, mas também disponibiliza mais lentamente o nutriente do que os fertilizantes solúveis, reduzindo as perdas (KIEHL, 2010).

Ainda de acordo com o autor, o N orgânico é primeiramente convertido à forma amoniacal, entretanto, os tratamentos não apresentaram diferença quanto à lixiviação do N total. Esses fertilizantes organominerais fosfatados possuem NPK em sua composição, o que provavelmente pode ter favorecido o processo de mineralização de N, e consequentemente, levou a maiores perdas por lixiviação. Em vista disso, os tratamentos que se destacaram mais em perdas dos nutrientes podem ser justificados por sua composição, onde a lixiviação foi favorecida pelo aporte de K^+ , que como está em concentrações oriunda tanto em quantidade do biochar como do vermicomposto, desloca o N para a solução favorecendo as perdas de N por lixiviação.

Segundo Ranno e colaboradores (2007), após a adição do fósforo ao solo ocorre a transferência do P da solução do solo para a fase sólida, com parte deste elemento ficando adsorvido especificamente a óxidos de ferro e alumínio, e, portanto, ficando indisponível às culturas. Nos fertilizantes organominerais a transferência do P para a solução, por sua vez, se torna em alguns momentos mais lenta devido à granulação (Figura 18), indicando que a fração orgânica contribuiu para o aumento da CTC do solo, desfavorecendo a fixação de P no solo.

De certa forma, a fração orgânica protege a fração mineral e reduz a superfície de contato do P com os sítios ativos para imobilização. Assim, os valores negativos obtidos

indicam que ocorreu um processo de imobilização, ou seja, o tratamento apresentou valores mais baixos do que o controle, onde o P presente no solo foi imobilizado antes que começasse a ser liberado pelos fertilizantes adicionados (KIEHL, 2010). Atrélado a isso, o biochar tem a capacidade de reter nutrientes no solo impedindo perdas por lixiviação, como consequência da sua elevada porosidade e alta área superficial (LEHMANN, 2007), que são dependentes da temperatura de pirólise, pois quanto maior a temperatura, mais evidente são essas características, contribuindo para menor lixiviação de nutrientes (CHENG et al., 2018).

Um estudo realizado por Werle e colaboradores (2008) corrobora os resultados aqui encontrados a partir dessas dinâmicas do K^+ (Figura 19), em que observaram que o fertilizante não granulado disponibilizou os nutrientes de forma mais rápida, favorecendo a liberação de K^+ na solução e, portanto, a lixiviação. A variação no comportamento pode ser explicada pela dinâmica na mobilidade vertical da água e pelo Poder Tampão do Potássio (PTK). O PTK é a capacidade que o solo tem de manter estável a concentração de K^+ na solução, à medida que o K^+ é adicionado ou removido do solo (ERNANI et al., 2007).

Ao adicionar o biochar no solo, ele promove a elevação do pH o que propicia um aumento do PTK disponibilizando K^+ para a solução. Desse modo, a oscilação se dá porque o potássio perdido pela lixiviação é reposto para a solução do solo. O que pode justificar que o PTK pode ser elevado tanto pela adição de K^+ , como pela alteração das formas disponíveis de K. Quando o equilíbrio é mantido pelo K^+ trocável, há uma rápida reposição de K para a solução; por outro lado, quando o equilíbrio ocorre por outras formas de K, ele é variável e mais lento (ERNANNI et al., 2007). Como as formulações dos fertilizantes organominerais apresentam formas de disponibilização lenta dos nutrientes, é possível atribuir esse comportamento flutuante dos nutrientes nas lâminas lixiviadas, ao PTK.

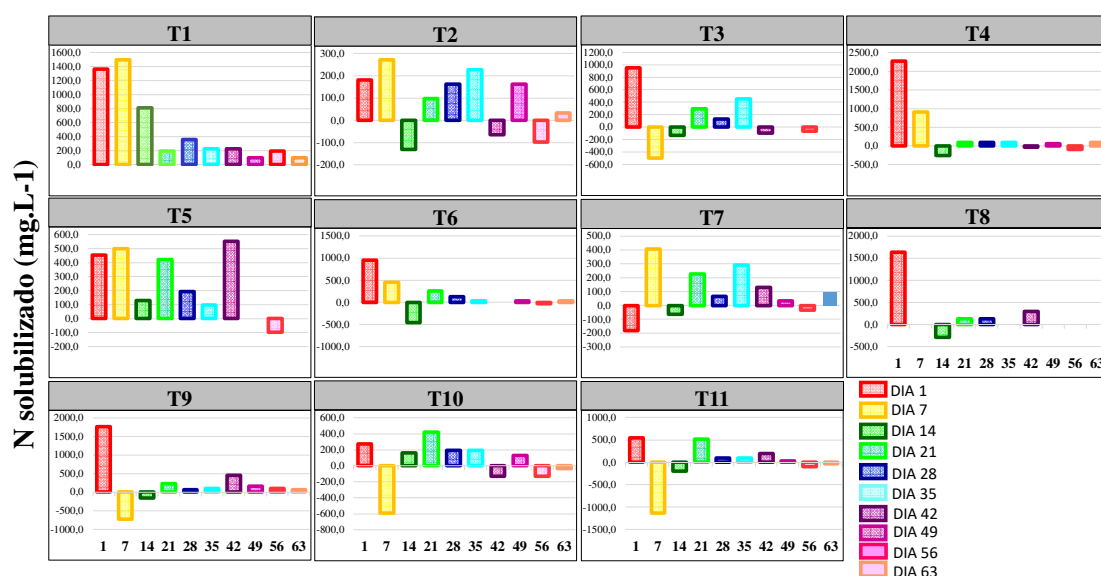


Figura 17. Dinâmica de lixiviação do nitrogênio (N) ao longo de dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados.

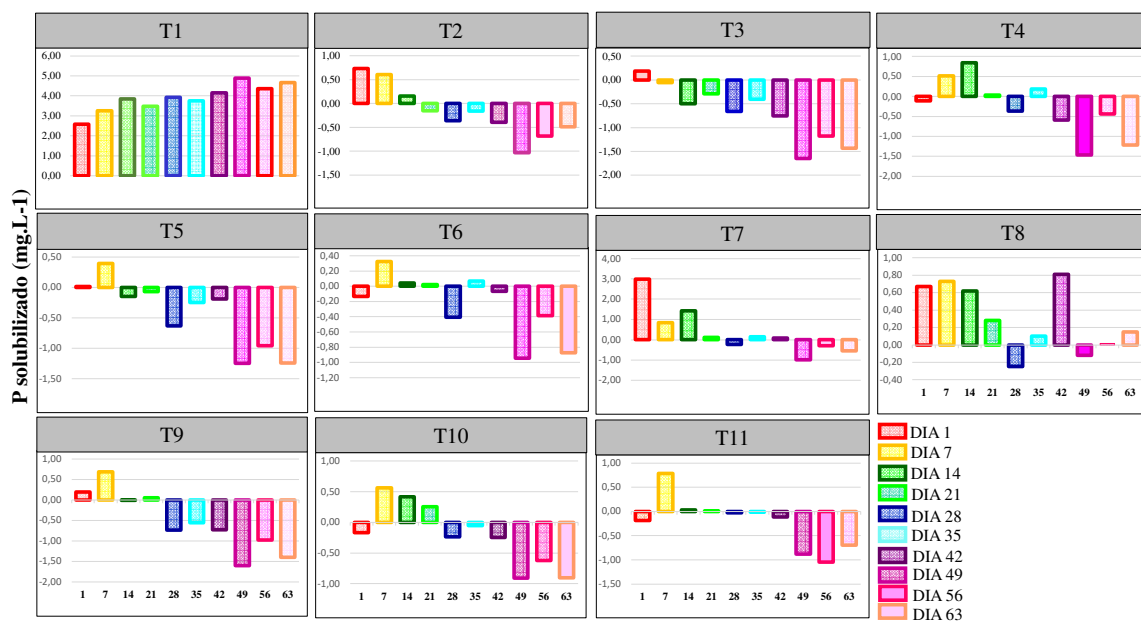


Figura 18. Dinâmica de lixiviação do fósforo (P) ao longo de dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados.

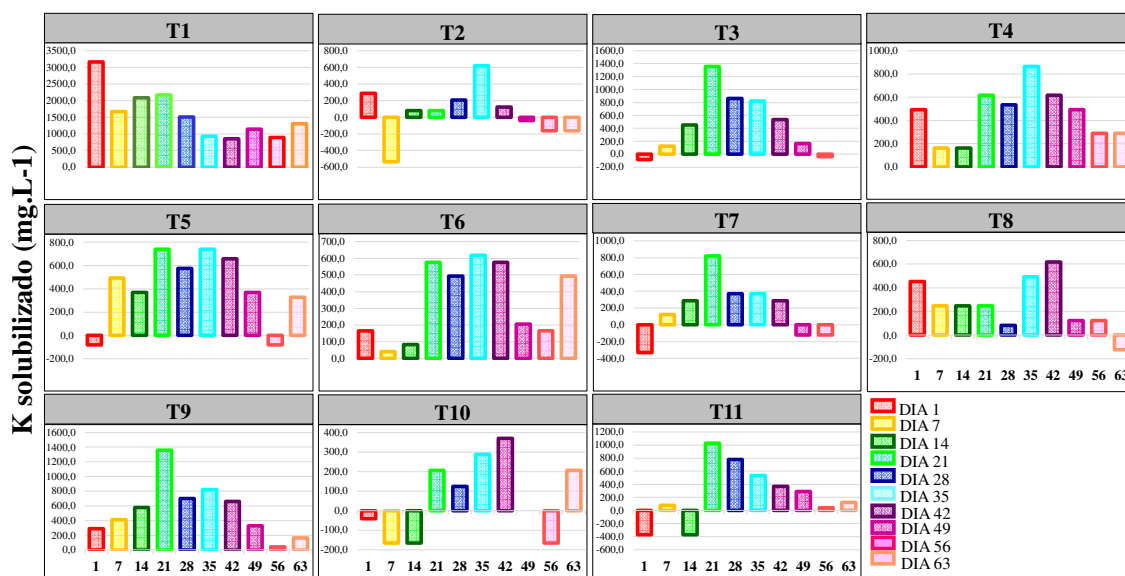


Figura 19. Dinâmica de lixiviação do potássio (K) ao longo de dez semanas de aplicação das lâminas de lixiviação a partir da adubação com diferentes formulações de fertilizantes organominerais fosfatados.

Estudos anteriores mostraram que a capacidade de retenção de água no solo aumenta com a introdução de resíduos agrícolas, como adubo verde, resíduos orgânicos e substâncias húmicas derivadas do carvão (MBAGWU et al., 1991; ROSE, 1991). A aplicação de carvão vegetal melhora a retenção e agregação de água no solo, também é conhecido por ter uma alta área de superfície devido à sua natureza porosa. Como resultado, a retenção de água no solo aumentou em 18% após a adição de 45% de carvão vegetal a um solo arenoso (TRYON, 1948). Etiegni e Campbell (1991) demonstraram que as partículas de cinzas de madeira incham quando misturadas com água, tornando-as capazes de bloquear os poros do solo. Isso aumenta a

capacidade de retenção de água e melhora o fornecimento de nutrientes por serem absorvidos na solução (PITMAN, 2006; GODWIN; BURROW, 2006; SANTALLA et al., 2011).

Conforme ocorre a decomposição lenta do carvão vai liberando vários compostos orgânicos, a saber, substâncias húmicas e ácidos orgânicos. Essas substâncias húmicas contêm vários grupos funcionais, como carboxila, hidroxila alcoólica e hidroxila fenólica, grupos funcionais carregados negativamente que podem interagir com minerais carregados positivamente, como óxidos de Al ou Fe, devido a sua alta afinidade (LIN et al., 2012; HUA et al., 2012). A partir daí inicia uma espécie de efeito preventivo entre a reação de P com Al e Fe e, assim, a disponibilidade de P no solo pode ser melhorada. Já os ácidos orgânicos produzidos, como ácidos cítricos, oxálico, tartárico e málico servem como ânions que competem fortemente com P pelos locais de adsorção em coloides do solo. Contudo, esses ânions de ácidos orgânicos são rapidamente adsorvidos nos coloides do solo em comparação ao P, mais uma vez há um benefício no aumento da concentração de P na solução do solo, na forma de ortofosfatos livres disponível para absorção pelas plantas (VON WANDRUSZKA, 2005; MBAH et al., 2010; DEMEYER et al., 2001).

Dentre os potenciais mecanismos pelos quais os ácidos húmicos derivados do carvão melhoram as propriedades físicas do solo são a formação de complexos organominerais por grupos funcionais dos ácidos húmicos (GLASER et al., 2000), resultando em uma estrutura poliaromática hidrofóbica que limita o fluxo de água para os poros do agregado, aumentando assim a estabilidade do agregado e a disponibilidade de água. Atrelado a essa sequência de efeitos, ele é capaz de aumentar o pH e diminuir a saturação de Al de solos ácidos, podendo servir como um material de calagem e agente neutralizante para solo ácido devido à sua alta alcalinidade especialmente em solos altamente intemperizados dos trópicos úmidos (MBAGWU; PICCOLO, 1997; MANDRE et al., 2006; SAARSALMI et al., 2012; PERUCCI et al., 2008).

Este efeito de calagem pode ser atribuído aos carbonatos de Ca e Mg nas cinzas, além de sua estrutura fina (PITMAN, 2006), pois um biochar com uma quantidade significativa de cinzas libera bases livres como K, Ca e Mg em solos para uso pela planta (GLASER et al., 2002). Nesse viés, foi comprovado que a retenção de nutrientes também pode ser melhorada por meio da aplicação de carvão (QIU et al., 2008; LIANG et al., 2006) e se ele for co-aplicado com fertilizantes inorgânicos ou orgânicos podem melhorar o rendimento das culturas em comparação com solos de controle (GLASER et al., 2002; LEHMANN et al., 2002). De uma perspectiva biológica, a co-aplicação e uma fonte de N pode potencialmente aumentar a biomassa microbiana de C e N do solo e a taxa de mineralização de C, levando assim a um aumento na produção de CO₂ (SAARSALMI et al., 2012).

Essa co-aplicação quando feita com matéria orgânica pode potencializar a disponibilidade de P através da solubilização de P fixado por microrganismos do solo, além da complexação (quelação) de Al e Fe solúveis por moléculas orgânicas (ASMARE et al., 2015; ANO; UBOCHI, 2007; JEN et al., 2008), pelo fato da matéria orgânica ter muitas cargas negativas e grupos funcionais formam complexos estáveis (MOTAVALLI; MILES, 2002; NTHEJANE et al., 2021). Nader et al. (2008) e Paulo et al. (2008) relataram que o material orgânico pode formar uma capa protetora ao revestir sesquióxidos para reduzir a adsorção de P, assim, mais P é liberado para absorção pela planta.

De acordo com Ch'ng et al. (2014), a correção de solos ácidos com composto ou uma mistura de composto e biochar pode aumentar o P total, o P disponível, as frações de P inorgânico (P solúvel, P-Al, P-Fe, P solúvel redundante e P-Ca) e o P orgânico. Descobertas semelhantes foram relatadas no trabalho de Sanusi et al. (2018) e Ch'ng et al. (2020), onde o composto de palha de arroz com fosfato de rocha aumentou o P disponível no solo ácido. Outro estudo de Mensah e Frimpong (2018) mostrou que a aplicação de composto aumentou significativamente o P disponível no solo. Isso foi possível porque o composto aumentou o pH

do solo e as bases trocáveis, ao mesmo tempo em que reduziu a acidez trocável, o Al trocável e o Fe trocável.

A incorporação de composto em solos altamente intemperizados pode aumentar a dissolução e imobilização da rocha fosfática (IKERRA et al., 1994; LATA VERMA; MARSCHNER, 2013). Além disso, a adição de composto aos solos pode impedir a sorção de P do solo porque os locais de sorção de P e a energia de ligação para sorção de fosfato na fase sólida do solo diminuem, resultando em um aumento na disponibilidade de P do solo (HORTA, 2019). Para Gwenzi et al. (2018) uma das melhores características que observaram no biochar é a capacidade de liberação lenta de nutrientes, implicando em maior eficiência de seu uso como também a redução de utilização de fontes minerais de fertilizantes.

4.5.3 Dinâmica das substâncias húmicas ao longo do perfil do solo em colunas de lixiviação

Ao realizar o fracionamento, foi quantificado o carbono em diferentes frações, independente, de questões relacionadas a caracterização estrutural desse carbono nos compartimentos de ácido húmico (AH), ácido fúlvico (AF) e humina (HUM) e cada uma dessas frações apresentam suas particularidades. Com isso, na Tabela 3 foi observado que ao quantificar o conteúdo de carbono orgânico total (COT) dos três pontos da coluna, os tratamentos expressaram diferenças estatísticas significativas a partir do desdobramento das subparcelas no tratamento (letras maiúsculas) tanto o T7 como o T8 demonstraram maior mobilidade entre as subparcelas e maior quantidade quando analisados a partir do desdobramento das subparcelas entre os tratamentos (letras minúsculas), além disso, apontaram maior acúmulo em superfície (PS) em relação ao controle aumentando aproximadamente 7,53 g.kg⁻¹ de COT.

No ponto médio (PM) e ponto inferior (PI) quem mais se destacou foi o T8. E curiosamente, não foram o T9 e nem o T10, tampouco o T2 que continham mais carbono orgânico em sua composição. Relatando assim, um comportamento de curva (Figura 20), em que vai aumentando, chega no nível máximo equivalente ao T8 e decai, estabelecendo um balanço entre fósforo e vermicomposto, como se a proporção dos componentes resultasse um comportamento. Tornando-se interessante, por não ser a simples mistura de cada material que provocou os efeitos. Cabe ressaltar, que não houve um pré-tratamento com calagem para que avaliássemos o efeito dos fertilizantes no solo *in natura*, partindo da premissa de regeneração.

Levando em consideração que o solo não é totalmente isento de matéria orgânica (M.O.) e como foi citado anteriormente, o P em condições ácidas supostamente interagiu com a matéria orgânica tornando-se perceptível ao compararmos o T11 com o controle. De acordo com Fontes et al., (1992), o aumento na capacidade de adsorção do P em profundidade nos solos, está diretamente relacionado à redução dos teores de matéria orgânica, consequentemente, diminui a quantidade de ácidos húmicos e outros ânions capazes de bloquear a superfície dos óxidos. Entretanto, a redução na adsorção de P e o aumento da disponibilidade deste nutriente, seguida da incorporação de MO não é universal.

Tabela 3. Conteúdo de Carbono Orgânico Total (COT).

	Cot (g/kg)		
	PI	PM	PS
T1	14,53 b A	14,30 c A	15,18 b A
T2	15,53 b A	15,57 c A	14,41 b A
T3	14,99 b A	13,51 c A	12,76 b A
T4	11,26 b A	10,11 d A	8,81 c A
T5	15,83 b A	11,14 b B	9,96 c B

Continua...

Continuação da Tabela 3.

	Cot (g/kg)		
	PI	PM	PS
T6	13,56 b A	13,83 c A	15,25 b A
T7	18,03 b B	19,50 b B	22,71 a a
T8	22,30 a A	22,81 a A	21,69 a A
T9	17,25 b A	16,98 b A	13,35 b B
T10	7,72 c A	10,35 d A	9,09 c A
T11	9,20 c A	9,28 d A	8,03 c A

Letras minúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas entre os tratamentos.

Letras maiúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas no tratamento.

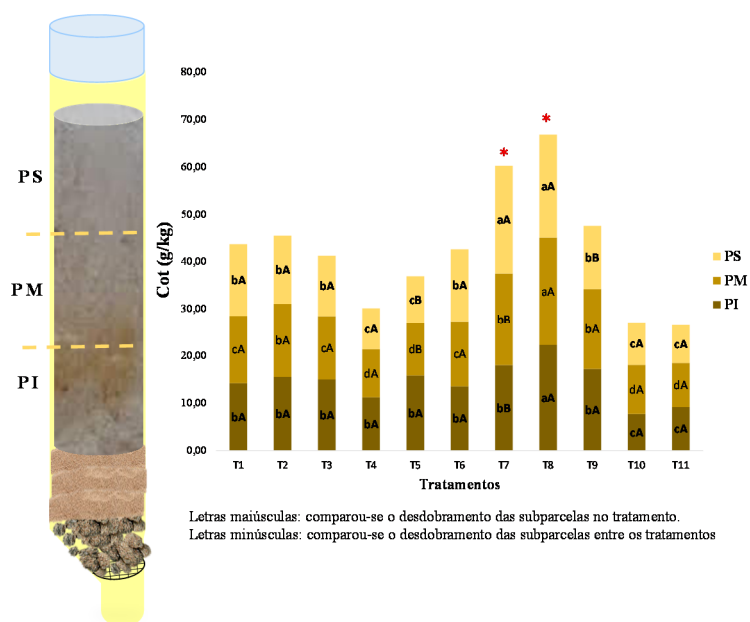


Figura 20. Conteúdo de Carbono Orgânico Total quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.

O aumento do COT após a aplicação de biochar é evidenciado em alguns trabalhos independentemente do tipo de solo (SINGH; AGRAWAL, 2007; GAO et al., 2017; MUHAMMAD et al., 2017; CHENG et al., 2018; MENG et al., 2018; TIAN et al., 2018; LIU et al., 2016), pois o biochar é uma fonte rica em C (PLAZA et al., 2016; YANG et al., 2018) e quanto maior a taxa de aplicação do biochar, maior o acúmulo de COT (ZIMMERMAN, et al., 2011).

Ao quantificar o conteúdo de AF nos três pontos da coluna (Figura 21), constatamos que os tratamentos expressaram diferenças estatísticas significativas a partir do desdobramento das subparcelas no tratamento (letras maiúsculas) T5, T7, T8 e T9, em contrapartida, a partir do desdobramento das subparcelas entre os tratamentos (letras minúsculas) T2 e T3 se comportaram semelhantes ao controle, revelando que o T3 acumulou menos conteúdo de AF em superfície (PS) com apenas 3,83 g.kg⁻¹ (Tabela 4).

Praticamente todos mobilizaram menos AF do que o controle, exceto o T9 que apresentou 7,15 g. Kg⁻¹ no PM. É lógico que de alguma forma, nesse solo o controle dificilmente teria a formação de alguma estrutura húmica estabilizada, toda forma de carbono que deveria ter era lábil. O carbono lábil é a fração da matéria orgânica que é prontamente disponível para

os microrganismos do solo como fonte de energia dentro de um prazo relativamente curto (SMITH et al., 2010), o que é o oposto do que está aplicando nos tratamentos com fertilizantes organominerais fosfatados, onde o que está colocando em proporção é mais estabilizado do que lábil, principalmente o conteúdo de carbono pirolisado (biochar). O que é solúvel em água, em proporção estaria em maior quantidade no controle do que nos outros tratamentos.

Segundo Ahmed et al. (2018) os materiais carbonáceos, geralmente, exibem forte hidrofobicidade, então a afinidade com substâncias hidrofóbicas é maior do que com substâncias hidrofílicas. Os autores também demonstraram que a adição de grupos polares aumentou a capacidade de adsorção de adsorventes para substâncias hidrofílicas, mas simultaneamente, reduziu os locais de adsorção para substâncias hidrofóbicas.

No entanto, Figueiredo et al. (2018b) demonstraram que a aplicação de biochar pode promover o acúmulo de frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo e que a temperatura de pirólise é um fator importante para a promoção desse acúmulo. Contudo, ainda existem algumas lacunas se o biochar apresenta efeito residual sobre o acúmulo de carbono no solo, principalmente, sobre as frações lábeis da matéria orgânica.

Tabela 4. Conteúdo de carbono da fração de ácido fúlvico (C_{AF}).

	C _{AF} (g/kg)		
	PI	PM	PS
T1	6,05 a A	6,06 a A	6,56 a A
T2	5,89 a A	5,40 a A	5,49 a A
T3	4,77 a A	4,45 a A	3,83 b A
T4	0,86 b A	1,23 b A	0,65 b A
T5	5,74 a A	1,15 b B	0,84 b B
T6	2,29 b A	1,57 b A	2,63 b A
T7	3,31 b B	3,07 b B	6,28 a A
T8	1,68 b B	4,52 a A	3,05 b B
T9	0,92 b C	7,15 a A	2,75 b B
T10	1,00 b A	1,53 b A	1,71 b A
T11	1,95 b A	3,27 b A	1,36 b A

Letras minúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas entre os tratamentos.

Letras maiúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas no tratamento.

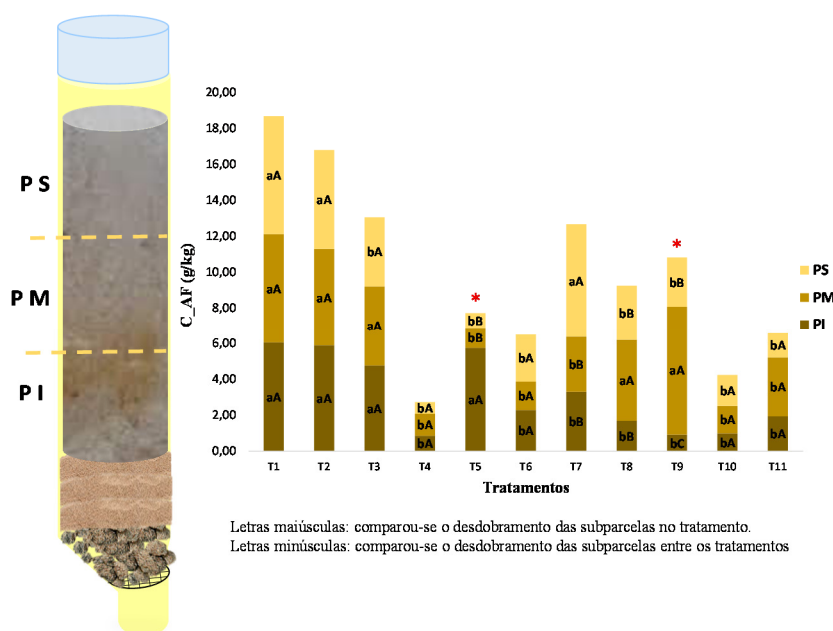


Figura 21. Conteúdo de carbono da fração de ácido fúlvico quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.

Alguns estudos relataram que após a aplicação de biochar houve aumento do carbono orgânico particulado (COP), mostrando que uma parcela do biochar faz parte da matéria orgânica particulada. As taxas de carbono orgânico lábil (COL), carbono orgânico oxidável (COO), carbono orgânico facilmente oxidável (COFO) que são frações facilmente utilizadas pelos microrganismos, podem ter influência positiva sobre esses organismos após a aplicação do biochar (ZHANG et al., 2018a; WANG et al., 2018). Em solos mais pobres em matéria orgânica o biochar pode ter maior impacto em ser uma fonte de N e C para microrganismos (SPERATTI et al., 2018).

No que se refere a matéria-prima, os biochars derivados de esterco e resíduos orgânicos geralmente promovem maior abundância microbiana que biochars derivados de madeira, principalmente pela diferença dos componentes presentes nas matérias primas. Madeiras são ricas em materiais lignificados, apresentando benefício associado ao biochar mais tardio que aqueles derivados de materiais mais ricos em nutrientes e C menos estáveis (GUL et al., 2015).

A matéria prima é um grande influenciador do C lábil presente no biochar como mostrado por Cross & Sohi (2011) que o biochar de cana-de-açúcar havia maior quantidade de C lábil que a amostra feita com o bagaço produzida sob as mesmas condições. A matéria-prima também pode ser influenciadora da diversidade, como visto no trabalho de Steinbeiss et al. (2009), que biochar derivado de glicose promoveu a diversidade de bactérias Gram-negativas, enquanto biochar derivados de leveduras foi utilizado por fungos, mostrando a importância da matéria prima na influência sobre a diversidade de microrganismos no solo.

Outro fator é a temperatura de pirólise que tem grande influência na colonização microbiana, onde se observa que altas temperaturas resulta em redução da disponibilidade de C e N, pois grande parte é perdido no processo térmico permanecendo o C aromático que é desfavorável para o crescimento microbiano (LUO et al., 2013; ZHANG et al., 2018b). Quando se trabalha com temperaturas mais baixas se observa maior C alifático favorecendo emissões cumulativas de CO₂, mostrando haver um material mais lábil residual do que aqueles que são produzidos a temperaturas mais elevadas (SPERATTI et al., 2018), como foi demonstrado por Luo et al. (2013) que trabalharam com diferentes temperaturas de pirólise 350 e 700 °C e

observaram que cerca de 20 % da biomassa microbiana foi derivada do biochar produzido a 300 °C enquanto somente 2% provinha do biochar produzido a 700 °C. A maior disponibilidade de nutrientes após a adição do biochar (principalmente os produzidos a baixas temperaturas) associado a alta porosidade desse, pode fornecer um ambiente favorável ao desenvolvimento e colonização microbiana.

Os solos adubados com biochar têm mostrado maior mineralização de C devido à presença, mesmo que em pequena proporção, de C lábil no biochar (CROSS; SOHI, 2011), mostrando que o biochar pode fornecer C lábil prontamente disponível para os microrganismos como fonte de energia. Porém, a longo prazo, esses materiais se tornam mais resistentes a decomposição, se tornando parte de um *pool* de C não-lábil favorecendo as taxas de sequestro de C no solo (SMITH et al., 2010; YANG et al., 2018).

Vale destacar que na composição bruta de cada fertilizante organomineral fosfatado teve adição do vermicomposto além da aspersão de AF. Então, quando comparamos com o conteúdo de AH, o AF se apresentou em maiores quantidades, devido a essa adição. Na Figura 22, é possível observar que tiveram diferenças estatisticamente significativas e a partir do desdobramento das subparcelas entre os tratamentos (letras minúsculas) destacam-se T7 e T8 expressando maior acúmulo de AH em superfície (PS) quando comparado aos demais tratamentos, com 0,33 e 0,36 g.kg⁻¹ (Tabela 5), respectivamente. Além disso, foram os tratamentos que melhor se distribuíram no perfil da coluna.

No entanto, ao avaliar o deslocamento do AH a partir do desdobramento das subparcelas no tratamento (letras maiúsculas) o T6 apresentou maior mobilidade acumulando mais no PM com 0,28 g.kg⁻¹. É importante destacar que o ideal é encontrar carbono orgânico nos 20 centímetros mais próximos à superfície, ou seja, no PS e em uma parte do PM, entretanto, a ideia é regenerar o solo e quanto mais longa for a projeção da sua distribuição torna-se iminente ao ideal desse estudo. Levando em consideração alguns requisitos agrônômicos, em que a camada agricultável é de 0-20 cm para hortaliças e 0-40 para gramíneas, a profundidade das colunas de solo estão dentro das faixas consideradas apropriadas.

Tabela 5. Conteúdo de carbono da fração de ácido húmico (CAH).

	C_AF (g/kg)		
	PI	PM	PS
T1	0,12 b A	0,15 b A	0,18 a A
T2	0,19 b A	0,16 b A	0,21 a A
T3	0,27 a A	0,23 b A	0,27 b A
T4	0,14 b A	0,20 b A	0,15 a A
T5	0,18 b A	0,16 b A	0,23 b A
T6	0,22 b B	0,28 a A	0,12 a C
T7	0,33 a A	0,35 a A	0,33 b A
T8	0,28 a A	0,32 a A	0,36 b A
T9	0,20 b A	0,19 b A	0,06 a B
T10	0,27 a A	0,24 b A	0,15 a B
T11	0,30 a A	0,22 b B	0,16 a B

Letras minúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas entre os tratamentos.

Letras maiúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas no tratamento.

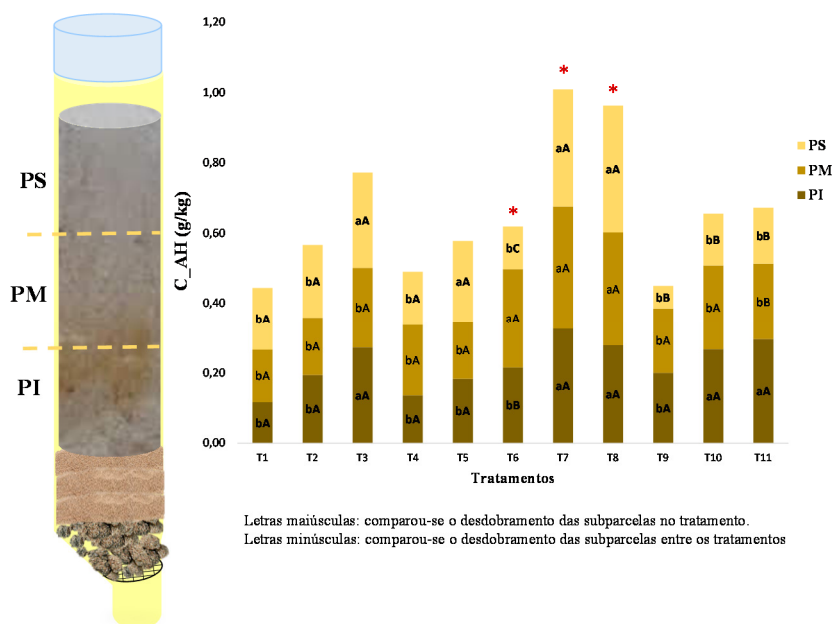


Figura 22. Conteúdo de carbono da fração de ácido húmico quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.

O quantitativo do AH em relação ao AF foi pouco, mas em relação ao controle (0,15 g.kg⁻¹ de AH), o T7 que teve 0,35 g.kg⁻¹ de AH é o equivalente a um incremento de 200% no estoque de C dessa fração, o AF mostrou também percentuais significativos diferenciando os tratamentos. Entretanto, o problema é que o AF não acumulou nem quando foi aplicado os fertilizantes organominerais fosfatados, apresentando valores mais baixos que o controle no PS.

Confirmando que nesse tipo de solo de textura arenosa, o acúmulo de C associado a matéria orgânica do solo (MOS) estabilizada (C na estrutura de ácido húmico) é a principal forma de carbono no solo, com alto grau de humificação que já foram processados pela biota do solo e são menos susceptíveis à decomposição, dada ao elevado grau de condensação química e alta concentração de compostos aromáticos de elevada massa molar que sofre interações hidrofóbicas (STEVENSON, 1994), e a outra fração mais lábil é perdida por mineralização, lixiviação, logo, não vai acumular.

Ainda de acordo com o autor, A lixiviação de C com a água que percola no solo, juntamente com a erosão, representam processos de perda que podem contribuir para a redução dos estoques de C armazenados no solo. Entretanto, é preciso destacar que o C perdido no processo de decomposição da MO consiste na principal via de saída do elemento do sistema solo-planta.

A taxa de decomposição da MOS é regulada por fatores bióticos e abióticos, e o processo de decomposição da MO tem como produtos CO₂ ou CH₄ (meio aeróbio e anaeróbio, respectivamente), nutrientes em formas minerais, água e outros compostos de C mais resistentes à decomposição, além de compostos voláteis de C, N, S, e outros, que são perdidos para a atmosfera. A taxa de decomposição da MO varia em função da origem do material orgânico adicionado no solo, da disponibilidade de N na mistura em decomposição, da temperatura e da pluviosidade local, entre outros fatores (BALDOCK; NELSON, 2000).

Aumentar o teor de MOS e o estoque de C no solo é uma forma de construir a fertilidade e a capacidade produtiva dos solos tropicais, dado que a MO é a principal componente do solo que regula o aumento da eficiência de uso de fertilizantes e de corretivos, e promove maior sustentabilidade e resiliência dos sistemas produtivos (CERRI et al., 2022).

No ecossistema natural e nos solos cultivados, é possível identificar alguns compartimentos, fluxos e processos de perda de C que auxiliam no entendimento da dinâmica do C nesses ambientes e, consequentemente, os fatores que regulam o estoque de C no solo. Nesse sentido, além dos componentes e *pools* tradicionais de C no solo, é necessário destacar o fluxo de carbono em pluvio-lixiviados, serapilheira, restos de culturas e resíduos de origem agrícola e urbano-industrial, as raízes (rizodepósitos) e seus exsudados. Há C associado à macrofauna, mesofauna e biomassa microbiana, e portanto, há, também, MO associada a metabólitos e exsudados da biota do solo (CERRI et al., 2022).

De acordo com o Heimann & Reichstein (2008) os fluxos de C entre o carbono orgânico do solo (COS) e a atmosfera variam em resposta a uma combinação de fatores diretos, como mudanças na cobertura e uso da terra, e indiretos – por exemplo, mudanças climáticas, fertilização com CO₂ e deposição de nitrogênio – associados às atividades antropogênicas e a processos naturais. As pequenas mudanças no estoque de C podem resultar em impactos significativos na concentração de CO₂ atmosférico, ocasionando, consequentemente, mudanças no clima.

Ademais, em função da importância da MO para a fertilidade do solo, alterações no estoque de C –aproximadamente 45% da massa seca da MO corresponde ao C – podem afetar a produtividade dos agroecossistemas de maneira significativa (HOUGHTON, 2003). Nesse sentido, o C e sua dinâmica são amplamente discutidos na literatura científica em relação ao seu papel na redução das emissões de C e no potencial para remover o CO₂ atmosférico e fornecer serviços ecossistêmicos, além da mitigação das mudanças do clima (BOSSIO et al., 2020).

Um fato a ser considerado é que em uma metanálise, Wang et al. (2016) estimaram que o tempo médio de residência dos compartimentos de C lábil e recalcitrante dos biocarvões são de aproximadamente 108 dias e 556 anos, o que corresponde a 3% e 97% do C total presente no biocarvão, respectivamente. Isso mostra que somente uma pequena parte do C contido no biocarvão está biologicamente disponível, e os 97% restantes contribuem diretamente para o sequestro de C a longo prazo (LORENZ; LAL, 2016).

No entanto, a degradação do biocarvão e seu tempo médio de residência também dependem do tipo de solo no qual o biocarvão é aplicado, principalmente considerando a textura, agregação, mineralogia da argila, umidade, profundidade etc. (LAL, 2016). Além disso, os níveis e a qualidade do C pré-existente no solo podem influenciar a estabilidade bioquímica e a taxa de decomposição do biocarvão. Isso mostra que, apesar da sua natureza recalcitrante, o biocarvão interage com a matriz do solo, alterando suas propriedades químicas (NOVOTNY et al., 2015), físicas (CAMPOS et al., 2020) e biológicas, afetando a dinâmica de C do solo (VAN ZWIETEN et al., 2014).

Um índice muito importante que nos permite visualizar a mobilidade do C no solo é a relação entre ácido húmico e ácido fúlvico, que em geral nos solos arenosos, apresenta maiores relações desse indicador, que revela uma perda seletiva da fração AF por ser mais solúvel. Portanto, nas condições do solo nesse estudo, quanto maior o índice, implica em maior quantidade de C na fração AH e menor C na fração AF.

A Figura 23 mostra que alguns tratamentos se diferiram estatisticamente com valores significativos indicando que houve mobilidade para as camadas subsuperficiais da coluna, assim, ao analisar a partir do desdobramento das subparcelas entre os tratamentos (letras minúsculas) destaca-se com maior índice o T8 com 0,74 (Tabela 6) bem próximo da unidade (índice máximo), estocando mais carbono em superfície (PS), inclusive, no PI com 0,44, divergindo dos demais tratamentos, em que a maioria foi similar ao controle. Entretanto, a partir do desdobramento das subparcelas no tratamento (letras maiúsculas) observa-se diferenças da camada superficial para as subsuperficiais apenas nos tratamentos T5, T8 e T9, o que indica que houve distribuição entre os pontos.

O alvo a alcançar é a regeneração desse tipo de solo, a partir disso atingir em algum momento um nível de C estabilizado para propiciar interações hidrofóbicas suficientes para começar a ter acúmulo de C num grau mais avançado, mais rápido e não apenas pelas interações químicas. Pois quando se cria uma base hidrofóbica tem-se interações com outra M.O fresca, com toda a dinâmica há a formação dos agregados que nada mais é que a interação entre as partículas componente do solo. Com a formação desses agregados, cria-se uma barreira física, então o que vai entrando dentro do agregado para que se acumule não é necessário que seja tão recalcitrante, pode ser lábil mas ele está internamente, logo, fisicamente, os microrganismos não tem acesso a esse C lábil, isso significa ofertar ao solo a oportunidade de experimentar outros mecanismos de acúmulo de C, que não só aqueles químicos, mas para isso é necessário criar uma base de funcionamento atrativa para a fauna (macro, meso e microfauna) do solo que só com areia e biocarvão não será suficiente.

Tabela 6. Índice da relação entre ácido húmico e ácido fúlvico.

	AH/AF		
	PI	PM	PS
T1	0,02 a A	0,02 a A	0,03 c A
T2	0,03 a A	0,03 a A	0,04 c A
T3	0,06 a A	0,08 a A	0,08 c A
T4	0,17 a A	0,23 a A	0,32 b A
T5	0,14 a B	0,18 a B	0,41 b A
T6	0,12 a A	0,26 a A	0,05 c A
T7	0,10 a A	0,11 a A	0,07 c A
T8	0,44 a B	0,10 a C	0,74 a A
T9	0,30 a B	0,39 a A	0,04 c C
T10	0,31 a A	0,17 a A	0,09 c A
T11	0,16 a A	0,21 a A	0,14 c A

Letras minúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas entre os tratamentos.

Letras maiúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas no tratamento.

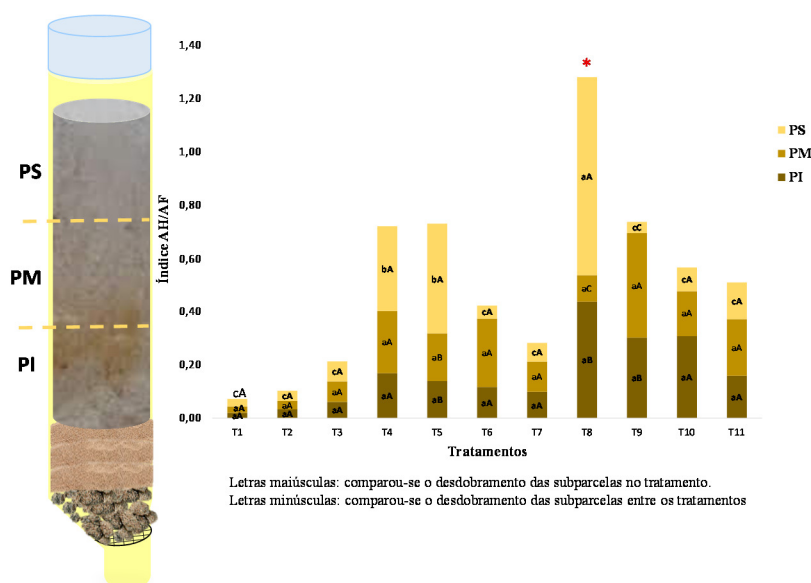


Figura 23. Índice da relação entre ácido húmico e ácido fúlvico determinado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.

Os valores dessa relação menores que 1,0 estão relacionados com a intensa mineralização da matéria orgânica e as restrições edáficas à atividade biológica, que ocorrem comumente nos solos tropicais, propiciando a redução na relação C_{AH}/C_{AF} (BENITES et al., 2003b). Alguns resultados similares foram observados por Fontana et al. (2017), estudando os diferentes compartimentos da matéria orgânica de solos sob floresta no estado do Acre, obtendo-se valores entre 1,0 e 1,9. Fontana et al. (2005) estudando solos no sudeste do Uruguai observou o predomínio de C_{AF} em Cambissolos, enquanto nos Neossolos houve predomínio do C_{AH} . Santos et al. (2013c) avaliando a participação quantitativa das frações húmicas em diferentes solos do Brasil, também constatou o predomínio de C_{AH} em Neossolos.

Em geral, os solos mais arenosos apresentam valores superiores para esta relação, o que sugere a perda seletiva do C_{AF} (CUNHA et al., 2005). Uma característica da fração C_{AF} é a de ser o principal fluxo de carbono no sistema, devido a sua maior solubilidade e mobilidade no solo (DORTZBACH et al., 2020). Devido ao fato de a MOS estar associada a partículas de tamanhos diferentes que diferem na composição mineralógica, estrutural e função. Solos arenosos apresentam tendência a possuir menores estoques de matéria orgânica em relação aos solos argilosos (NCIIZH; WAKINDIKI, 2012; ZINN et al., 2005). Isso decorre, porque os solos argilosos apresentam maiores área superficial específica e quantidade de cargas, o que possibilita maiores interações organominerais e menores taxas de mineralização (DICK et al., 2009; IRIZAR et al., 2010).

Outro fator importante é a dinâmica da humina (HUM) e quem explica suas variações é a própria textura do solo. Os solos mais argilosos possuem tendência de maior concentração de HUM. De maneira inversa, os solos mais cascalhentos ou arenosos, tendem a apresentar menores concentrações (CLEMENT et al., 2018). As partículas mais finas podem ajudar a estabilizar e proteger grande parte do carbono humificado (VOLKOFF et al., 1984; EBELING et al., 2011). É possível também que ocorram perdas de C_{AF} pela erosão e remoção nos solos mais arenosos. Assim, a estabilização da matéria orgânica pela argila se associa com as condições de drenagem que justificam a distribuição das frações húmicas nos solos (DICK et al., 2009).

Na Figura 24, tem-se a quantificação do conteúdo de humina presente no compartimento maior que é o COT, mas é necessário fazer uma ressalva quanto a essa fração do carbono pois a humina é um carbono que evoluiu e interagiu com a fração mineral do solo, entretanto, no Planossolo não teria essa fração mineral para ocorrer tal interação. É provável que o quantificado como humina, seja um carbono recalcitrante dado pela presença do carbono pirolisado oriundo do biocarvão. A metodologia classifica assim, mas conhecendo o conceito e a natureza de humina, a ressalva é pertinente.

Assim sendo, podemos observar que apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos e a partir do desdobramento das subparcelas entre os tratamentos (letras minúsculas) o T9, T10 e T11 se comportaram de forma semelhante entre si tanto no PS como no PM, sem acúmulo de C, porém vale destacar que o T7 e T8 se destacam ao estocarem 8,21 e 7,25 g.kg⁻¹ em superfície (PS) (Tabela 7), respectivamente, quando comparado aos demais tratamentos. No entanto, a partir do desdobramento das subparcelas no tratamento (letras maiúsculas) os tratamentos T5, T6, T7 e T8 não apresentaram diferenças estatísticas significativas em suas respectivas subparcelas desde a superfície (PS) até as subsuperfícies (PM e PI).

Os dados nos levam a acreditar que está ocorrendo uma interação específica com o fósforo, haja visto pelo tratamento T11 (fertilizante superfosfato triplo comercial) que em todas as observações apresentou um comportamento peculiar, além disso, pode-se afirmar que de certa forma, a aplicação do T11 prejudicou o acúmulo de M.O, o que não seria recomendável adubar esse tipo de solo com esse fertilizante, uma vez que o fósforo faz interações com metais formando fosfato de ferro, fosfato de cálcio, assim como os metais também fazem ponte com a M.O. Então, quanto mais fósforo houver, mais interações organometálicas ocorrerão dentro o do compartimento organomineral.

Tabela 7. Conteúdo de carbono da fração humina (C_{HUM}).

	C _{HUM} (g/kg)		
	PI	PM	PS
T1	3,28 a A	5,69 a A	5,75 a A
T2	6,58 a A	6,94 a A	6,53 a A
T3	7,16 a A	4,38 a A	6,22 b A
T4	4,96 b A	4,93 b A	6,05 b A
T5	7,19 a A	7,47 b B	6,00 b B
T6	6,26 b A	6,31 b A	5,81 b A
T7	7,00 b B	8,04 b B	8,21 a A
T8	7,50 b B	8,08 a A	7,25 b B
T9	6,13 b C	5,31 a A	4,20 b B
T10	3,28 b A	3,66 b A	3,63 b A
T11	3,80 b A	3,16 b A	2,98 b A

Letras minúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas entre os tratamentos.

Letras maiúsculas: comparou-se o desdobramento das subparcelas no tratamento.

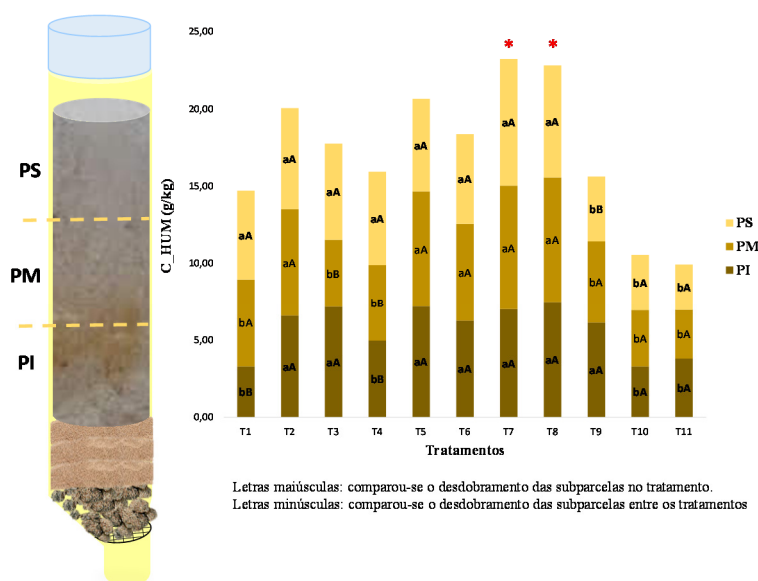


Figura 24. Conteúdo de carbono da fração humina quantificado a partir das colunas de solo tratadas com fertilizantes organominerais fosfatados e fertilizante fosfatado comercial após submissão ao processo de lixiviação. PS – Ponto Superior; PM – Ponto Médio; PI – Ponto Inferior.

Confirmando nossa hipótese anterior de que o comportamento não tem uma relação direta com as quantidades. Determinando os níveis T7 e T8 como o ponto máximo que o solo consegue atingir, uma espécie de “ponto de balanço”, caracterizando em proporções ideais para que as interações ocorram, não sendo uma mera questão de quantidade. Independentemente, de qualquer fator contribuinte tem mais C estável em superfície (PS) em praticamente todos os tratamentos, inclusive, sendo melhor distribuído nos outros pontos.

Resultados divergentes ao observado neste estudo foram observados por Leite et al. (2015), ao verificarem predomínio da fração humina em Argissolos, com valores médios de 67 %. Ebeling et al. (2011), investigando a distribuição das substâncias húmicas e atributos edáficos de solos de várias regiões do Brasil, observaram que maior parte da matéria orgânica era constituída pelo C_{HUM} . Esta predominância do C_{HUM} em comparação com o C_{AF} e C_{AH} , tem sido observada em outros estudos (SANTOS et al., 2013b; GUARESCHI et al., 2013; FONTANA et al., 2017) e está relacionada à sua insolubilidade e resistência à decomposição devido à ligação mais estável com a fração mineral do solo. Ainda em termos de sequestro de carbono, a humina deve ser considerada a fração mais significativa como reserva de carbono orgânico no solo (FERREIRA et al., 2004). No presente estudo, em geral os ácidos húmicos representam indicativo de estoque de carbono no solo, principalmente, nas camadas superficiais.

4.5 CONCLUSÃO

A análise integrada das formulações de fertilizantes organominerais fosfatados em solo arenoso revelou diferenças significativas na lixiviação de nutrientes, variação de pH, condutividade elétrica (CE), carbono orgânico total (COT) e distribuição de substâncias húmicas. As formulações com 10% e 15% de P_2O_5 (T2 e T3), com maior proporção de vermicomposto, apresentaram baixa lixiviação de nitrogênio e potássio, mas também baixo fósforo disponível e menor mobilidade de carbono húmico, sendo mais indicadas como condicionadores orgânicos do que como fontes principais de fósforo. Já a formulação T4 (20%) demonstrou maior perda de nitrogênio e baixo acúmulo de carbono e de frações húmicas, indicando desequilíbrio entre os componentes e menor capacidade de retenção de nutrientes. A formulação T5 (25%) destacou-se pela estabilidade da fração húmica e pela formação de carbono mais recalcitrante, embora com baixa mobilidade das frações ácida e fúlvica, sendo mais adequada para acúmulo superficial de carbono. As formulações T7 e T8 (35% e 40%) apresentaram o melhor desempenho global, com elevado COT, boa mobilidade das substâncias húmicas, maior acúmulo de carbono estável, elevação do pH e melhoria da capacidade de troca de cátions (CTC), apesar de alguma lixiviação de fósforo. Essas formulações mostraram-se promissoras para regeneração de solos tropicais intemperizados. Por outro lado, a T9 (45%) apresentou baixa perda de fósforo, mas fraco acúmulo de carbono húmico e elevada perda de potássio, sugerindo pouca retenção em profundidade e necessidade de associação a outras práticas de manejo. A formulação T10 (50%) resultou em acidificação do meio e possível imobilização do fósforo por alumínio e ferro, além de baixo teor de carbono orgânico e atividade biológica comprometida, o que evidencia que altos teores de fósforo, sem equilíbrio adequado com a matéria orgânica, podem ser prejudiciais. Apesar de pH e CE não apresentarem diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, observou-se que formulações com maior proporção de vermicomposto elevaram o pH do extrato lixiviado, o que contribui para reduzir a toxicidade por alumínio e favorecer a disponibilidade de fósforo. Conclui-se que as formulações T7 e T8 (35–40% de P_2O_5) foram as mais equilibradas, promovendo liberação adequada de fósforo, acúmulo de carbono estável e melhorias químicas no solo. As formulações T2 a T5 (10–25%) funcionam melhor como condicionadores orgânicos e as T9 e T10 ($\geq 45\%$) requerem cautela no uso. Dessa forma, o balanceamento entre frações orgânicas e minerais mostrou-se essencial para sistemas agrícolas em solos tropicais pobres em fósforo. Com base nessa análise, foram selecionadas para o cultivo de rabanete as formulações T3 (15%), com alta proporção de vermicomposto, carbono mais lábil e baixa lixiviação; T8 (40%), com melhor desempenho na liberação de fósforo, estabilidade húmica e parâmetros químicos favoráveis; e T9 (45%), com menor perda de fósforo e presença de molibdênio, elemento importante na assimilação do nitrogênio. Essas escolhas visam representar diferentes perfis de liberação e aproveitamento do fósforo em condições de baixa disponibilidade.

5. CAPÍTULO III

ENSAIOS DE BIOATIVIDADE: EFEITOS DOS FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS FOSFATADOS NO CRESCIMENTO EM PLANTAS DE RABANETES (*Raphanus sativus* L.)

5.1 RESUMO

Este estudo investigou os efeitos de três formulações de fertilizantes organominerais fosfatados (T3, T8 e T9) sobre parâmetros agrônômicos e qualidade comercial do rabanete (*Raphanus sativus* L.), avaliando peso fresco, peso seco, diâmetro, volume e ocorrência de rachaduras nos frutos, além da influência da calagem no solo. Os resultados demonstraram que a aplicação dos fertilizantes organominerais, especialmente em doses elevadas e combinadas com calagem, promoveu aumentos significativos na produção de biomassa dos frutos, superando o desempenho do fertilizante mineral convencional NPK. Dentre os tratamentos, a formulação T3 se destacou, principalmente nas doses de 1 ½ e o dobro, associadas à calagem (tratamento NT₃K), que aumentaram o peso fresco dos frutos em até 98,64% em relação ao controle, além de elevar o peso seco, indicando maior acumulação de matéria seca e melhor qualidade do tubérculo. Além disso, características físicas dos frutos, como diâmetro e volume, foram positivamente influenciadas pelos fertilizantes organominerais, resultando em frutos maiores e com maior apelo comercial. O maior diâmetro comercializável chegou a 4,02 cm, dentro dos padrões para consumo in natura, enquanto o volume alcançou até 30,83 mL, aproximadamente três vezes maior que o obtido com NPK. Embora o rápido crescimento tenha sido associado a maior incidência de rachaduras, alguns tratamentos como NT₃K (1 ½ dose) com calagem conseguiram manter a integridade dos frutos, equilibrando crescimento e qualidade. A formulação T8, aplicada na dose 1 ½ com calagem (NT₈K), também apresentou resultados expressivos, aumentando em 76,87% o peso fresco e o volume comercializável dos frutos, que chegou a 30,83 mL. O diâmetro médio dos frutos atingiu 3,68 cm, adequado ao mercado de consumo fresco. Esses resultados indicam que a combinação da calagem com a dose elevada da formulação T8 otimizou a disponibilidade de fósforo e melhorou as condições físico-químicas do solo, favorecendo o desenvolvimento radicular e a biomassa dos tubérculos. A formulação T9, especialmente no tratamento NT₉K (dose 1 ½ com calagem), promoveu um aumento de 59,23% no peso fresco dos frutos em relação ao controle, desempenho inferior aos tratamentos T3 e T8, porém superior ao fertilizante mineral convencional. O volume comercializável atingiu até 26,83 mL, e o diâmetro médio foi satisfatório, indicando frutos com boa hidratação e aceitação comercial. A resposta do T9 foi atribuída à sua composição equilibrada e à interação com a calagem, que melhora a disponibilidade de nutrientes, em especial o fósforo, além de favorecer o crescimento radicular. Com os resultados obtidos, o estudo destacou o impacto positivo da matéria orgânica e do biochar no solo. Esses corretivos melhoram as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, favorecendo a mineralização e a liberação gradual de nutrientes essenciais (N, P e K). A incorporação de biochar combinada com vermicomposto, aumentou a eficiência na utilização de nutrientes, a retenção de água e a estruturação do solo, tendo como reflexo o melhor desenvolvimento radicular dentre os tratamentos utilizados e suas respectivas doses.

Palavras-chave: Substâncias húmicas. Biochar. Desenvolvimento radicular. Produtividade agrícola. *Raphanus sativus* L.

5.2 ABSTRACT

This study investigated the effects of three phosphate-based organomineral fertilizer formulations (T3, T8, and T9) on agronomic parameters and commercial quality of radish (*Raphanus sativus* L.), assessing fresh weight, dry weight, diameter, volume, and the occurrence of fruit cracking, as well as the influence of liming on soil. The results demonstrated that the application of organomineral fertilizers, especially at high doses and in combination with liming, significantly increased fruit biomass production, outperforming the conventional NPK mineral fertilizer. Among the treatments, formulation T3 stood out, particularly at the 1½ and double doses combined with liming (NT3K treatment), which increased fruit fresh weight by up to 98.64% compared to the control, and also raised the dry weight, indicating greater dry matter accumulation and improved tuber quality. Furthermore, physical characteristics of the fruits, such as diameter and volume, were positively influenced by organomineral fertilizers, resulting in larger fruits with greater commercial appeal. The maximum marketable diameter reached 4.02 cm, within the standards for fresh consumption, while the volume reached up to 30.83 mL, approximately three times higher than that obtained with NPK. Although rapid growth was associated with a higher incidence of cracking, some treatments, such as NT3K (1½ dose) with liming, managed to maintain fruit integrity, balancing growth and quality. Formulation T8, applied at the 1½ dose with liming (NT8K), also showed significant results, increasing fresh weight by 76.87% and marketable fruit volume up to 30.83 mL. The average fruit diameter reached 3.68 cm, suitable for the fresh produce market. These results indicate that the combination of liming with a high dose of formulation T8 optimized phosphorus availability and improved the soil's physicochemical conditions, enhancing root development and tuber biomass. Formulation T9, especially in the NT9K treatment (1½ dose with liming), promoted a 59.23% increase in fresh fruit weight compared to the control. Although its performance was lower than T3 and T8, it was superior to the conventional mineral fertilizer. The marketable volume reached up to 26.83 mL, and the average diameter was satisfactory, indicating well-hydrated fruits with good commercial acceptance. The response from T9 was attributed to its balanced composition and interaction with liming, which improves nutrient availability—particularly phosphorus—and supports root growth. Based on the results, the study highlighted the positive impact of organic matter and biochar on soil. These amendments improve the physical, chemical, and biological properties of the soil, promoting the mineralization and gradual release of essential nutrients (N, P, and K). The incorporation of biochar combined with vermicompost increased nutrient use efficiency, water retention, and soil structure, resulting in better root development among the treatments and their respective doses.

Keywords: Humic substances, Biochar, Root development, Agricultural productivity, *Raphanus sativus* L.

5.3 INTRODUÇÃO

Novas abordagens na produção de plantas ganham importância devido aos problemas ambientais causados por produtos químicos agrícolas usados extensivamente em métodos tradicionais. Foi afirmado que a aplicação de fertilizantes inorgânicos e orgânicos pela combinação não só aumenta o rendimento dos vegetais, mas também pode ser um método usado para prevenir problemas ambientais (YUSHENG et al., 2005). Neste contexto, resíduos animais e composto, são materiais que têm sido amplamente utilizados (CITAK E SONMEZ, 2010).

Devido ao volume das práticas agrícolas atuais, mesmo os solos mais férteis sozinhos não são suficientes para atender a todas as necessidades da produção agrícola. A estrutura física, química e biológica do solo se deteriora rapidamente devido às grandes e rápidas quantidades de culturas sendo cultivadas. Essa situação causa baixa produtividade e, portanto, perdas econômicas. Além disso, aplicações de fertilizantes químicos sem conhecimento suficiente e oportunidades tecnológicas representam um risco significativo para a saúde humana e o ambiente natural, especialmente os recursos hídricos (SAVCI; DEVECI, 2023). Ao mesmo tempo, as aplicações de fertilizantes apenas melhoram as propriedades químicas do solo e não contribuem para as propriedades físicas e biológicas, que tem funções muito importantes para o crescimento ideal das plantas (ÖZER, 2017).

Os fertilizantes organominerais são os fertilizantes de nova geração que contêm os nutrientes minerais das plantas e a matéria orgânica contida nos fertilizantes químicos juntos. Combinando as vantagens dos fertilizantes orgânicos e minerais com um aporte de nutrientes de grande requerimento pelos vegetais como N, K, P, Zn e S, além de substâncias húmicas-fúlvicas e compostos garantindo a sustentabilidade e eficiência do solo (Atici, 2020). Assim, a matéria orgânica aumenta a capacidade de retenção de minerais dos solos (troca de cátions), retenção de ar e água, níveis de oligoelementos, equilibra o nível de pH e regula o equilíbrio de microrganismos. Os efeitos de melhoria da estrutura do solo da matéria orgânica no conteúdo organomineral afetam positivamente o rendimento da cultura (SÜZER E ÇULHACI, 2017).

A longo prazo, acredita-se que o uso generalizado de fertilizantes organominerais em contribuir para o aumento do teor de matéria orgânica dos solos, aumentará o rendimento e a qualidade. Paralelamente ao aumento da população, a produção agrícola deve ser aumentada para atender às necessidades nutricionais. Diante disso, a fertilização tem a maior participação no aumento da produtividade com base na produção agrícola. Então, inovações em tecnologia de fertilizantes e melhoria da eficiência de uso são de grande importância.

Desse modo, alternativas como o uso do biochar que é uma substância sólida rica em carbono através da pirólise de biomassa vegetal ou animal sob uma exclusão parcial ou condição de oxigênio limitado vem sendo uma busca solucionadora para melhorias agrícolas (BOLAN et al. 2022). Muitos tipos de matéria-prima são usados para produzir biochar, incluindo resíduos agrícolas e dejetos animais, como palha de arroz, espigas de milho, resíduos de trigo, dejetos animais, lodo de esgoto, resíduos sólidos urbanos e resíduos de biogás (KUMAR et al. 2023). A matéria-prima e os parâmetros de processamento, como temperatura de pirólise, taxa de aquecimento, tempo de residência, tamanho de partícula, tipo de reator e condições de pressão, afetam as propriedades químicas do biochar (AHMAD et al. 2014).

Como resultado de suas características únicas, o biochar tem sido usado para várias aplicações, como gerenciamento de resíduos, funções de adsorção, correção de solo na agricultura, catálise, sequestro de carbono e armazenamento de energia (WU et al. 2023). De acordo com Rashid et al. (2021) o biochar pode aumentar a eficácia do fertilizante para absorção pelas plantas e reduzir a perda de nutrientes do solo e o carregamento de nutrientes é essencial para melhorar o fertilizante porque o biochar puro tem poucos nutrientes, além de melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, após uma única aplicação de biochar.

As culturas de raízes e tubérculos são uma importante fonte de alimento e nutrição para muitos agricultores e famílias no mundo em desenvolvimento. Elas contribuem significativamente para o suprimento global de alimentos e são uma importante fonte para uso doméstico e comercial, bem como para ração animal (SCOTT 2021). A saúde do solo, que incorpora as propriedades químicas, biológicas e físicas do solo, influencia tanto o rendimento quanto a qualidade das culturas de raízes e tubérculos, como batata, beterraba, cenoura e mandioca (AULAKH et al. 2022). Essas plantas têm alta capacidade de atividade fotossintética, alto potencial de rendimento e capacidade de suportar condições climáticas desfavoráveis. Em geral, as culturas de tubérculos respondem bem a adubos orgânicos, e há muito potencial para a produção orgânica com essas culturas. Além disso, atualmente há uma alta demanda de indivíduos ricos em países desenvolvidos (Europa, Estados Unidos e Oriente Médio) por raízes e tubérculos cultivados organicamente, como inhame, batata-doce e mandioca (SUJA et al. 2012).

O rabanete (*Raphanus sativus* L.) é um tubérculo rico em nutrientes pertencente à família Brassicaceae (Cruciferae), com ampla variação e tem um lugar importante no atendimento às necessidades de vegetais frescos (WANG E HE, 2005). A parte da raiz consumida nos rabanetes tem diferentes formas, cores e tamanhos. Sabe-se que é um vegetal com rico conteúdo nutricional, em que 100 g de rabanete apresenta 90-95% de água, 5-10% de matéria seca, 17 cal de energia, 0,1 g de gordura, 3,6 g de carboidrato, 1 g de proteína, 26 mg de vitamina C, 10 UI de vitamina A, 0,03 mg de tiamina e riboflavina contêm 0,3 mg de niacina, 30 mg de Ca, 1 mg de Fe, 18 mg de Na, 31 mg de P e 322 mg de K (GÜNAY 2005; GÜLLÜCE et al., 2012).

Entre vários estudos, Jabborova et al. (2021) investigaram o efeito do biochar na promoção da germinação e do crescimento de sementes de gengibre (tubérculo da planta *Zingiber officinale roscoe*), além dos parâmetros de crescimento. Em comparação com o controle, a germinação das sementes foi significativamente aumentada por ambas as quantidades de aditivo de biochar (2% e 3%) usadas. Além disso, em comparação com o controle, a altura da planta melhorou em 53% com o tratamento de biochar de 2% e em 78% com o tratamento de biochar de 3%.

Farrar et al. (2022) desenvolveram biochar organomineral usando bambu, cama de frango, cal, fosfato de rocha, sulfato de potássio, boro granular e argila. Eles testaram o efeito de diferentes tipos de biochar puro e enriquecido no crescimento da cultura da cúrcuma (tubérculo da planta *Curcuma longa* L.). O tratamento com biochar organomineral aumentou o número de ramificações primárias por planta mais do que o fertilizante comercial de biochar e o biochar puro co-aplicado.

Uma riqueza de dados da literatura revisada apoia o uso do biochar como um aditivo de solo para melhorar o crescimento e a produtividade de raízes e tubérculos (ADEKIYA et al., 2020a; ADEKIYA et al., 2020b; ADEKIYA et al., 2022; AGBEDE; OYEWUMI, 2022; INDAWAN et al., 2018; JABBOROVA et al., 2021). O biochar tem o potencial de melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, melhorando assim o desempenho da cultura. Um benefício fundamental é sua capacidade de aumentar a retenção de água e nutrientes no solo, que são vitais para o crescimento da cultura (EDUSSURIYA et al., 2023). No entanto, é importante observar que o impacto do biochar no desempenho da cultura depende de vários fatores, como o tipo de biochar, como ele é produzido, seu tamanho de partícula, taxas de aplicação e condições ambientais, como tipo de solo, clima e práticas de manejo.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Localização e caracterização do experimento

O experimento foi conduzido no Instituto de Agronomia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, localizada em Seropédica-RJ. As atividades ocorreram em casa de vegetação e Laboratório de Química Biológica do Solo. No ano de 2023, foram implantados três ensaios experimentais nos meses de agosto - setembro (experimento I), setembro - outubro (experimento II) e novembro - dezembro (experimento III). Todos os procedimentos realizados neste capítulo foram igualmente reproduzidos nos três ensaios experimentais.

5.4.2 Cultivar de rabanete

A espécie utilizada foi o rabanete (*Raphanus sativus* L.) variedade Crimson gigante comercializada pela empresa Topseed Garden. Planta com folhas de tamanho médio. Apresenta raiz arredondada, com coloração vermelha intensa, polpa muito branca, firme e peso médio de 14 gramas. Suas características quanto a época de plantio é em todo o ano, nos lugares de clima ameno. Melhor época de plantio é de fevereiro a novembro. Com ciclo de 29 a 30 dias, cuja germinação ocorre entre quatro e seis dias após semeadura (Agristar do Brasil LTDA- Topseed Garden, 1958). As informações contidas neste item foram obtidas após diversos ensaios em estações experimentais da empresa citada, a qual afirma que os resultados podem ser diferentes, de acordo com a região e o sistema de plantio utilizado.

5.4.3 Desenho experimental e análises estatísticas

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, em esquema fatorial duplo com a presença e ausência de calagem como primeiro fator e um controle absoluto; e tratamentos com fósforo ou com fertilizante organomineral fosfatado como segundo fator e dois tipos de controle, um com NPK e outro controle apenas com P (utilizando o superfosfato triplo comercial).

Cada ensaio experimental foi conduzido com dez réplicas, contendo uma planta por vaso. Todos os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) realizada através do teste Scott-knott a 5% de probabilidade e os dados que necessitaram de transformação por raiz quadrada no Programa Sisvar versão 5.8 (2019).

5.4.4 Ensaio experimental de bioatividade

Para os ensaios experimentais com plantas de rabanete foram utilizados solo arenoso, descrito no capítulo anterior, e as três formulações de fertilizante organomineral fosfatado previamente selecionadas, as quais foram avaliadas separadamente, bem como: a formulação denominada T3 foi avaliada no experimento I, a formulação denominada T8 avaliada no experimento II e a formulação denominada T9 foi avaliada no experimento III.

Assim, o experimento I foi delineado com três controles: controle absoluto (apenas o solo), controle NPK e controle P, os tratamentos foram: T₃ (1/2 dose), T₃ (1 dose), T₃ (1 ½ dose), T₃ (2 doses), NT₃K (1/2 dose), NT₃K (1 dose), NT₃K (1 ½ dose), NT₃K (2 doses), avaliados em solo sem calagem e com calagem (a calagem foi realizada com base nos dados da análise química do solo utilizando calcário dolomítico 76% PRNT). A Figura 25 é uma representação ilustrativa da distribuição dos tratamentos e as doses de adubação foram com base na recomendação do Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro (PORTZ

et al., 2013) para a cultura em estudo utilizando uma das formulações como exemplo servindo como base para o entendimento dos demais experimentos de bioatividade.

Inicialmente, foi realizada a adubação do solo de acordo com cada tratamento, cujo fósforo foi incorporado todo no plantio, enquanto o potássio aplicado parceladamente, com uma dose no plantio e uma dose em cobertura junto com o nitrogênio, em que foi utilizada uma dose proporcional a 20 kg de N ha⁻¹, aplicada de 5 a 10 dias após o desbaste.

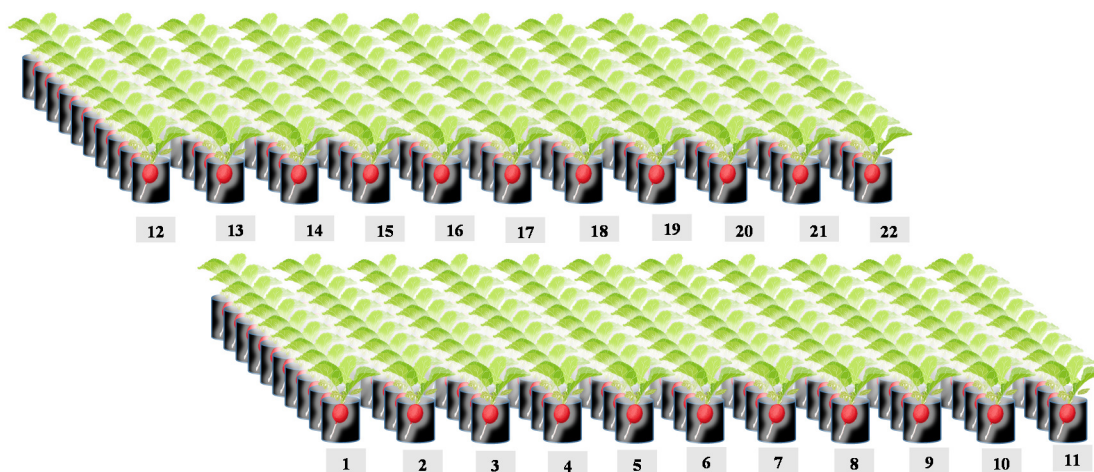


Figura 25. Representação dos ensaios experimentais com plantas de rabanete (*Raphanus sativus* L.) variedade Crimson Gigante submetidas aos tratamentos: **1**- controle absoluto (solo sem calagem); **2** – solo sem calagem com NPK; **3** - solo sem calagem com P (superfosfato triplo comercial); **4** - solo sem calagem com T₃ (1/2 dose – 45kg); **5** - solo sem calagem com T₃ (1 dose – 90 kg); **6** - solo sem calagem com T₃ (1 ½ dose – 135 kg); **7** - solo sem calagem com T₃ (dobro da dose – 180 kg); **8** - solo sem calagem com NT₃K (1/2 dose – 45kg); **9** - solo sem calagem com NT₃K (1 dose – 90 kg); **10** - solo sem calagem com NT₃K (1 ½ dose – 135 kg); **11** - solo sem calagem com NT₃K (dobro da dose – 180 kg); **12**- controle absoluto (solo com calagem); **13** – solo com calagem com NPK; **14** - solo com calagem com P (superfosfato triplo comercial); **15** - solo com calagem com T₃ (1/2 dose – 45kg); **16** - solo com calagem com T₃ (1 dose – 90 kg); **17** - solo com calagem com T₃ (1 ½ dose – 135 kg); **18** - solo com calagem com T₃ (dobro da dose – 180 kg); **19** - solo com calagem com NT₃K (1/2 dose – 45kg); **20** - solo com calagem com NT₃K (1 dose – 90 kg); **21** - solo com calagem com NT₃K (1 ½ dose – 135 kg); **22** - solo com calagem com NT₃K (dobro da dose – 180 kg).

Em seguida, ocorreu a semeadura em vaso de 2,6 L contendo aproximadamente 3 kg de solo. Foram semeadas 5 sementes em cada vaso em covas de 2 cm de profundidade, colocando-se uma semente por cova. Após seis dias da semeadura, ocorreu o desbaste ficando apenas uma planta por vaso. A partir do 15º dia após o plantio, foi feita a amontoa, de modo a proteger a raiz da radiação solar. As capinas manuais foram realizadas sempre que necessárias. Irrigações diárias foram realizadas com a finalidade de manter o solo na capacidade de campo. A coleta foi realizada aos 29 dias após semeadura (DAS).

5.4.5 Desempenho das variáveis agronômicas das plantas de rabanete

a) Índice de velocidade de emergência (IVE)

A cada contagem (cada dia) é realizada a divisão do número de plantas normais emergidas naquela data pelo número de dias após a semeadura. Este cálculo é realizado

diariamente e ao final estes valores desta divisão são somados, fornecendo o índice de velocidade de germinação. O cálculo é feito para cada repetição e a média entre os valores das repetições fornecerá o Índice de Velocidade de Emergência (IVE) do vaso, com a fórmula proposta por Maguire (1962).

b) Taxa de crescimento (R)

Após a germinação das sementes, as plântulas foram medidas utilizando-se uma régua milimetrada. Os dados foram, então, avaliados utilizando-se a seguinte fórmula determinada por Radford (1967):

$$R = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{t_2 - t_1}$$

Onde,

R = taxa de crescimento; W_1 = comprimento inicial; W_2 = comprimento final; t_1 = tempo inicial; t_2 = tempo final.

c) Comprimento total da planta

Essa análise foi realizada com base na altura total das plantas, ou seja, tanto da parte aérea como da raiz no momento da coleta. A altura foi medida em centímetros com auxílio de uma régua.

d) Percentual de rachadura

Foi realizado através da contagem dos frutos rachados por tratamento expressos em porcentagem, levando em consideração que houve produção de frutos em todos os tratamentos, entretanto, alguns com tamanho e peso comercializável e outros não.

e) Produção de biomassa foliar e radicular

Na coleta realizada aos 29 DAS, as plantas foram divididas em parte aérea e raiz (fruto), os quais foram pesados no ato da coleta obtendo massa fresca, secos a 65 °C por 72 horas e novamente pesados obtendo a massa seca.

d) Volume e diâmetro dos frutos

O volume dos frutos foi estabelecido através do deslocamento da coluna de água em uma proveta. O fruto foi inserido em uma proveta com um volume de água conhecido (volume inicial). Ao inserir o fruto houve um deslocamento da água dentro da proveta (volume final), sendo o volume calculado pela diferença entre o volume final e o inicial.

O diâmetro dos frutos foi determinado através de um paquímetro digital e expresso em cm.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.5.1 Efeitos dos fertilizantes organominerais fosfatados na emergência das plântulas (IVE) e na taxa de crescimento relativo (TCR)

Os adubos orgânicos são importantes para melhorar a qualidade do solo e são benéficos para harmonizar a disponibilidade de nutrientes, o que promove o crescimento das plantas (GYEWALI et al., 2021). As descobertas encontradas para os parâmetros a serem discutidos nesse tópico do presente estudo mostraram que o rabanete respondeu positivamente às formulações organominerais fosfatadas aplicadas. Assim, na Figura 26 é possível observar que houve diferenças estatisticamente significativas apenas nos tratamentos referentes ao T3 e T9.

A partir dos desdobramentos estatísticos dos fertilizantes (letras maiúsculas) e da presença e ausência de calagem (letras minúsculas), a aplicação do T₃ (1 ½ dose) e NT₃K (1 dose) ambos na ausência de calagem se destacaram promovendo os maiores índices de velocidade de emergência equivalentes a 1,32 plântulas.dia⁻¹ ao utilizar a formulação T3.

Nessa mesma linha de compreensão, é notório que apesar de não ter sido detectado diferenças estatísticas significativas, a aplicação de NT₈K (1/2 dose), NT₈K (1dose), NT₈K (dobro da dose) na presença de calagem apontaram os maiores índices dessa formulação, apresentando um valor de IVE equivalente a 1,68 plântulas.dia⁻¹.

Contudo, embora a aplicação do T9 tenha expressado algumas diferenças significativas, o que mais se destacou foi NT₉K (1 dose) na ausência de calagem com IVE de 1,21 plântulas.dia⁻¹.

Logo, os tratamentos mencionados com a formulação T8 se apresentaram mais eficientes promovendo a emergência mais acelerada das plântulas, ou seja, em menos tempo que os tratamentos aplicados envolvendo as demais formulações. Resultando em uma diferença de 7,2% e 9,4% em relação aos tratamentos destacados com a formulação T3 e T9, respectivamente.

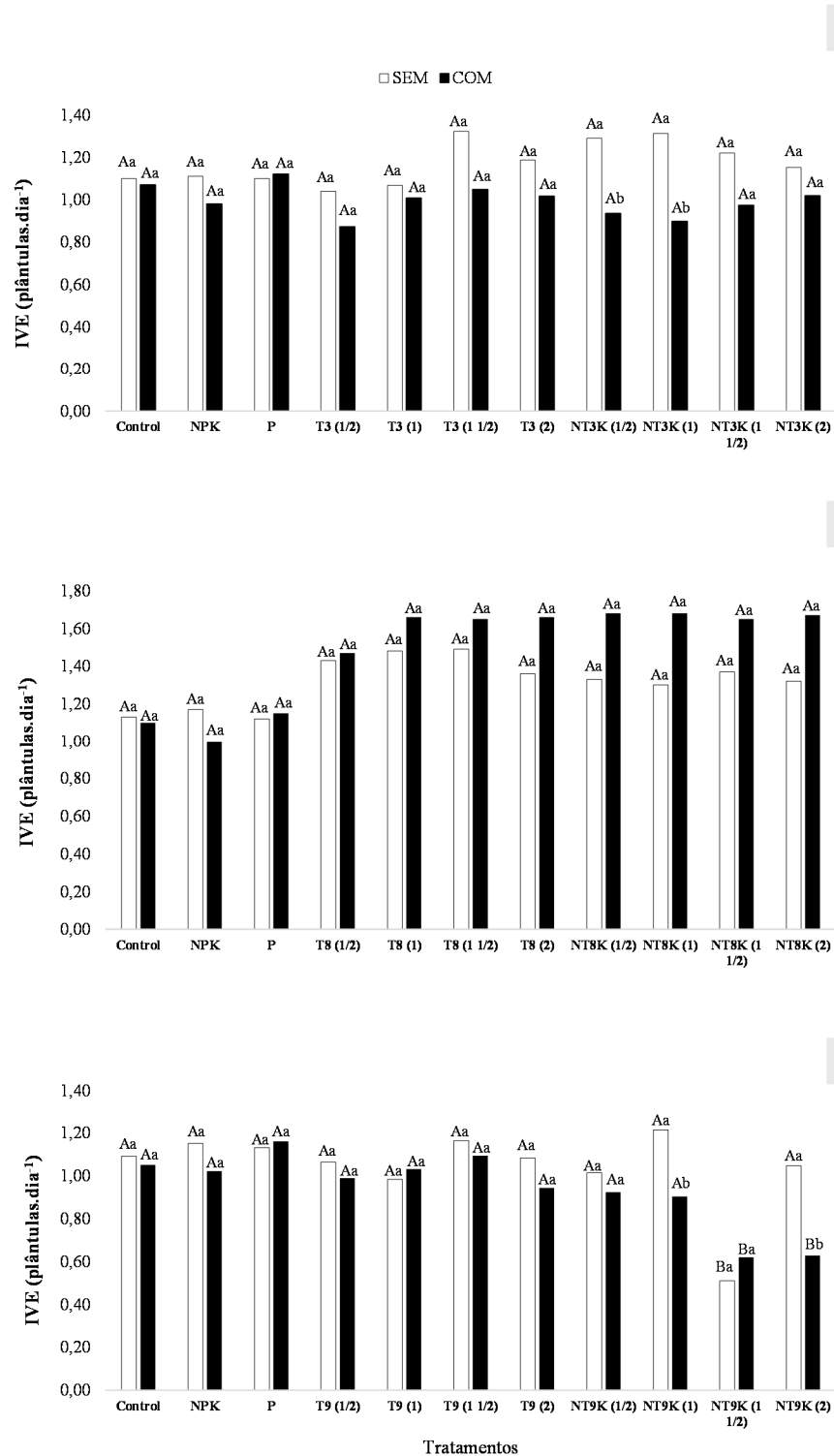


Figura 26. Índice de velocidade de emergência obtido durante os seis dias de emergência das plântulas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade.

Outro parâmetro que nos permite compreender um pouco mais sobre os efeitos promovidos por cada formulação testada é a taxa de crescimento relativo dessas plântulas (TCR). Caracterizando-se por ser uma medida que expressa o crescimento em termos de proporção em relação ao tamanho inicial da planta. Essa taxa permite avaliar o desempenho de crescimento em diferentes condições das quais uma plântula pode ser submetida, além de ser usada na tentativa de explicar diferenças no crescimento, seja de ordem genética ou resultante de modificações do ambiente (PEIXOTO, 1998) e constitui uma ferramenta muito eficiente para a identificação de materiais promissores (BENINCASA, 2003), identificando características que, no crescimento inicial, indiquem possibilidade de aumento no rendimento da planta adulta, favorecendo os trabalhos de melhoramento na busca por materiais mais produtivos.

Os resultados sobre a taxa de crescimento relativo em plântulas obtidos foram mensurados nos seis primeiros dias após a emergência das plântulas. Na Figura 27 observa-se que a partir dos desdobramentos estatísticos dos fertilizantes (letras maiúsculas) e da presença e ausência de calagem (letras minúsculas) houve diferenças estatisticamente significativas para as três formulações organominerais fosfatadas, cuja formulação T3 na aplicação do tratamento NT₃K (1 dose) na ausência de calagem apresentou maior valor (equivalente a 0,38 cm.cm⁻¹.dia⁻¹) comparado aos demais tratamentos, ao controle absoluto na ausência de calagem (0,16 cm.cm⁻¹.dia⁻¹) e controle NPK na ausência de calagem (0,18 cm.cm⁻¹.dia⁻¹).

Ao avaliarmos a aplicação da formulação T8 com NT₈K (1 dose) e NT₈K (1 ½ dose), ambos na presença de calagem, indicaram uma taxa de 0,23 cm.cm⁻¹.dia⁻¹. Entretanto, os tratamentos T₈ (1/2 dose), T₈ (1 dose), T₈ (1 ½ dose) e T₈ (dobro da dose) na ausência de calagem apresentaram comportamento semelhante ao controle P na ausência de calagem.

Quanto a formulação T9, com a aplicação do tratamento NT₉K (1 ½ dose) apresentou 0,20 cm.cm⁻¹.dia⁻¹, mas, curiosamente, não superou a taxa de crescimento relativo do controle NPK sem calagem (0,23 cm.cm⁻¹.dia⁻¹).

Logo, o tratamento NT₃K (1 dose) na ausência de calagem foi eficiente acelerando o crescimento das plântulas, pois expressou uma diferença de aproximadamente 15% e 18% em relação aos tratamentos supracitados das formulações T8 e T9, respectivamente. Vale destacar que o conteúdo de vermicomposto presente na formulação T3 é superior às demais. O fundamento dessa análise de crescimento baseia-se no fato de que, em média, 90% da matéria orgânica acumulada ao longo do crescimento da planta resultam da atividade fotossintética e o restante, da absorção mineral do solo (BENINCASA, 2003). Considerando que a análise de crescimento ainda é o meio mais acessível e bastante preciso para avaliar o crescimento e inferir a contribuição dos diferentes processos fisiológicos sobre o comportamento vegetal.

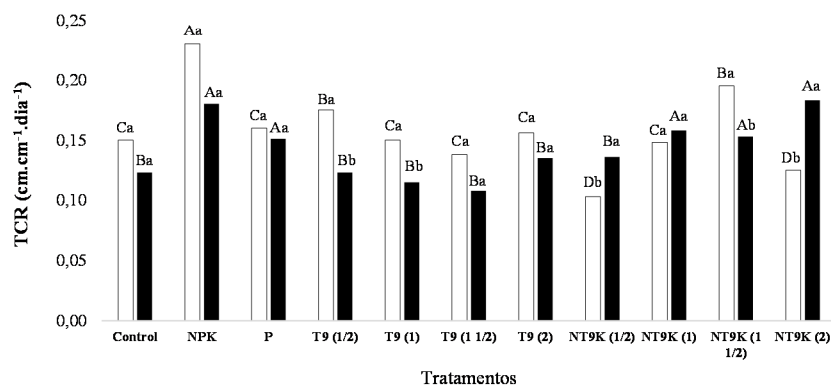
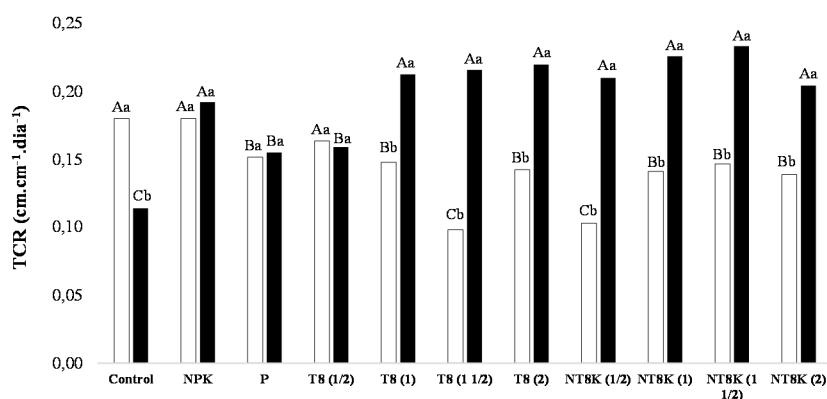
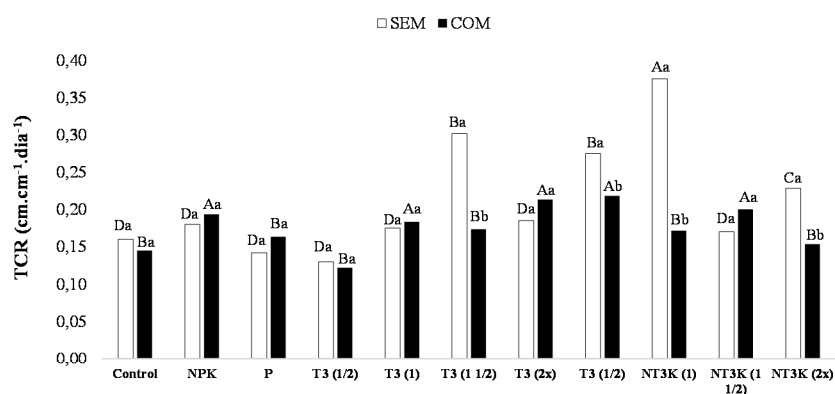


Figura 27. Taxa de crescimento relativo obtido durante os seis dias após a emergência das plântulas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade.

Possivelmente essa velocidade de emergência das sementes juntamente com a taxa de crescimento relativo das plântulas encontradas a partir da aplicação das formulações organominerais está atrelada a presença de vermicomposto e biochar. Já é bem compreendido na literatura que o vermicomposto contém hormônios promotores de crescimento, como auxinas, citocininas e giberelinas (NEILSON, 1965; TOMATI et al., 1988). Além disso, aumenta a capacidade de retenção de umidade e fornece nutrientes com grandes áreas de superfície particulada que fornecem muitos microlocais para atividades microbianas e forte retenção de nutrientes (EDWARDS et al., 2011; ARANCON et al. 2004, 2006).

O vermicomposto tem efeito positivo no desenvolvimento e rendimento do crescimento vegetativo, principalmente nas fases de germinação e plântulas, estimulando o desenvolvimento da parte aérea e da raiz, estimulando a floração das plantas, aumentando o número e a biomassa das flores produzidas (ATIYEH et al., 2002; ARANCON et al., 2024; IEVINSH, 2011), bem como aumentar a produção de frutos (ATIYEH et al., 2001). Por aumentarem a atividade microbiana e a biomassa microbiana, que são componentes-chave na ciclagem de nutrientes, na produção de reguladores de crescimento de plantas e na proteção de doenças transmitidas pelo solo e ataques de pragas de artrópodes (CHAUHAN e SINGH 2013a, b; ANSARI e JAIKISHUN 2011).

Estudos anteriores ilustraram que o vermicomposto constitui uma alternativa promissora aos fertilizantes inorgânicos na promoção do crescimento das plantas (ANSARI et al., 2016; CHAUHAN e SINGH 2015; SINHA et al., 2011). A estimulação do crescimento das plantas pode depender principalmente das características biológicas do vermicomposto, das espécies vegetais utilizadas e das condições de cultivo (EDWARDS et al., 2004).

Um estudo realizado com calêndula em meio de germinação contendo vermicomposto relatou notável crescimento e precoce início da emergência (2 dias) das sementes, e afirmaram que o aumento significativo do crescimento das plantas deve-se à textura altamente porosa do vermicomposto e rica em nutrientes e minerais, que desempenham um papel importante na melhoria das propriedades físico-químicas do solo, têm um grande impacto no movimento de nutrientes, água e ar para estimular o crescimento da planta e têm um efeito significativo na eficiência de absorção (SHAFIQUE et al., 2021).

Uma segunda via de explicação para os resultados aqui encontrados, é a aplicação de biochar que tem a capacidade de aumentar a fertilidade do solo e reter nutrientes em maior extensão do que a matéria orgânica não carbonizada (LEHMANN et al., 2016). De acordo com Novak et al. (2009) a adição de biochar ao solo melhorou a fertilidade ao aumentar o pH do solo, o carbono orgânico do solo, teores de Ca, K, Mn e P e isso pode contribuir na germinação de sementes. Além destes, Chidumayo (1994) relatou que o biochar de madeira aumentou o pH do solo e o P e o K trocáveis, assim, a germinação das sementes foi melhorada em solos enriquecidos com biochar em comparação com solos não enriquecidos.

Após adicionar biochar enriquecido com fósforo, as plantas de milho tiveram brotos e raízes mais longos, bem como maior massa seca e absorção de fósforo. Uma maior disponibilidade de fósforo foi a causa da aceleração do crescimento sob o biochar enriquecido com fósforo. A capacidade do biochar enriquecido de aumentar o crescimento da planta em vários estágios, incluindo germinação, muda, floração e colheita, é outra consequência. No geral, a adição de biochar pode aumentar o crescimento da planta, a absorção de nutrientes e outras propriedades, como rendimento da colheita, e eliminar patógenos e doenças das plantas (AHMAD et al. 2018).

5.5.2 Efeitos dos fertilizantes organominerais fosfatados na produção de biomassa foliar e comprimento da planta (parte aérea + raiz)

Na Figura 28, observamos que houve diferenças estatisticamente significativas ao aplicar os tratamentos de cada formulação. A partir dos desdobramentos estatísticos dos fertilizantes (letras maiúsculas) e da presença e ausência de calagem (letras minúsculas), na formulação T3 dois tratamentos se destacaram em termos de maiores crescimentos, que foi a aplicação do NT₃K (1 ½ dose) na ausência de calagem promovendo um comprimento total (parte aérea + raiz) de 24,38 cm. Entretanto, o NT₃K (dobro da dose) tanto na ausência de calagem e como na presença de calagem promoveram comprimentos iguais de 24,50 cm.

Ao avaliarmos a aplicação da formulação T8, observa-se que os maiores comprimentos foram na presença de calagem com os tratamentos NT₈K (1 ½ dose) e NT₈K (dobro da dose), em que as plantas apresentaram 23,50 cm e 23,62 cm, respectivamente.

Já na aplicação da formulação T9, observa-se que os maiores comprimentos foram na ausência de calagem, destacando-se o tratamento T₉ (1 dose) que não se diferiu estatisticamente do controle NPK, com 19,77 cm e 19,12 cm, respectivamente.

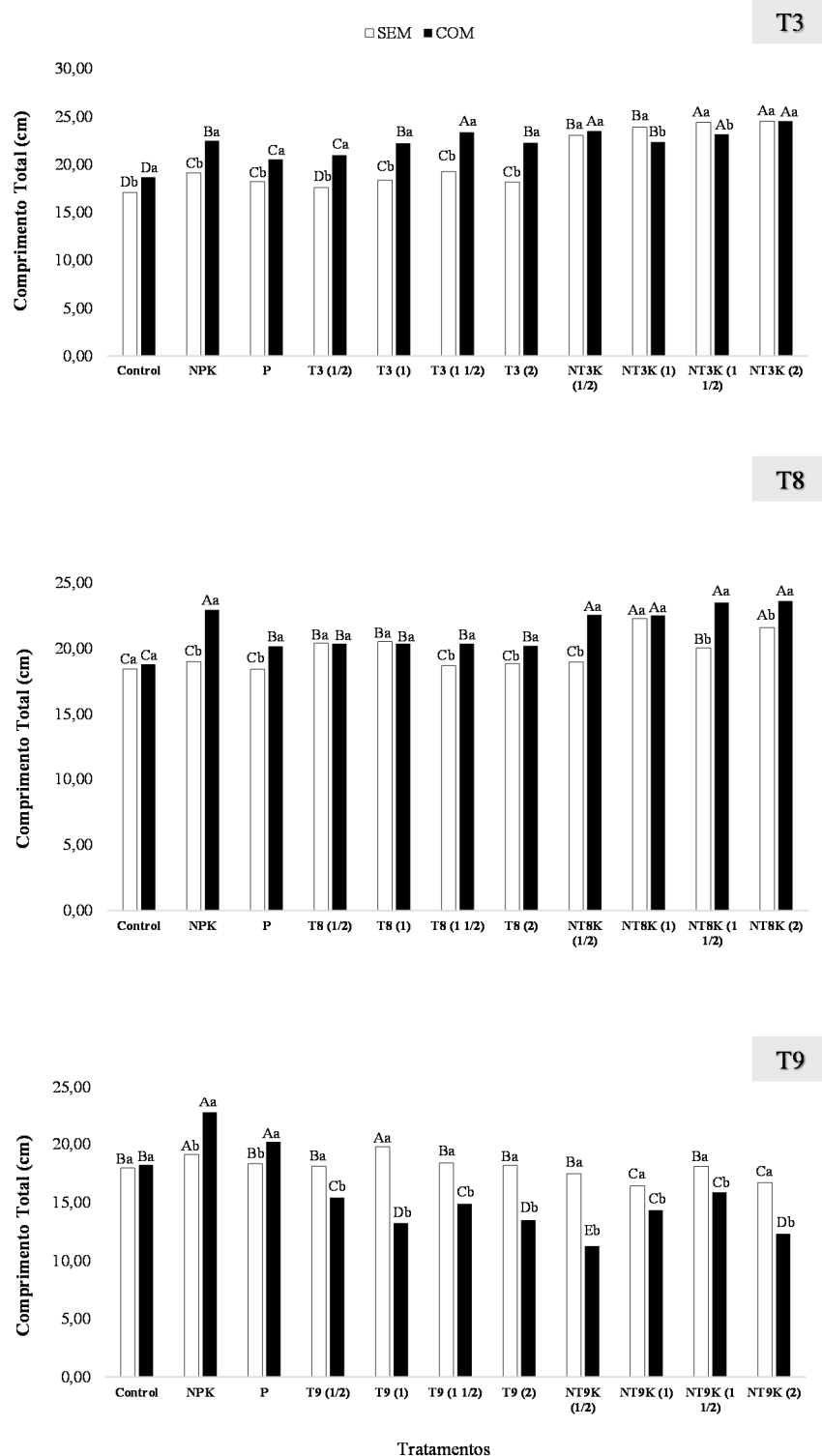


Figura 28. Comprimento total (parte aérea + raiz) obtido aos 29 dias após semeadura (DAS) das plantas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15%P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade.

A variedade Crimson gigante pode apresentar aproximadamente 30 cm de comprimento total ao final do seu ciclo em 32 DAS. Assim, a formulação T8 e T9 com seus maiores comprimentos apresentaram 78,73% e 65,90%, respectivamente, do comprimento esperado. Entretanto, o tratamento NT₃K (dobro da dose) tanto na ausência de calagem e como na presença de calagem se mostraram mais eficientes ao propiciarem 81,66% do comprimento esperado aos 29 DAS.

Em paralelo a este parâmetro, a produção de biomassa foliar também apresentou diferenças estatisticamente significativas ao aplicar os tratamentos de cada formulação, porém, divergindo dos tratamentos supracitados. Na Figura 29, observa-se que a partir dos desdobramentos estatísticos dos fertilizantes (letras maiúsculas) e da presença e ausência de calagem (letras minúsculas), a formulação T3 (Figura 29, A e B) se destaca nos tratamentos NT₃K (1/2 dose), NT₃K (1 dose) e NT₃K (dobro da dose) na presença de calagem propiciando 11,80g, 11,91g e 11,48g, respectivamente, os maiores pesos frescos foliares. Em contrapartida, quanto ao peso seco foliar, os tratamentos T3 (1 ½ dose) e T3 (dobro da dose) destacam-se como maiores valores ao apresentarem 1,21g e 1,22g, respectivamente.

Ao avaliarmos a formulação T8 (Figura 29, C e D), teve destaque no tratamento NT₈K (1 dose) na presença de calagem, cujas plantas apresentaram 9,13g de peso fresco foliar caracterizando-se como o maior em relação aos demais tratamentos, entretanto, não se diferiu estatisticamente do controle NPK na presença de calagem. Entretanto, quanto ao peso seco foliar, o NT₈K (dobro da dose) destaca-se em maior peso apresentando 0,87g.

Quanto a formulação T9 (Figura 29, E e F), a aplicação de NPK na ausência de calagem se destacou em maior produção na relação biomassa, com peso fresco e seco foliar de 7,45g e 0,65g, respectivamente. Além desse, outros três tratamentos forneceram respostas positivas e superior ao controle P na ausência de calagem, quanto ao peso fresco, como o T₉ (1 dose), T₉ (1 ½ dose) e T₉ (dobro da dose) aplicados na ausência de calagem resultando em aumentos de 48,03%, 53,07% e 43,45%, respectivamente, quando comparados às suas aplicações na presença de calagem. Essa mesma resposta se manteve em relação ao peso seco, em que T₉ (1 dose), T₉ (1 ½ dose) e T₉ (dobro da dose) aplicados puros na ausência de calagem resultaram em aumentos de 47,37%, 51,43% e 17,85%, respectivamente, quando comparados às suas aplicações na presença de calagem.

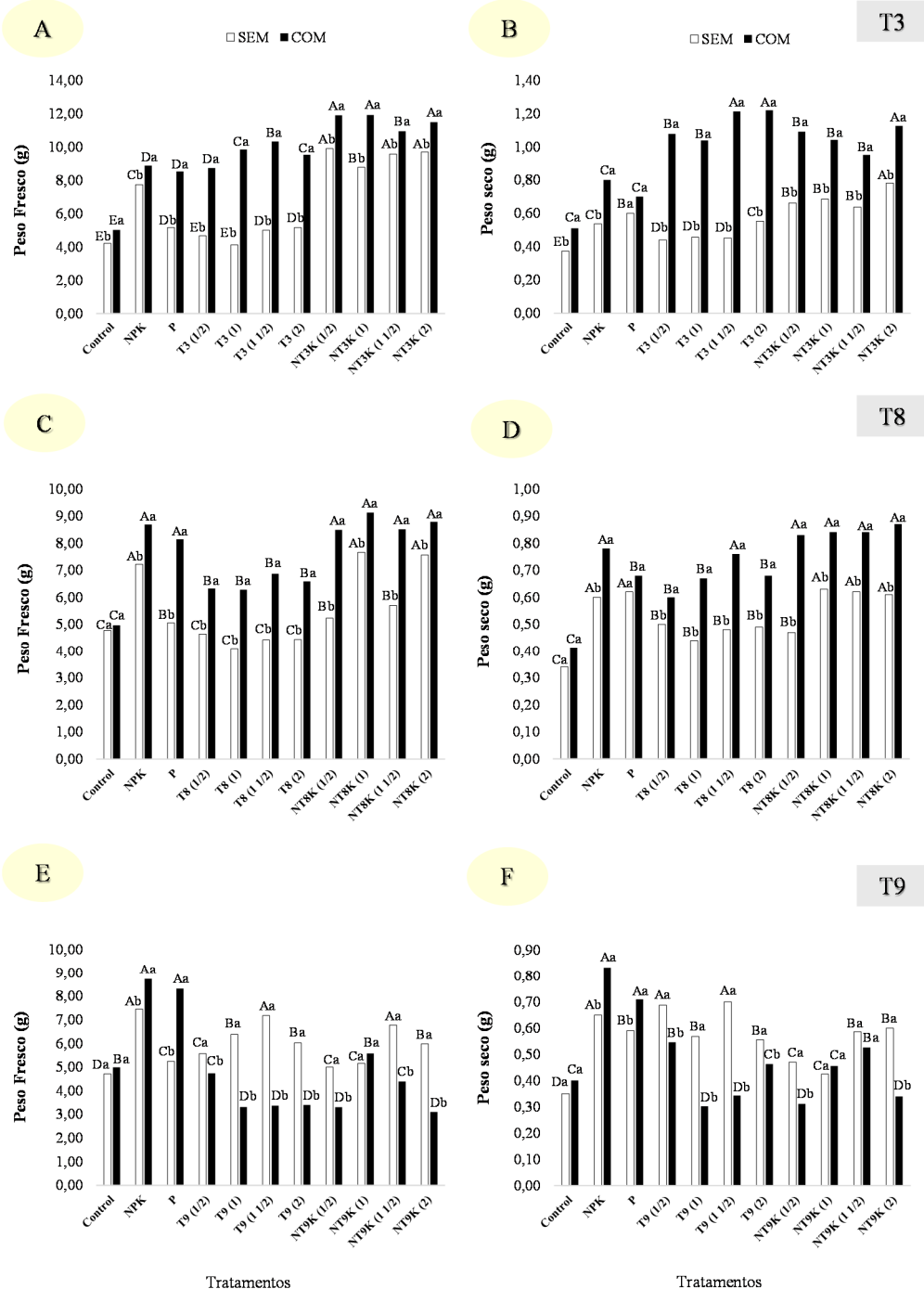


Figura 29. Produção de biomassa foliar obtida aos 29 dias após semeadura (DAS) das plantas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15% P_2O_5), T8 (40% P_2O_5) e T9 (45% P_2O_5). **A** – peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T3; **B** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T3; **C** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T8; **D** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T8; **E** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T9; **F** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T9. Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade.

Dentre todos esses tratamentos mencionados, o NT₃K (1 dose) foi um dos que mais contribuiu para o aumento da biomassa. Contudo, curiosamente, nenhum desses tratamentos, exceto NPK na ausência de calagem e NT₃K (dobro da dose) na presença de calagem, foram os mesmos mencionados na variável comprimento total, ainda que esses parâmetros se correlacionem.

Possivelmente, a planta direcionou seus recursos para o crescimento em altura ou comprimento, mas sem um acúmulo proporcional de massa em outras partes, como folhas, caules ou raízes. Esse tipo de crescimento pode ser uma resposta adaptativa a certas condições, em que pode acontecer um desbalanço na partição de biomassa, cuja planta aloca uma proporção maior de sua biomassa em tecidos de suporte (como caules alongados) em vez de folhas ou raízes, resultando em maior comprimento, mas com menor eficiência na captação de luz ou água, o que pode limitar a produção total de biomassa. Refletindo assim, uma adaptação ao ambiente ao custo de um menor acúmulo de recursos estruturais e energéticos (ELSER et al., 2010).

Ainda de acordo com o autor, o aumento da proporção N:P no tecido é geralmente reconhecido como um indicador de limitação de P para o crescimento da planta. Isso ocorre porque as plantas alocariam mais recursos para o RNA ribossômico do que para proteínas sob rápido crescimento, de acordo com a hipótese de taxa de crescimento, e o aumento da razão N:P ilustra uma produção aumentada de proteínas ricas em N, mas não de RNA ribossômico rico em P (VITOUSEK et al. 2010; SISTLA e SCHIMEL 2012; PEÑUELAS et al. 2013), levando assim à limitação de P em termos de crescimento.

A limitação de P induzida por N pode ser um processo progressivo. Em baixos níveis de adição de N, o P pode não ser um fator limitante porque a atividade da fosfatase é altamente responsiva às mudanças de N (MARKLEIN e HOULTON 2012), e o enriquecimento de N aumenta a disponibilidade de P no solo e, portanto, a assimilação de C pela planta. No entanto, à medida que o N continua a aumentar, o aumento induzido por N da disponibilidade de P é insuficiente para equilibrar a crescente demanda de P (LI et al. 2016), e a limitação de P pode gradualmente se tornar predominante (PEÑUELAS et al. 2013; PENG et al. 2017b), e assim enfraquecer a resposta positiva do crescimento da planta.

Contudo, na literatura a melhoria nos atributos de crescimento foi associada à melhoria na matéria orgânica do solo e na concentração de nutrientes pela aplicação de biochar e vermicomposto. A estrutura porosa do carvão ativado absorve uma quantidade significativa de nutrientes que reduz as perdas por volatilização e lixiviação, melhorando assim a absorção de nutrientes nas plantas (YOUNIS et al., 2014; DECAI et al., 2014). Além disso, o tamanho, a geometria, os microporos e a distribuição no biochar desempenham um papel útil na absorção de água e nutrientes e sua adição também torna o ciclo de nutrientes rápido no solo, como consequência, maior retenção de nutrientes e diversidade rizobacteriana, aumentando assim, a fertilidade do solo e a absorção de nutrientes nas plantas (LEHMANN; RONDON, 2002).

Chan et al. (2008) argumentaram que a elevada superfície específica do carvão ativado é uma das principais causas da melhoria nos locais de troca catiônica no solo. Essas melhorias resultaram em um melhor suprimento de nutrientes para as plantações. Ele também libera uma quantidade significativa de nutrientes na solução do solo que se tornam parte da estrutura do carvão ativado durante a pirólise. A concentração de nutrientes presentes no carvão ativado depende do tipo de matéria-prima residual que é usada para desenvolvê-lo (NOVAK et al., 2009).

A degradação progressiva da celulose e da lignina na matéria-prima residual cria a superfície amorfa do biochar. Essa superfície tem microporos, em que a emissão de compostos voláteis durante a pirólise cria espaços que desempenham um papel na absorção de água quando o biochar é aplicado no solo como uma emenda (ZHAO et al., 2017).

Nessa mesma perspectiva, a energia da superfície sólida, a superfície dispersiva e polar do biochar desempenham um papel fundamental na retenção de moléculas de água quando aplicadas no solo. O biochar tem carga superficial negativa devido ao potencial zeta negativo. Essa carga negativa facilita a atração eletrostática de cátions presentes no solo. Essa atração em direção ao biochar fornece uma chance para a troca de cátions entre a solução e a superfície do biochar (GLASER et al., 2002).

De acordo com Singh et al. (2016) o biochar tem uma quantidade significativa de potássio nas cinzas. Este potássio, quando dissolvido na água do solo, torna-se prontamente disponível para as plantas. Em última análise, a absorção de potássio nas plantas é aumentada. Essa melhor absorção desempenha um papel crítico na osmorregulação e mantém a pressão nas células de guarda, devido à qual a condutância estomática é regulada (WILKINSON; DAVIES, 2002; SHABALA, 2003).

Por outro lado, o vermicomposto também tem uma alta capacidade de sorção para os nutrientes essenciais no solo (WANG et al., 2018). Uma proporção significativa de N, P e K na sua estrutura também desempenhou um papel fundamental no aumento da fertilidade do solo. Foi observado que a população microbiana benéfica do solo também aumenta significativamente quando o vermicomposto é aplicado, seus conteúdos prontamente orgânicos facilitam o processo de mineralização e o ciclo de nutrientes regulado por micróbios no solo (CAO et al., 2021). Também melhorou a aeração e agregação do solo, o que desempenhou um papel fundamental na proliferação de microrganismos aeróbicos e a atividade de fungos promotores de crescimento de plantas. Melhor agregação também aumenta a capacidade de retenção de água. As plantas geralmente absorvem nutrientes por meio dessa absorção de água assumindo um papel importante na melhoria da produtividade das culturas (WANG et al., 2018; LV et al., 2020; LI et al., 2023).

Algumas descobertas semelhantes em plantas de hábito de crescimento distintos foram detectadas, bem como o estudo de Zhang et al. (2023), que mencionaram que a implementação do vermicomposto no solo em combinação com biochar aumentou o crescimento e a produção de plantas de pimenta. Outros pesquisadores confirmaram que a aplicação combinada de biochar e vermicomposto aumentou a altura da planta, a área foliar, o número de folhas e o teor de clorofila da acelga (LIBUTTI et al., 2020). Ao passo que, Manzoor et al. (2022) também afirmaram que a co-aplicação de biochar com aditivos orgânicos ou fertilizantes químicos aumenta significativamente o crescimento das raízes, a absorção de nutrientes e o rendimento das plantas de chá.

Outros estudos também afirmaram que o vermicomposto ativa as enzimas associadas à síntese de clorofila, crescimento das plantas e desenvolvimento dos frutos e aumenta a disponibilidade de nutrientes no solo (LIU et al., 2022). Arançon et al. (2010) relataram que o vermicomposto consiste em uma quantidade adequada de ácido húmico, hormônios de crescimento, aminoácidos, citocininas e nutrientes disponíveis, que estimulam o desenvolvimento e a produção das plantas.

Todos esses achados indicam que o biochar integrado ao vermicomposto forneceu nutrientes suficientes para as plantas e solo durante o ciclo de crescimento vegetativo (LIBUTTI et al., 2020). Além disso, outras diversas publicações mostraram que o biochar pode ser utilizado como substituto dos fertilizantes tradicionais de fósforo devido ao seu teor de fósforo altamente eficaz, que também pode alterar o ciclo e a eficácia do fósforo nos solos por meio da adsorção, dessorção de fósforo e regulação da estrutura da comunidade microbiana do solo (WANG et al., 2017; BADER et al., 2021; SABAH et al., 2022).

O vermicomposto consiste ainda em elementos essenciais em formas que estão prontas para serem absorvidas pelas raízes das culturas, como nitrogênio (nitratos), fósforo disponível, potássio solúvel, cálcio e magnésio. O vermicomposto também estimula organismos fosfato-

potássicos e bactérias fixadoras de nitrogênio na rizosfera radicular, o que melhora a disponibilidade de N, P e K no solo (THUY et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2023).

Diante do exposto, pode-se validar a compreensão de que a co-aplicação de biochar com vermicomposto proporciona melhorias na produção/produtividade das culturas, devido à melhoria do estado nutricional e dos processos fisiológicos, consequentemente aumentando o desempenho do crescimento das plantas e a qualidade da produção.

5.5.3 Efeitos dos fertilizantes organominerais fosfatados nos parâmetros agrônômicos comercializáveis

Na Figura 30, observa-se a produção de biomassa dos frutos, em que a partir dos desdobramentos estatísticos dos fertilizantes (letras maiúsculas) e da presença e ausência de calagem (letras minúsculas), quanto ao peso fresco, a formulação T3 (Figura 30 – A e B) se destaca nos tratamentos NT₃K (1 ½ dose) e NT₃K (dobro da dose) na presença de calagem apresentando 26,26 g e 27,81 g, respectivamente, cujos valores são maiores que o controle NPK na presença de calagem (5,45 g). Em contrapartida, quanto ao peso seco, o tratamento com maior valor foi o NT₃K (dobro da dose) na presença de calagem com 1,17 g, enquanto, o tratamento NT₃K (1 ½ dose) na presença de calagem foi semelhante estatisticamente ao T3 (1 ½ dose) na presença de calagem, apresentando 1,08 g e 1,07, respectivamente.

Ao avaliarmos a formulação T8 (Figura 30 – C e D) teve destaque no tratamento NT₈K (dobro da dose) na presença de calagem, em que os frutos atingiram um peso fresco equivalente a 11,71 g, representando-se como o maior valor em relação aos demais tratamentos e ao controle NPK na presença de calagem que atingiram 5,50 g. De modo similar foi o comportamento quanto ao peso seco, cujo destaque de maior valor foi com o tratamento NT₈K (dobro da dose) na presença de calagem com 0,65 g.

Quanto a formulação T9 (Figura 30 – E e F), os maiores valores de peso fresco foram alcançados na aplicação dos tratamentos na ausência de calagem com destaque para T₉ (1 dose) que os frutos apresentaram 11,43 g. De modo semelhante foi o peso seco, com os maiores valores alcançados na aplicação dos tratamentos na ausência de calagem, destacando-se T₉ (1 ½ dose), T₉ (dobro da dose) e NT₉K (1 ½ dose), cujos frutos apresentaram 0,69 g, 0,61 g e 0,68g, respectivamente.

De acordo com essa variedade, o peso médio fresco do rabanete é de 14 g ao final do seu ciclo (32 DAS), sendo assim os tratamentos mais eficazes que superaram esse valor foram NT₃K (1 ½ dose) e NT₃K (dobro da dose) na presença de calagem, ao promoverem um aumento de aproximadamente 87,57% e 98,64%, respectivamente, no peso fresco. Apresentando-se superiores ao obtido com a aplicação de NPK na presença de calagem, o qual demonstrou uma redução de, aproximadamente, 61,07% quanto ao peso médio fresco dessa variedade.

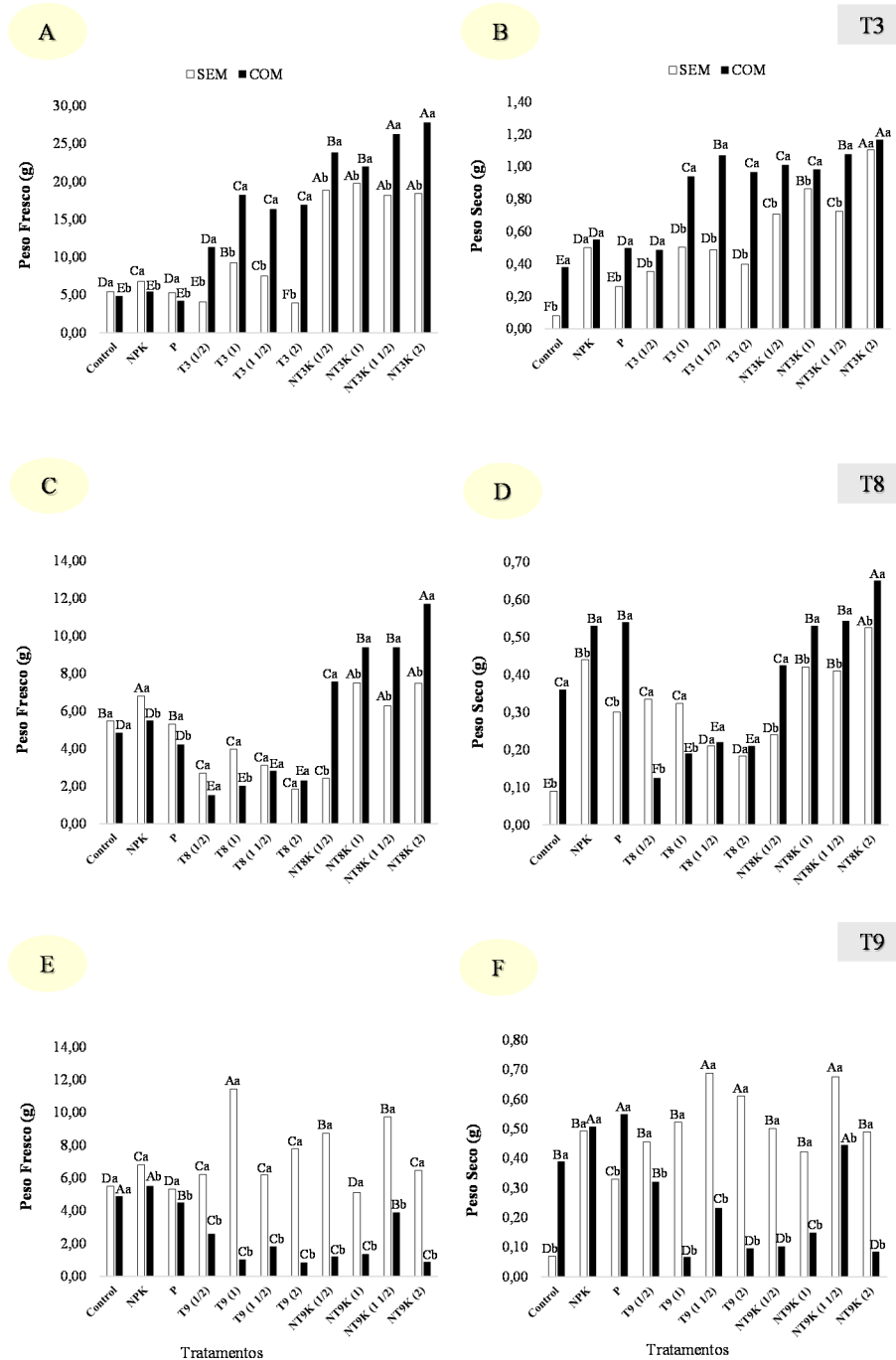


Figura 30. Produção de biomassa do fruto obtida aos 29 dias após semeadura (DAS) das plantas de *Raphanus sativus* L. submetidas aos diferentes tratamentos contendo as formulações organominerais fosfatadas T3 (15% P₂O₅), T8 (40% P₂O₅) e T9 (45% P₂O₅). **A** – peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T3; **B** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T3; **C** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T8; **D** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T8; **E** - peso fresco referente aos tratamentos com a formulação T9; **F** - peso seco referente aos tratamentos com a formulação T9. Letras maiúsculas comparou-se o desdobramento dos fertilizantes dentro dos níveis calagem. Letras minúsculas comparou-se o desdobramento de calagem dentro dos níveis fertilizantes. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% probabilidade.

Dentre os parâmetros peso fresco e peso seco dos frutos, outras variáveis também estão diretamente ligadas às características fisiológicas e ambientais que influenciam o desenvolvimento da planta, bem como o diâmetro, volume e a rachadura que pode ocorrer na poupa dos frutos. Detalhadamente, o diâmetro é uma medida transversal do rabanete, relacionada ao seu desenvolvimento, cuja irrigação e nutrição são fatores que contribuem para aumentar essa variável na presença de maior disponibilidade de recursos. Com isso, frutos maiores tendem a ter maior peso fresco, mas podem não apresentar proporcionalidade direta com o peso seco se o crescimento for acelerado pela absorção de água.

Na Figura 31 (A-C), quanto ao diâmetro dos frutos, nota-se que a partir dos desdobramentos estatísticos dos fertilizantes (letras maiúsculas) e da presença e ausência de calagem (letras minúsculas), a formulação T3 (Figura 31 – A) promoveu maiores diâmetros na presença de calagem destacando-se os tratamentos NT₃K (1 ½ dose) e NT₃K (dobro da dose), cujos frutos apresentaram 3,93 cm e 4,02 cm, respectivamente. Já os tratamentos NT₃K (1/2 dose), NT₃K (1 dose) e NT₃K (dobro da dose) todos na ausência de calagem foram semelhantes ao NPK na ausência de calagem e proporcionaram respostas positivas, apresentando diâmetros que variam de 3,00 cm a 3,28 cm, classificando-se como comercializáveis de acordo com Linhares et al. (2010), no qual afirmaram que para o consumo *in natura*, tem preferência por raízes com média de 3,00 cm de diâmetro.

Ao avaliarmos a formulação T8 (Figura 31 – B) houve destaque no tratamento NT₈K (dobro da dose) na presença de calagem promovendo frutos com 3,21 cm de diâmetro, caracterizando-se como o único e maior valor em relação ao controle NPK na presença de calagem e demais tratamentos aplicados tanto na presença como ausência de calagem dessa formulação.

Quanto a formulação T9 (Figura 31 – C), a aplicação do tratamento T₉ (1 dose) na ausência de calagem teve destaque conferindo aos frutos um diâmetro de 3,10 cm, apresentando-se maior em relação ao controle P na ausência de calagem e demais tratamentos aplicados tanto na presença como na ausência de calagem dessa formulação.

Assim, em relação aos tratamentos mencionados de cada formulação constata-se que foi proporcionado um aumento no diâmetro esperado dos frutos variando numa escala de aproximadamente 3,33% a 34%, correspondendo respectivamente ao menor e maior valor apresentado nesse contexto em detrimento do diâmetro comercializável.

Em paralelo a esta variável, o volume é caracterizado como o espaço tridimensional ocupado pelo rabanete, geralmente, tem uma correlação positiva com o peso fresco e pode ser maior em frutos com alto teor de água, mesmo que o peso seco seja baixo. Na Figura 31 (D - F), quanto ao volume dos frutos, observa-se um comportamento semelhante ao obtido no diâmetro, em que a partir dos desdobramentos estatísticos dos fertilizantes (letras maiúsculas) e da presença e ausência de calagem (letras minúsculas), a formulação T3 (Figura 31 – D) promoveu maiores volumes na presença de calagem destacando-se o tratamento NT₃K (dobro da dose) que proporcionou um volume de 30,83 mL aos frutos, resultando em, aproximadamente, 3,3 vezes maior que o obtido no controle NPK na presença de calagem (9,17 mL).

Ao avaliarmos a formulação T8 (Figura 31 – E), houve destaque no tratamento NT₈K (dobro da dose) na presença de calagem, cujos frutos apresentaram um volume de 15,33 mL, uma diferença estatística significativa em relação ao controle NPK na presença de calagem e demais tratamentos aplicados tanto na presença como ausência de calagem dessa formulação.

Quanto a formulação T9 (Figura 31 – F), a aplicação do tratamento T₉ (1 dose) na ausência de calagem teve destaque conferindo aos frutos um volume de 22,00 mL, apresentando-se 3,8 vezes maior em relação ao controle P na ausência de calagem (5,77 mL) e

demais tratamentos aplicados tanto na presença como na ausência de calagem dessa formulação.

Segundo alguns estudos na literatura, o volume do fruto tem um impacto significativo na comercialização, especialmente em mercados que valorizam padrões específicos de qualidade e apresentação, fundamentando-se em alguns requisitos primordiais. Um deles é rabanetes com volume adequado (nem muito grandes nem muito pequenos) são mais atraentes para consumidores. Frutos muito pequenos podem ser vistos como imaturos ou de baixa qualidade, enquanto frutos grandes podem ser percebidos como fibrosos ou maduros demais. Outro fator é a uniformidade dos lotes aumenta o apelo comercial por transmitirem um aspecto de qualidade e cuidado no cultivo. Um terceiro fator a ser considerado são os requisitos para exportação ou mesmo para supermercados, que, geralmente, exigem rabanetes com volumes e tamanhos dentro de intervalos específicos para padronização, bem como, frutos de 20 a 50 mL (cm³). Além disso, podem gerar impacto na embalagem e transporte, em que frutos com volumes semelhantes facilitam o empacotamento e reduzem o desperdício de espaço. Enquanto, rabanetes maiores ocupam mais espaço e podem reduzir a quantidade transportada por lote, já os frutos muito pequenos podem ser menos rentáveis por unidade (FILGUEIRA, 2013; ALMEIDA, 2015; FAO, 2017; LOPES & SANTOS, 2018; MAPA, 2019 CARVALHO & SILVA, 2020).

Entretanto, a taxa de crescimento pode ocorrer de forma muito acelerada e resultar no desenvolvimento de fendas conhecidas como rachaduras nos frutos, ou seja, frutos grandes ou de crescimento rápido (diâmetro e volume) têm maior probabilidade de rachadura. Os frutos rachados podem ter maior teor de água acumulada rapidamente, entretanto, tendem a ter menor peso seco, pois o acúmulo de biomassa pode ser prejudicado.

Na Figura 31 (G – I), quanto a quantidade de frutos rachados por tratamento, observa-se a partir da formulação T3 (Figura 31 – G) que o tratamento NT₃K (1 ½ dose) na presença de calagem foi o único que não apresentou rachaduras, entretanto, T₃ (1/2 dose) na ausência de calagem, T₃ (1 dose) tanto na presença como na ausência de calagem, T₃ (1 ½ dose) na presença de calagem e T₃ (dobro da dose) tanto na presença como na ausência de calagem destacam-se por apresentarem apenas 10 % de rachadura nos frutos produzidos.

Ao avaliarmos a formulação T8 (Figura 31 – H), alguns tratamentos tanto na presença como na ausência de calagem não apresentaram rachaduras, como o T₈ (1/2 dose) e o T₈ (dobro da dose). Em contrapartida, o tratamento NT₈K (1 dose) na presença de calagem apresentou 70% dos frutos rachados.

Quanto a formulação T9 (Figura 31 – I), a maioria dos frutos rachados ocorreu quando os tratamentos foram aplicados na ausência de calagem, com destaque para o T₉ (1 dose) que apresentou 50% dos frutos rachados, entretanto, esse mesmo tratamento aplicado na presença de calagem não apresentou nenhum fruto rachado.

O aumento da produtividade das culturas é frequentemente atribuído ao aumento do conteúdo de matéria orgânica do solo e às melhorias nas suas propriedades físicas após a incorporação de materiais compostado. Os microrganismos presentes nesses materiais quebram formas complexas de nutrientes e facilitam a liberação lenta de N, P, K e outros nutrientes da matéria orgânica do solo para absorção pelas plantas (ANTONIOUS et al. 2020, 2021). Isso inclui maior estabilidade dos agregados do solo (HERNANDO et al. 1989), maior capacidade de retenção de umidade e menor densidade aparente do solo (TESTER, 1990).

Em um estudo realizado por Singh et al. (2023) foi relatado que a combinação de vermicomposto com biochar foi mais significativa e potencial não apenas para os parâmetros físicos, biológicos e bioquímicos do solo, mas também para a melhoria da qualidade do tubérculo em termos de teor de amido e notas da batata. As culturas de tubérculos precisam de um ambiente positivo ao redor da rizosfera, o que não só é bom para a mineralização e absorção de nutrientes, mas também ajuda a melhorar o tamanho do tubérculo através da manipulação do crescimento morfológico (SAINI et al., 2021; SONG et al., 2021; ASFAW, 2016).

O efeito interativo significativo do biochar e esterco de aves em dois anos consecutivos para componentes de rendimento de rabanete sugeriu que o biochar tinha a capacidade de melhorar a eficiência da utilização de nutrientes presentes no esterco. A inclusão de biochar em aplicações combinadas poderia ter potencialmente reduzido a lixiviação de nutrientes e aumentado a capacidade de retenção de nutrientes do solo e, portanto, aumentado o rendimento de rabanete. Além disso, o efeito de condicionamento do biochar pode ter aumentado os efeitos dos tratamentos de esterco de aves no rendimento de rabanete por meio da eficiência aprimorada do uso de nutrientes. O biochar influenciando significativamente o comprimento do tubérculo do rabanete em ambos os anos pode estar relacionado às suas propriedades físicas do solo, que resultou em uma densidade aparente reduzida e a alta porosidade do solo, gerando redução da impedância mecânica ao crescimento do tubérculo do rabanete e isso, conseqüentemente, aumentou o comprimento do tubérculo (ADEKIYA et al., 2019).

Segundo Antonious (2024) ao avaliar combinações entre vermicomposto, esterco de vaca e biochar, o número de raízes de batata-doce variou muito entre os tratamentos individuais do solo, levando a variações na produtividade total, bem como no tamanho e formato das raízes que impactam o valor de mercado. Ainda segundo o autor, o tratamento com biochar foi eficaz em promover o melhor grau de batata-doce com base nos graus padrão do USDA (*United States Department of Agriculture*).

O biochar é um corretivo valioso do solo, reconhecido por ser um produto de alto carbono e atuar no sequestro de CO₂ atmosférico no solo, suprimir as emissões de outros gases de efeito estufa e mitigar os efeitos prejudiciais dos agroquímicos (THIES e RILIG, 2009), produzido pela pirólise de biomassa em ambientes com baixo teor de oxigênio, capaz de proporcionar qualidade ao solo, no ciclo de nutrientes e seu efeito positivo na promoção da maior qualidade de raiz pode ser atribuído às melhorias na capacidade de retenção de água do solo (CHENG et al. 2008), melhor densidade do solo e porosidade (LU et al. 2014), promovendo assim o crescimento precoce da raiz por meio da capacidade das plantas de acessar mais nutrientes, independentemente do tipo de correção do solo (ANTONIOUS; TURLEY, 2020; ANTONIOUS et al., 2021). No entanto, o efeito depende das características do biochar, doses e propriedades do solo (GLAB et al., 2016).

Um ensaio em vaso foi realizado para investigar o efeito do biochar produzido a partir de resíduos verdes por pirólise no rendimento do rabanete (*Raphanus sativus* var. Três doses de biochar (10, 50 e 100 t ha⁻¹), com e sem aplicação adicional de nitrogênio (100 kg N ha⁻¹) foram investigados. Na ausência de fertilizante nitrogenado, a aplicação de biochar no solo não aumentou a produtividade do rabanete, mesmo na maior dose de 100 t ha⁻¹. No entanto, foi observada uma interação significativa entre biochar × fertilizante nitrogenado, em que maiores

aumentos de rendimento foram observados com o aumento das taxas de aplicação de biochar na presença de fertilizante N, destacando o papel do biochar na melhoria da eficiência do uso de fertilizantes nitrogenados das plantas (MON; UENO, 2024).

Estudos revelaram que a fertilização do solo é o fator mais significativo e administrável que afeta os fitoquímicos e o valor nutricional dos vegetais. Entretanto, foi realizada uma investigação na variabilidade das concentrações de fitoquímicos entre espécies de plantas e entre plantas da mesma espécie cultivadas sob práticas agrícolas de solo alterado, como a aplicação de vermicomposto de esterco animal na agricultura e constatou-se que a maioria do gado e das galinhas são criados em operações de alimentação animal concentrada em larga escala, o que exige o uso de antibióticos e compostos inorgânicos e orgânicos (hormônios, antibióticos e pesticidas) que, quando combinados nos solos agrícolas, criam um problema de contaminação devido ao seu impacto na atividade dos microrganismos do solo e sua secreção enzimática. As enzimas do solo também foram investigadas e provaram ser eficazes na quebra de formas complexas de matéria orgânica em corretivos do solo em nutrientes simples que podem ser facilmente absorvidos pelas plantas em crescimento (ANTONIOUS, 2023).

Além disso, foi observado um aumento no teor fenóis totais e açúcares solúveis na batata-doce quando cultivadas com vermicomposto. Possivelmente, devido à maior síntese de fitoquímicos pelas folhas em virtude dos nutrientes presentes; outra hipótese, pode ser devido à melhor absorção de nutrientes NPK da rizosfera do solo, uma vez que, adicionou-se matéria orgânica ao solo e, conseqüentemente, beneficiou a atividade microbiana e suas excreções enzimáticas (ANTONIOUS, 2024).

A maior produção de matéria seca, carboidratos solúveis em água, proteína bruta, digestibilidade da matéria seca das partes da biomassa foliar e radicular do nabo foram registradas no tratamento contendo a combinação de vermicomposto e ^{biochar}. Esse tratamento aumentou a proteína bruta da folhagem aérea (em 94,6%) e da raiz (em 87,5%) do nabo forrageiro (MONFARED et al., 2023). Os pesquisadores Dong et al. (2023) corroboraram que as emendas orgânicas foram exploradas como uma fonte de nutrientes para aumentar o avanço e o rendimento de várias culturas, incluindo a grande maioria dos tubérculos.

5.6 CONCLUSÕES

Este estudo demonstrou que a aplicação de fertilizantes organominerais fosfatados (T3, T8 e T9), especialmente em doses elevadas combinadas com calagem, promoveu melhorias significativas nos parâmetros agronômicos comercializáveis do rabanete (*Raphanus sativus* L.). Os tratamentos com formulação T3, notadamente o NT3K (1 ½ e 2 vezes a dose) com calagem, proporcionaram os maiores incrementos em peso fresco e seco, refletindo maior acumulação de matéria seca e melhor qualidade do fruto. As formulações T8 e T9 também se destacaram, com aumentos expressivos em peso fresco, volume e diâmetro dos frutos, superando o desempenho do fertilizante mineral convencional NPK.

A associação da calagem com os fertilizantes organominerais mostrou-se essencial para otimizar a disponibilidade de nutrientes, especialmente o fósforo, além de melhorar as propriedades físico-químicas do solo, o que favoreceu o desenvolvimento radicular e a hidratação dos frutos. O manejo integrado que inclui biochar e corretivos orgânicos potencializou a eficiência na retenção de água, a estruturação do solo e a mineralização gradual dos nutrientes, refletindo-se em maior produtividade.

Entretanto, o rápido crescimento do fruto, especialmente em doses elevadas, pode aumentar a incidência de rachaduras, prejudicando a qualidade comercial. Nesse sentido, tratamentos como NT3K (1 ½ dose) com calagem demonstraram um equilíbrio eficiente entre crescimento e integridade do fruto, sendo recomendados para evitar perdas.

Com base nos resultados obtidos, recomenda-se a adoção preferencial da formulação organomineral T3, nas doses de 1 ½ a 2 vezes a recomendação padrão, associada à calagem, como estratégia agrônômica eficaz para a maximização da produtividade e da qualidade comercial dos tubérculos de rabanete. Esse manejo proporcionou incremento expressivo na biomassa, com menor incidência de rachaduras, refletindo maior estabilidade estrutural dos frutos.

A aplicação da formulação T8 na dose de 1 ½, em conjunto com a calagem, configura-se como alternativa promissora para ambientes edáficos com limitações na disponibilidade de fósforo, promovendo incremento significativo na massa fresca e melhoria nos atributos físicos dos tubérculos.

A formulação T9, utilizada na dose de 1 ½ com calagem, demonstrou desempenho satisfatório em termos de produtividade, sendo indicada como opção viável para sistemas produtivos que visem ao equilíbrio entre eficiência agrônômica e sustentabilidade ambiental, com menor impacto ecológico relativo.

O monitoramento contínuo das condições edáficas e morfofisiológicas dos frutos é essencial para a mitigação da incidência de rachaduras, sendo recomendável o ajuste das doses de fertilizante e a adoção de estratégias de manejo hídrico adequadas ao estágio fenológico da cultura.

A integração dessas práticas constitui uma abordagem tecnicamente fundamentada para o aprimoramento da adubação fosfatada em sistemas de cultivo de rabanete, promovendo ganhos consistentes em produtividade, qualidade comercial e sustentabilidade, alinhando-se às diretrizes de manejo agrícola conservacionista e às exigências do mercado contemporâneo.

6. CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam de forma robusta o potencial dos fertilizantes organominerais fosfatados como insumos estratégicos para a intensificação sustentável da produção agrícola, em especial para culturas de ciclo curto como o rabanete (*Raphanus sativus* L.). A caracterização físico-química, espectroscópica e morfológica das formulações T3, T8 e T9 permitiu compreender como a interação entre os componentes orgânicos (vermicomposto, biochar) e minerais influencia diretamente a biodisponibilidade de nutrientes, a estabilidade química, a retenção hídrica e a liberação controlada de fósforo, com destaque para os efeitos da proporção de P_2O_5 e da qualidade da matéria orgânica utilizada.

As análises agronômicas confirmaram que a combinação desses fertilizantes com calagem é fundamental para o aprimoramento das condições físico-químicas do solo, otimizando o fornecimento de fósforo e favorecendo o desenvolvimento radicular, a absorção de água e o acúmulo de biomassa nos tubérculos. A formulação T3, particularmente nas doses de 1 ½ e 2 vezes a recomendação padrão com calagem, destacou-se como a estratégia mais eficaz para o aumento da produtividade e da qualidade comercial dos frutos, com menor incidência de rachaduras e maior estabilidade estrutural. A formulação T8 apresentou desempenho superior em solos com baixa disponibilidade de fósforo, enquanto a T9 evidenciou comportamento equilibrado entre eficiência agronômica e sustentabilidade, mesmo com alto teor de P_2O_5 , ao apresentar menor perda por lixiviação e maior imobilização do nutriente.

Além disso, a presença de biochar nas formulações contribuiu para maior estabilidade química e redução da perda de nutrientes por lixiviação, enquanto o vermicomposto proporcionou melhor hidratação e suprimento de carbono biodisponível, demonstrando a importância da sinergia entre os componentes orgânicos e minerais na formulação de fertilizantes mais eficientes. A estruturação dos grânulos e os níveis adequados de pH e condutividade elétrica também se mostraram decisivos para garantir a solubilidade dos fosfatos sem comprometer a integridade física do produto.

A partir dos dados obtidos, pode-se afirmar que o uso integrado de fertilizantes organominerais fosfatados, calagem e corretivos orgânicos (como biochar e vermicomposto) representa uma alternativa tecnicamente viável, agronomicamente eficiente e ambientalmente sustentável para a adubação fosfatada de culturas hortícolas. Essa abordagem está alinhada aos princípios do manejo agrícola conservacionista, ao promover a conservação do solo, a ciclagem de nutrientes e a mitigação dos impactos ambientais associados à agricultura intensiva.

Por fim, destaca-se a necessidade de investigações futuras voltadas à elucidação dos mecanismos organometálicos envolvidos nas interações químicas desses fertilizantes no solo, bem como estudos de longo prazo para avaliação dos efeitos cumulativos sobre a fertilidade, estrutura e biologia do solo. Tais informações são essenciais para o aprimoramento das formulações e para a consolidação de sistemas produtivos mais resilientes, adaptados às exigências do mercado e aos desafios da agricultura do século XXI.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDOLLAHPOUR, M.; AHMADPOUR, M.; SINKAKARIMI, M. H.; ASBCHIN, S. A.; SOLTANI, K.; KHERMANDAR, K. A.; BINKOWSKI, Ł. J. Humic acid reduces lead phytoextraction efficiency of *Erythrostemon gilliesii*. **Bioremediation Journal**, 1-10. 2022.
- ABRAHÃO, A.; RYAN, M. H.; LALIBERTÉ, E.; OLIVEIRA, R. S.; LAMBERS, H. Phosphorus and nitrogen-acquisition strategies in two *Bossiaea* species (Fabaceae) along retrogressive soil chronosequences in south-western Australia. **Physiol. Plant** 163:323–43. 2018.
- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: ALVAREZ, V. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. **Tópicos em Ciência do Solo**. v. 2. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 645-692. 2002.
- ADEKIYA, A. O., ADEBIYI, O. V., IBABA, A. L., AREMU, C., AJIBADE, R. O. Effects of wood biochar and potassium fertilizer on soil properties, growth and yield of sweet potato (*Ipomea batata*). **Heliyon** 8(11):e11728. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11728>. 2022.
- ADEKIYA, A. O.; AGBEDE, T. M.; EJUE, W. S.; ABOYEJI, C. M.; DUNSIN, O.; AREMU, C. O.; OWOLABI, A. O.; AJIBOYE, B. O.; OKUNLOLA, O. F.; ADESOLA, O. O. Biochar, poultry manure and NPK fertilizer: sole and combine application effects on soil properties and ginger (*Zingiber officinale* Roscoe) performance in a tropical Alfisol. **Open Agric** 5(1):30-39. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07391>. 2020a.
- ADEKIYA A. O.; AGBEDE, T. M.; OLAYANJU, A.; EJUE, W. S.; ADEKANYE, T. A.; ADENUSI, T. T.; AYENI, J. F. Effect of biochar on soil properties, soil loss, and cocoyam yield on a tropical sandy loam Alfisol. **Sci World J**. <https://doi.org/10.1155/2020/9391630>. 2020b.
- ADEKIYA, A. O.; PALMOWSKA, J.; ZALESKI, T.; GONDEK, K.; OGUNWOLE, D. O.; ADEBAYO, A. O. Effects of biochar and poultry manure on soil characteristics and the yield of radish. **Scientia Horticulturae**, v. 243, p. 457-463, DOI:10.1016/j.scienta.2018.08.020. 2019.
- ADENIJI, A. **Bioremediation of Arsenic, Chromium, Lead and Mercury**. National Network of Environmental Management Studies Fellow for U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2004.
- ADRIANO, D. C. **Trace elements in the terrestrial environment**. Springer Verlag. Nova Iorque. 533p. 1986.
- AGBEDE, T. M.; OYEWUMI, A. Benefits of biochar, poultry manure and biochar–poultry manure for improvement of soil properties and sweet potato productivity in degraded tropical agricultural soils. **Journal of Environmental Sustainable** 7:100051. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100051> 2022.
- AGEGNEHU, G.; SRIVASTAVA, A.; BIRD, M. The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. **Appl. Soil Ecol.** 119, 156–170. 2017.
- AGRISTAR <https://agristar.com.br/topseed/rabanete/crimson-gigante/148>. Acesso em maio de 2023.

- AHMAD M, RAJAPAKSHA AU, LIM JE, ZHANG M, BOLAN N, MOHAN D, VITHANAGE M, LEE SS, OK YS. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere** 99:19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>. 2014.
- AHMAD M, USMAN ARA, AL-FARAJ AS, AHMAD M, SALLAM A, AL-WABEL MI. Phosphorus-loaded biochar changes soil heavy metals availability and uptake potential of maize (*Zea mays* L.) plants. **Chemosphere** 194:327–339. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.156> 2018.
- AHMED, M. B.; JOHIR, M. A. H.; KHOURSHED, C.; ZHOU, J. L.; NGO, H. H.; NGHIEM, D. L.; MONI, M.; SUN, L. Sorptive removal of dissolved organic matter in biologically treated effluent by functionalized biochar and carbon nanotubes: Importance of sorbent functionality. **Bioresour. Technol.** 269, 9–17. 2018.
- AI, P. H., SUN, S. B., ZHAO, J. N., FAN, X. R., XIN, W. J., GUO, Q., YU, L., SHEN, Q. R., WU, P., MILLER, A. J., XU, G. H. Two rice phosphate transporters, OsPht1;2 and OsPht1;6, have different functions and kinetic properties in uptake and translocation. **The Plant Journal**, 57(5), 798–809. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113X.2008.03726.x> 2009.
- ALEXANDER, M. **Biodegradation, Bioremediation**. 2^a Ed., Academic Press, San Diego, CA, 1999.
- ALLOHVERDI, T.; MOHANTY, A. K.; ROY, P.; MISRA, M. A Review on Current Status of Biochar Uses in Agriculture. **Molecules**, 26, 5584. <https://doi.org/10.3390/molecules26185584> 2021.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2^a Ed. Glasgow: Blackie Academic, 364p. 1995.
- ALMEIDA, M. L. S. **Hortaliças Tuberosas: Produção e pós-colheita**. Editora Embrapa. 2015.
- PÉREZ ÁLVAREZ, S.; CABEZAS-MONTERO, D.; DEBORA-DUARTE, B. N.; MAGALLANES TAPIA, M. A.; SIDA-ARREOLA, J. P.; SÁNCHEZ, E.; HÉCTOR-ARDISANA, E. F. Induced response to antioxidative enzymes in rice under stress due to lead and nickel. **Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas**, v. 10, n. 1, p. 51–62. ISSN 2007-0934. <https://doi.org/10.29312/remexca.v10i1.570> 2019.
- AMAYA, D. L.; HERRERA-LÓPEZ, E. J.; ARRIZON, J.; ARELLANO-PLAZA, M.; GSCHAEGLER, A. Performance evaluation of *Pichia kluyveri*, *Kluyveromyces marxianus* and *Saccharomyces cerevisiae* in industrial tequila fermentation. **World J. Microbiol. Biotechnol.**, v. 29, p. 875–81, 2013.
- XIONGFANG, A. N.; JIANGLONG, Y. U.; JUNZHI, Y. U.; TAHMASEBI, A.; ZISHENG, W. U.; LIU, X.; YU, B. Incorporation of biochar into semi-interpenetrating polymer networks through graft co-polymerization for the synthesis of new slow-release fertilizers. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, art. 122731, 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.122731 ANDA – Associação Nacional para Difusão de Adubos. Anuário estatístico do setor de fertilizantes. Recuperado de <https://www.anda.org.br> 2023.
- ANGIN, I.; TURAN, M.; KETTERINGS, Q. M. A.; CAKICI, A. Humic acid addition enhances B and Pb phytoextraction by vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash). **Water, Air, and Soil Pollution**, 188(1), 335–343. 2008.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em Latossolos repetidamente tratados com bio sólido. **Scientia Agrícola**, v.57, n.4, p.769-776, out./dez. 2000.

ANO, A. O.; UBOCHI, C. I. Neutralization of soil acidity by animal manures: Mechanism of reaction. **Afr. J. Biotechnol.** 2007, 6, 364–368. 2007.

ANSARI, A., JAIKISHUN, S. Vermicomposting of sugarcane bagasse and rice straw and its impact on the cultivation of *Phaseolus vulgaris* L. in Guyana, South America. **J. Agric. Tech.** 7 2, 225–234. 2011.

ANSARI, A. A., JAIKISHUN, S., ISLAM, S. K., KURI, K. F., NANDWANI, D. Principles of vermitechnology in sustainable organic farming with special reference to Bangladesh. In: NANDWANI, D. (Ed.), *Organic Farming for Sustainable Agriculture. Sustainable Development and Biodiversity*, 9. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 213–229. 2016.

ANTONIOUS, G. F. Impact of biochar and organic fertilizers on sweet potato yield, quality, ascorbic acid, β -carotene, sugars, and phenols contents. **International Journal of Environmental Health Research**, DOI: <https://doi.org/10.1080/09603123.2024.2318368>. 2024.

ANTONIOUS, G. F. The Impact of Organic, Inorganic Fertilizers, and Biochar on Phytochemicals Content of Three Brassicaceae Vegetables. **Appl. Sci.**, 13, 8801. <https://doi.org/10.3390/app13158801> 2023.

ANTONIOUS, G. F.; DAWOOD, M. H.; TURLEY, E. T.; PAXTON, R. B. Yield and quality of lettuce, pumpkin, and watermelon varieties grown under five soil management practices. **Int. J. Appl. Agric. Sci.**, 7, 57–65. 2021.

ANTONIOUS, G. F.; TURLEY, E. T. Trace elements composition and enzymes activity of soil amended with municipalsewage sludge at three locations in Kentucky. **Internat. J. Appl. Agric. Sci. (IJAAS)**. 6(5):89–95. doi: 10.11648/j.ijaas.20200605.11. 2020.

ARAI, Y.; SPARKS, D. L. Phosphate reaction dynamics in soils and soil minerals: a multiscale approach. **Adv. Agron.** 94: 135–179. 2007.

ARANÇON, N.; OLIVEIRA, C. A.; WEBSTER, K. A.; BUCKERFIELD, J. C. O potencial dos vermicompostos como meio de crescimento vegetal para a produção de culturas em estufa. In: **Tecnologia de Vermicultura: Minhocas, Resíduos Orgânicos e Gestão Ambiental**; CRC: Boca Raton, FL, EUA, pág. 103-128, 2010.

ARANCON, N. Q., EDWARDS, C., BIERMAN, P. Influences of vermi-composts on field strawberries-2: effects on soil microbiological and chemical properties. **Bioresour. Technol.** 97, 831–840. 2006.

ARANCON, N. Q., EDWARDS, C. A., BIERMAN, P., WELCH, C., METZGER, J. D. Influences of vermi-composts on field strawberries-1: effects on growth and yields. **Bioresour. Technol.** 93, 145–153. 2004.

ASAP, A.; HARUNA, A. O.; AB MAJID, N. M.; ALI, M. Amending triple superphosphate with chicken litter biochar improves phosphorus availability. **Eurasian J. Soil Sci.** 7, 121–132. 2018.

- ASFAW F. Effect of integrated soil amendment practices on growth and seed tuber yield of potato (*Solanum tuberosum* L.) at Jimma Arjo, Western Ethiopia. **J. Nat. Sci. Res.** 6(15): 38-63. <https://core.ac.uk/download/pdf/234656534.pdf> 2016.
- ASHRAF, U.; KANU, A. S.; DENG, Q.; MO, Z.; PAN, S.; TIAN, H. A.; TANG, X. Lead (Pb) toxicity; physio-biochemical mechanisms, grain yield, quality, and Pb distribution proportions in scented rice. **Frontiers in Plant Science**, 8, 259. 2017.
- ASHRAF, U.; MAHMOOD, M. H. U. R.; HUSSAIN, S.; ABBAS, F.; ANJUM, S. A.; TANG, X. Lead (Pb) distribution and accumulation in different plant parts and its associations with grain Pb contents in fragrant rice. **Chemosphere**, 248, 126003. 2020.
- ASMARE, M.; HELUF, G.; MARKKU, Y.; BIRRU, Y. Phosphorus Status, Inorganic Phosphorus Forms, and Other Physicochemical Properties of Acid Soils of Farta District, Northwestern Highlands of Ethiopia. **Appl. Environ. Soil Sci.**, 2015.
- ATIYEH, R. M., ARANCON, N. Q., EDWARDS, C. A., METZGER, J. D. The influence of earthworm-processed pig manure on the growth and productivity of marigolds. **Bioresour. Technol.** 81, 103–108. 2001.
- ATIYEH, R. M., ARANCON, N. Q., EDWARDS, C. A., METZGER, J. D. The influence of humic acid derived from earthworms processed organic wastes on the plant growth. **Bioresour. Technol.** 8, 7–14. 2002.
- AULAKH, C. S., SHARMA, S., THAKUR, M., KAUR, P. A review of the influences of organic farming on soil quality, crop productivity and produce quality. **J. Plant Nutr** 45(12):1884–1905. <https://doi.org/10.1080/01904167.2022.2027976> 2022.
- AZEEM, BABAR; KUSHAARI, KUZILATI; MAN, ZAKARIA B.; BASIT, ABDUL; THANH, TRINH H. Review on materials & methods to produce controlled release coated urea fertilizer. **Journal of Controlled Release**, v. 181, p. 11–21, DOI: 10.1016/j.jconrel.2014.02.020. 2014.
- BADER, B. R.; TABAN, S. K.; FAHMI, A. H.; ABOOD, M. A.; HAMDY, G. J. Disponibilidade de potássio em solo corrigido com matéria orgânica e fertilizante fosforoso sob estresse hídrico durante o crescimento do milho (*Zea mays* L.). **J. Saudi Soc. Agric. Sci.**, 20, 390–394. 2021.
- BAKI, M.; ABEDI-KOUPAI, J. Preparation and characterization of a superabsorbent slow-release fertilizer with sodium alginate and biochar. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 135, n. 10, 2017.
- BALDOCK, J. A.; NELSON, P. N. Soil organic matter. Soil Chemistry. In: SUMMER, M. E. (Editor-in-chief). **Handbook of Soil Science**. CRC Press, Boca Raton USA. p B25 – B84. 2000.
- BAMAGOOS, A. A.; ALHARBY, H. F.; ABBAS, G. Differential uptake and translocation of cadmium and lead by Quinoa: A multivariate comparison of physiological and oxidative stress responses. **Toxics**, 10(2), 68. 2022.
- BARAN, A.; MIKUŁA, A.; MAŃKA, J.; BAŃKOWSKA, R.; ZUBKIEWICZ, M.; ZUBKIEWICZ, W. The content and composition of organic matter in bottom sediments of the Rybnik reservoir - preliminary studies. **Geology Geophysics and Environment**, v. 44, n. 3, p. 309-317, 2018.

- BARAN, A.; MAŃKA, J.; MIKUŁA, A.; BAŃKOWSKA, R.; ZUBKIEWICZ, M.; ZUBKIEWICZ, W. The influence of the quantity and quality of sediment organic matter on the potential mobility and toxicity of trace elements in bottom sediment. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 41, n. 6, p. 2893-2910, 2019.
- BARIOLA, P. A.; MACINTOSH, G. C.; GREEN, P. J. Regulation of S-like ribonuclease levels in Arabidopsis: antisense inhibition of RNS1 or RNS2 elevates anthocyanin accumulation. **Plant Physiol.** 119: 331–342. 1999.
- BATES, L. S. Rapid Determination of Free Proline for Water Stress Studies. **Plant Soil**, 39, 205-207. <https://doi.org/10.1007/BF00018060> 1973.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.599-607, 2000.
- BEAUCHAMP, C.; FRIDOVICH, I. Superoxide dismutase: improved assays and assays applicable to acrylamide gels. **Analytical Biochemistry**, v.44, n.1, p.276-287, 1971.
- BENDER, J.; LEE, R.F.; PHILLIPS, P. A review of the uptake and transformation of metals and metalloids by microbial mats and their use in bioremediation, **J. Ind. Microbiol.** 14, 113–118. 1995.
- BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas: noções básicas**. Jaboticabal: FUNEP, 42 p. 2003.
- BENITES, V. M.; CORREA, J. C.; MENEZES, J. F. S.; POLIDORO, J. C. Produção de fertilizante organomineral granulado a partir de dejetos de suínos e aves no Brasil. In: FERTBIO, 2010. **Anais...** Guarapari: [s.n.], 4 p. 2010.
- BENITES, V. M.; KER, J. C.; MENDONÇA, E. S. Fracionamento quantitativo de substâncias húmicas como auxiliar na identificação de diferentes solos da região Sul do Brasil In: Reunião de Classificação, Correlação de Solos e Interpretação de Aptidão Agrícola, 6., 2000. Guia de excursão de estudos de solos nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. **Anais...** Colombo: Embrapa Florestas, p.184-192. 2000.
- BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo**. Embrapa Solos, 7p. 2003b.
- BENITES, V. M.; SCHAEFER, C. E. R. G.; MENDONÇA, E. S.; MARTIN NETO, L. Caracterização da matéria orgânica e micromorfologia de solos sob Campos de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, p. 661-674, 2001.
- BERBARA, R. L.; GARCÍA, A. C. Humic substances and plant defense metabolism. In: **Physiological mechanisms and adaptation strategies in plants under changing environment** (pp. 297-319). Springer, New York, NY. 2014.
- BERTOLI, A. C. **Efeitos do cádmio e do chumbo no crescimento, translocação e teor de nutrientes tomateiro (*Lycopersicum esculentum*) cultivado em solução nutritiva**. 2011. 95p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.
- BEZERRA, P. S. S.; TAKIYAMA, L. R.; BEZERRA, C. W. B. Complexação de íons de metais por matéria orgânica dissolvida: modelagem e aplicação em sistemas reais. **Acta Amaz.**, 39(3):639-648. 2009.

BLANCHART, E., ALBRECHT, A., BROWN, G., DECAENS, T., DUBOISSET, A., LAVELLE, P., MARIANI, L., ROOSE, E. Effects of tropical endogeic earthworms on soil erosion. **Agric. Ecosyst. Environ.** 104, 303–315. 2004.

BOLAN, N.; HOANG, A. S.; BEIYUAN, J.; GUPTA, S.; HOU, D.; KARAKOTI, A.; JOSEPH, S.; JUNG, S.; KIM, K. H.; KIRKHAM, M. B. Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. **Int. Mater. Rev.** 67(2):150–200. <https://doi.org/10.1080/09506608.2021.1922047>. 2022.

BOLAN, N. S.; MAHIMAIRAJA, S.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R.; ADRIANO, D. C. Biotrans-formation of arsenic in soil and aquatic environments: bioavailability and bioremediation. In: NAIDU, R. E.; SMITH, G.; OWENS, P.; BHATTACHARYA, P.; NADEBAUM (Eds.) **Managing Arsenic in the Environment: from Soil to Human Health**, CSIRO, Australia, pp. 433–453. 2006.

BOLAN, N. S.; NAIDU, R.; SYERS, J. K.; TILLMAN, R. W. Surface change and solute interactions in soils. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 67, p.87-140, 1999.

BONSER A. M.; LYNCH J.; SNAPP, S. Effect of phosphorus deficiency on growth angle of basais roots in *Phaseolus vulgaris*. **New Phytol.** 132: 281–288. 1996.

BORGES, A. L. Recomendações de calagem e adubação para abacaxi, acerola, banana, citros, mamão, mandioca, manga e maracujá. Brasília, DF: Embrapa, 2021. 303 p.

BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; WOOD, S.; ZOMER, R. J.; VON UNGER, M.; EMMER, I. M.; GRISCOM, B. W. The role of soil carbon in natural climate solutions. **Nature Sustainability**, v. 3, p. 391-398, 2020.

BOULAL, H.; GÓMEZ-MACPHERSON, H.; GÓMEZ, J. A.; MATEOS, L. Effect of soil management and traffic on soil erosion in irrigated annual crops. **Soil & Tillage Research**, v.115, p.62–70, 2011.

BRAMRYD, T.; FRASHMAN, B. Silvicultural use of wood ashes—Effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris*, L.) forest soil. Water, Air and Soil Pollution. In: **Proceedings** of the Fifth International Conference on Acidic Deposition: Science and Policy, Goteborg, Sweden, 26–30 June 1995; Acid Reign '95, Part 2. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, The Netherlands, 1995.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução N° 357**, de 28 de dezembro de 2005. Diário Oficial União, Brasília, DF, 30 dez, n. 357, p. 81-84. 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução N° 420**, de 28 de dezembro de 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA (MAPA). **Plano Nacional de Fertilizantes 2050**. Recuperado de <https://www.gov.br/agricultura/pt-br> 2022.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES (MCTI). **Estratégias para inovação em fertilizantes**. Brasília: MCTI. 2022.

BRASIL. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO E AGRICULTURA FAMILIAR (MDA). **PRONAF Bioeconomia: Linha de crédito para a bioeconomia**. Brasília, 2024.

BRASIL. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO, INDÚSTRIA, COMÉRCIO E SERVIÇOS (MDIC). **Plano Nacional de Fertilizantes (PNF)**. Brasília, 2022.

- BRIASSOULIS, D.; HELLER, M.; GIAKOUMAKI, A.; BOURA, P.; ANDRONIADIS, K. Review, mapping and analysis of the agricultural plastic waste generation and consolidation in Europe. **Waste Management**, v. 33, n. 6, p. 1262-1278, 2013.
- BRUUN, E. W.; AMBUS P.; EGSGAARD H.; HAUGGAARDNIELSEN, H. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. **Soil Biol. Biochem.** 46:73–79. 2012.
- BUCHER, M. Functional biology of plant phosphate uptake at root and mycorrhiza interfaces. **New Phytol.** 173: 11–26. 2007.
- CABRERA, M. L.; TORBERT, H. A.; TRUMBORE, S. E. Modeling nitrogen transformations in surface-applied biosolids. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, n. 1, p. 229–236, 2005.
- CAI, L.; XU, J.; HUANG, J.; XU, H.; XU, F.; LIANG, Y.; FU, R.; WU, D. Structure control of powdery carbon aerogels and their use in high-voltage aqueous supercapacitors. **New Carbon Mater.** 32(06):550–556. 2017.
- CAI, Z.; XU, M.; WANG, B.; ZHANG, L.; WEN, S.; GAO, S. Effectiveness of crop straws, and swine manure in ameliorating acidic red soils: A laboratory study. **J. Soils Sediments**, 18, 2893–2903. 2018.
- ÇALIŞKAN, N., KOÇ, N., KAYA, A. AND ŞENSES, T. Obtaining Compost from Hazelnut Husk. **Hazelnut Research Institute Result Report**, 41 p., Giresun. 1996.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B.; ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: Legis Summa, p. 89-124. 2001.
- CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e risco de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Ambiência**, Guarapuava, 6(3):547-565. 2010.
- CAMPOS, P.; MILLER, A. Z.; KNICKER, H.; COSTA-PEREIRA, M. F.; MERINO, A.; DE LA ROSA, J. M. Chemical, physical and morphological properties of biochars produced from agricultural residues: Implications for their use as soil amendment. **Waste Management**, v. 105, p. 256-267, 2020.
- CANELLAS, L. P.; BUSATO, J. G.; CAUME, D. J. O uso e o manejo da matéria orgânica humificada sob a perspectiva da agroecologia. In: CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. (Ed). **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. Rio de Janeiro: UENF, p. 244-267. 2005.
- CANELLAS, L. P.; ZANDONADI, D. B.; MÉDICI, L. O.; PERES, L. E. P.; OLIVARES, F. L.; FAÇANHA, A. R. Bioatividade de substâncias húmicas: ação sobre desenvolvimento e metabolismo das plantas. In: CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. (Eds.). **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. Campos dos Goytacazes: CCTA, UENF, p. 224-243. 2005.
- CAO X. D.; HARRIS, W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. **Biores. Technol.** 101:5222–5228. 2010.
- CAO Y, TIAN Y, WU Q, LI J, ZHU H. Vermicomposting of livestock manure as affected by carbon-rich additives (straw, biochar and nanocarbon): a comprehensive evaluation of earthworm performance, microbial activities, metabolic functions and vermicompost quality.

Bioresour Technol. 320: 124404. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124404> PMID: 33212386. 2021.

CAPELLINI, V. L. M. F.; RODRIGUES, O. M. P. R.; MELCHIORI, L. E.; VALLE, T. G. M. Crianças contaminadas por chumbo: Estudo comparativo sobre desempenho escolar. **Estudos em Avaliação Educacional**, v. 19, n. 39, p. 155-180, 2013.

CARNEIRO, M. A. C. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. DE S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 12, p. 1443-1452, dez. 2001.

CARVALHO, J. E. B.; SILVA, A. P. F. Impacto das características físicas de hortaliças na comercialização e preferência do consumidor. **Revista Brasileira de Horticultura**, 36(4), 12-20. 2020.

CERRI, C. E. P.; CHERUBIN, M. R.; DENNY, D. M. T.; CANTARELLA, H.; NOGUEIRA, L. A. H.; MATSUURA, M. I. S. F.; GANDINI, M.; STUCHI, A. A. Carbon balance in the sugarcane sector- conference report. **Journal of Cleaner Production**. v.375. doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134090. 2022.

CH'NG, H. Y.; AHMED, O. H.; MAJID, N. M. A. Improving phosphorus availability in an acid soil using organic amendments produced from agroindustrial wastes. **Sci. World J.**, 1–6. 2014.

CH'NG, H. Y.; SANUSI, S.; OTHMAN, S. B. Effect of Christmas Island rock phosphate and rice straw compost application on soil phosphorus availability and maize (*Zea mays* L.) growth in a tropical acid soil of Kelantan, Malaysia. **Open Agric.**, 5, 150–158. 2020.

CH'NG, H. Y.; SANUSI, S.; OTHMAN, S. B. Effect of Christmas Island rock phosphate and rice straw compost application on soil phosphorus availability and maize (*Zea mays* L.) growth in a tropical acid soil of Kelantan, Malaysia. **Open Agric.** 5, 150–158. 2020.

CHAN, K. Y.; VAN ZWIETEN, L.; MESZAROS, I.; DOWNIE, A.; JOSEPH, S. Using poultry litter biochars as soil amend ments. **Aust J Soil Res.** 46: 437–444. 2008. <https://doi.org/10.1071/SR08036>

CHAN, K. Y.; ZWIETEN, L. V.; MESZAROS, I.; DOWNIE, A.; JOSEPH, S. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. **Aust. J. Soil Res.** 45:629–634. 2007.

CHANCE, B.; MAEHLEY, A. C. Assay of catalases and peroxidases. **Methods Enzymology**, v. 2, p. 764-775. 1995.

CHAPARRO, J. M.; SHEFLIN, A. M.; MANTER, D. K.; VIVANCO, J. M. Manipulating the soil microbiome to increase soil health and plant fertility. **Biol. Fertil. Soils**, 48, 489–499. 2012.

CHAUHAN, H. K.; SINGH, K. Growth and development of earthworm *Eisenia fetida* during organic wastes management in different tertiary combinations of animal dung with agro wastes. **Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.** 2, 1. 2013a.

CHAUHAN, H. K.; SINGH, K. Effect of tertiary combinations of animal dung with agrowastes on the growth and development of earthworm *Eisenia fetida* during organic waste management. **Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.** 2, 11. 2013b.

CHAUHAN, H. K.; SINGH, K. Potency of vermiwash with neem plant parts on the infestation of earia vittella (fabricius) and productivity of Okra *Abelmoschus esculentus* (L.) moench. **Asian J. Res. Pharm. Sci.** 5 (1), 36–40. 2015.

CHEN, B.; ZHU, Y. G. Humic acids increase the phytoavailability of Cd and Pb to wheat plants cultivated in freshly spiked, contaminated soil (7 pp). **Journal of Soils and Sediments**, 6(4), 236-242. 2006.

CHEN, B.; ZHOU, D.; ZHU, L. Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. **Environ. Sci. Technol.** 42(14):5137–5143. 2008.

CHEN, J.; WANG, L.; ZHANG, C.; ZHOU, J.; CHEN, H.; HUANG, B.; ZHANG, W. Environmentally friendly fertilizers: A review of materials used and their effects on the environment. **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 829-839, 2018.

CHEN, S.; LIU, H.; WANG, X.; ZHANG, Y.; XU, Q.; ZHANG, X. Preparation and characterization of slow-release fertilizer encapsulated by biochar-based waterborne copolymers. **Science of The Total Environment**, v. 615, p. 431-437, 2018b.

CHEN, S. L.; WILSON, D. B. Genetic engineering of bacteria and their potential for Hg²⁺ bioremediation. **Biodegradation** 8, pp. 97–103. 1997.

CHEN, W. F.; ZHANG, W. M.; MENG, J. Advances and prospects in research of biochar utilization in agriculture. **Sci. Agric. Sin.** 46(16):3324–3333. 2013.

CHEN, W.; MENG, J.; HAN, X.; WANG, Y.; LI, Q.; ZHANG, Y.; LIU, S. Passado, presente e futuro do biochar. **Biochar**, v. 1, p. 75–87, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00008-3>

CHENG, C. H.; LEHMANN, J.; ENGELHARD, M. H. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a soil sequence. **Geochim. Cosmochim. Acta.** 72(6):1598–1610. 2008. doi: 10.1016/j.gca.2008.01.010.

CHENG, H.; JONES, D. L.; HILL, P.; BASTAMI, M. S.; TU, C. Influence of biochar produced from different pyrolysis temperature on nutrient retention and leaching. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, n. 6, p. 850–859, 2018.

CHIDUMAYO, E. N. Effects of wood carbonisation on soil and initial development of seedlings in Miombo Woodland, Zambia. **Forest Ecol Manag** 70:353–357. 1994.

CHIEN, S. H.; PROCHNOW, L. I.; CANTARELLA, H. Agronomic efficiency of fertilizer phosphorus: sources and management strategies. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 86(3), 177–186. 2009. <https://doi.org/10.1007/s10705-009-9280-0>

CHIEN, S. H.; PROCHNOW, L. I.; CANTARELLA, H. Recent developments of fertilizer production and use to improve nutrient efficiency and minimize environmental impacts. In: CHIEN, S. H.; PROCHNOW, L. I.; CANTARELLA, H. Advances in Agronomy. **San Diego: Academic Press**, v.102, pp. 267-322. 2009.

CHINTALA R.; MOLLINEDO, J.; SCHUMACHER, T. E.; MALO, D. D.; JULSON, J. Effect of biochar on chemical properties of acidic soil. **Arch. Agron. Soil Sci.** 60(3):393–404. 2014.

ÇITAK, S.; SÖNMEZ, S. Influence of Organic and Conventional Growing Conditions on the Nutrient Contents of White Head Cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata) During two Successive Seasons. **J. of Agric. and Food Chem.**, 58(3): 1788-1793. 2010.

- CLEMENS, S. Molecular mechanisms of plant metal homeostasis and tolerance. **Planta**, v. 212, n. 4, p. 475-486, 2001.
- CLEMENS, S.; PALMGREN, M. G.; KRÄMER, U. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. **Trends in plant science**, v. 7, n. 7, p. 309-315, 2002.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relação de áreas contaminadas**. São Paulo: CETESB. 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/> Acesso em: 31 mar. 2022.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Programa de Aquisição de Alimentos – **Relatório Anual 2024**. Disponível em: <https://www.conab.gov.br>. Acesso em: mai. 2025.
- CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.777-788, 2005.
- CONDRON, L. M.; TURNER, B. L.; CADE-MENUN, B. J. Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. In: SIMS, J. T.; SHARPLEY, A. N. (Eds.). **Phosphorus: Agriculture and the Environment**. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, pp 87–121. 2005.
- CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, pp. 425-432, 1999.
- CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Glob Environ Change** 19: 292–305. 2009.
- CORNELISSEN, G.; JUBAEDAH, NURIDA, N. L.; HALE, S. E.; MARTINSEN, V.; SILVANI, L.; MULDER, J. Fading positive effect of biochar on crop yield and soil acidity during five growth seasons in an Indonesian Ultisol. **Science of the Total Environment**, 634(0806), 561–568. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.380>
- COSTA, C. N.; BRITO, M. G.; VENDAS, D. F.; LOPES, M.; CAMELO, A. **Solos Contaminados - O Problema e as Soluções de Remediação**. Universidade NOVA de Lisboa, p. 1-85. 2015. DOI: 10.13140/RG.2.1.4103.6887
- COSTA, E. M.; SILVA, H. F.; RIBEIRO, P. R. A. Matéria Orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. **Enc. Bios, C. Cien. Conhecer**, v. 9, n. 17, p. 1842. 2013.
- COUNCE, P.A., KEISLING, T.C., MITCHELL, A. J. Um Sistema Uniforme, Objetivo e Adaptativo para Expressar o Desenvolvimento do Arroz. **Crop Science**, 40(2), 436. doi:10.2135/cropsci2000.402436x. 2000.
- COUTINHO, I. B., BARROS DE SOUZA, C. D., LIMA, E. S. A., GARCÍA, A. C., PEREIRA, M. G., VALLADARES, G. S., DO AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Roles of Soil Organic Matter and Humic Substance Structure in Cu and Pb Adsorption in Histosols. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, 30(2), 148-162. 2021.
- CRISTALDI, A.; CONTI, G.O.; JHO, E. H.; ZUCCARELLO, P.; GRASSO, A.; COPAT, C.; FERRANTE, M. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. **Environ. Technol. & Innov.**, Amsterdam, v. 8, p. 309–326, 2017.

- CROSS, A.; SOHI, S. P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 10, p. 2127–2134, 2011.
- CROWLEY, D. E.; DUNGAN, R. S. Metals: microbial processes affecting metals. In: **Encyclopedia of Environmental Microbiology**. Wiley and Sons, Inc., New York, pp. 1878–1893. 2002.
- CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. DOS S.; FIGUEIREDO, V. S. **Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio**: avaliação do potencial econômico brasileiro. BNDES Setorial 45: Indústria química, p. 137-187, 2017.
- CUBERO B, NAKAGAWA Y, JIANG XY, MIURA KJ, LI F, RAGHOTHAMA KG, BRESSAN RA, HASEGAWA PM, PARDO JM. The phosphate transporter PHT4;6 is a determinant of salt tolerance that is localized to the Golgi apparatus of Arabidopsis. **Mol Plant** 2: 535–552. 2009.
- DA SILVA, H. F. O., TAVARES, O. C. H., DA SILVA, L. D. S., ZONTA, E., DA SILVA, E. M. R., JÚNIOR, O. J. S., GARCÍA, A. C. Arbuscular mycorrhizal fungi and humic substances increased the salinity tolerance of rice plants. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, 44, 102472. 2022.
- DAMIAN, G. E., MICLE, V., SUR, I. M. Mobilization of Cu and Pb from multi-metal contaminated soils by dissolved humic substances extracted from leonardite and factors affecting the process. **Journal of Soils and Sediments**, 19(7), 2869-2881. 2019.
- DE AGUIAR, T. C.; TORCHIA, D. F. O.; CASTRO, T. A. V. T; TAVARES, O. C. H.; LOPES, S. A.; CANTARINO, R. E.; MOURA, O. V. T.; RODRIGUES, N. F.; BERBARA, R. L. L.; SANTOS, L. A.; GARCÍA, A. C. Spectroscopic-chemometric modeling of 80 humic acids confirms the structural pattern identity of humified organic matter despite different formation environments. **Science of the Total Environment**, v. 833, art. 155133, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155133 2022.
- DE CASTRO, T. A. V. T., BERBARA, R. L. L., TAVARES, O. C. H., DA GRAÇA MELLO, D. F., PEREIRA, E. G., DE SOUZA, C. D. C. B.; GARCÍA, A. C. Humic acids induce a eustress state via photosynthesis and nitrogen metabolism leading to a root growth improvement in rice plants. **Plant Physiology and Biochemistry**, 162, 171-184. 2021.
- DECAIG, L.; QIAN, G. L. I.; XIANGMIN, R; YUPING, Z.; CHANG, T. Application of biochar in dry landsoil decreases loss of nitrogen and improving nitrogen using rate. **Trans Chinese Soc Agric Eng**. 2014; 30: 54–61.
- DEL LONGO, O. T.; GONZÁLES, C. A.; PASTORI, G. M.; TRIPPI, V. S. Antioxidant defenses under hyperoxygenic and hyperosmotic conditions in leaves of two lines of maize with differential sensitivity to drought. **Plant Cell Physiology**, Oxford, v. 34, p. 1023-1028, 1993.
- DELUCA, T. H.; APLET, G. H. Charcoal and carbon storage in forest soils of the Rocky Mountain West. **Front. Ecol. Environ**. 6, 18–24. 2008.
- DELUCA, T. H.; GUNDALE, M. J.; MACKENZIE, M. D.; JONES, D. L. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: **Biochar for Environmental Management**; Routledge: Oxford, UK, pp. 453–486. 2015.
- DEMEYER, A.; VOUNDI NKANA, J.; VERLOO, M. Characteristics of wood ash influence on soil properties and nutrient uptake: An overview. **Bioresour. Technol**. 77, 287–295. 2001.

DEMPSTER, D. N.; GLEESON, D.; SOLAIMAN, Z.; JONES, D. L.; MURPHY, D. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. **Plant Soil** 354, 311–324. 2012.

DESNOS, T. Root branching responses to phosphate and nitrate. **Curr Opin Plant Biol** 11: 82–87. 2008

DEVAU, N.; LE CADRE, E.; HINSINGER P, GE´RARD F. A mechanistic model for understanding root-induced chemical changes controlling phosphorus availability. **Ann Bot** (Lond) 105: 1183–1197. 2010.

DHINDSA, R. H., PLUMB-DHINDSA, P., THORPE, T. A. Leaf senescence correlated with increased level of membrane permeability, lipid peroxidation and decreased level of SOD and CAT. **J. Exp. Bot.** 32, 93-101.1981.

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. IX – Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (orgs.). **Química e mineralogia do solo: Parte II – Aplicações**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 2, p. 1–68, 2009.

DOERNER, P. Phosphate starvation signaling: a threesome controls systemic P(i) homeostasis. **Curr Opin Plant Biol** 11: 536–540. 2008.

DONG, H. T.; LI, Y.; BROWN, P.; XU, C. Y. Sweet potato storage root formation as affected by soil organic amendment applications. **Acta Physiol Plant.** 45(7):88. doi: 10.1007/s11738-023-03570-3. 2023.

DORTZBACH, D.; ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; SILVA NETO, E. C. Compartimentos da matéria orgânica do solo em vinhedos altomontanos de Santa Catarina. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 6, n. 3, p. 10677–10691, 2020. DOI: 10.34117/bjdvn3-080

DOU, Z.; TOTH, J. D.; GALLIGAN, D. T.; RAMBERG, C. F.; FERGUSON, J. D. Laboratory procedures for characterizing manure phosphorus. **J Environ Qual** 29: 508–514. 2000.

DREW, M. C. Comparison of the effects of a localized supply of phosphate, nitrate, ammonium and potassium on the growth of the seminal root system, and the shoot, in barley. **New Phytol** 75: 479–490. 1975.

DUAN, D.; TONG, J.; XU, Q.; DAI, L.; YE, J.; WU, H.; SHI, J. Regulation mechanisms of humic acid on Pb stress in tea plant (*Camellia sinensis* L.). **Environmental Pollution**, 267, 115546. 2020.

DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energ. na Agric.**, Botucatu. v. 15, n. 1, p. 46–58, 2000.

DUME, B.; AYELE, D.; REGASSA, A.; BERECHA, G. Improving available phosphorus in acidic soil using biochar. **J. Soil Sci. Environ.** 8, 87–94.2017

EBELING, A. G. Atributos químicos, carbono orgânico e substâncias húmicas em Organossolos Háplicos de várias regiões do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 325-336, 2011.

ECKHARDT, D. P. **Fertilizantes orgânicos: Índice de eficiência e produção de alface, cenoura e mudas de eucalipto**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Maria. 2015.

ECKHARDT, D. P.; REDIN, M.; SANTANA, N. A.; CONTI, L. D.; DOMINGUEZ, J.; JACQUES, R. L. S.; ANTONIOLLI, Z. I. Cattle manure bioconversion effect on the availability of nitrogen, phosphorus, and potassium in soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 42, Viçosa, 2018. Epub, July 26, 2018.

EDUAH, J. O.; NARTEY, E. K.; ABEKOE, M. K.; BREUNING-MADSEN, H.; ANDERSEN, M. N. Phosphorus retention and availability in three contrasting soils amended with rice husk and corn cob biochar at varying pyrolysis temperatures. **Geoderma**. 341, 10–17. 2019.

EDUSSURIYA, R.; RAJAPAKSHA, A. U.; JAYASINGHE, C.; PATHIRAJA, C.; VITHANAGE, M. Review: Influence of biochar on growth performances, yield of root and tuber crops and controlling plant-parasitic nematodes. **Biochar**. 5:68. <https://doi.org/10.1007/s42773-023-00261-7> 2023.

EDWARDS, C. A.; DOMÍNGUEZ, J.; ARANCON, N. Q. The influence of vermicomposts of plant growth and pest incidence. In: SHAKIR, H. S.; MIKHAIL, W. Z. A. (Eds.) **Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st Century**, pp. 397–420. Cairo. 2004.

ELSER, J. J., FAGAN, W. F., KERKHOFF, A. J., SWENSON, N. G., ENQUIST, B. J. Biological stoichiometry of plant production: metabolism, scaling and ecological response to global change. **New Phytol** 186:593–608. 2010.

EMBRAPA. **Biochar: produção, propriedades e aplicação no solo**. Brasília: Embrapa Solos, 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/biochar>

ERNANI, P. R.; AMEIDA, J. A.; DOS SANTOS, F. C. Potássio. In: **Fertilidade do Solo**. Sociedade Brasileira de Solos (SBCS), Viçosa, 2007.

ESBENSEN, K. H. Editorial. **J. Chemometrics**, 14:381–381. [https://doi.org/10.1002/1099-128x\(200009/12\)14:5/6<381::aid-cem645>3.0.co;2-b](https://doi.org/10.1002/1099-128x(200009/12)14:5/6<381::aid-cem645>3.0.co;2-b) 2000.

ESSIGMANN, B., GULER, S., NARANG, R. A., LINKE, D., BENNING, C. Phosphate availability affects the thylakoid lipid composition and the expression of SQD1, a gene required for sulfolipid biosynthesis in *Arabidopsis thaliana*. **Proc Natl Acad Sci USA** 95: 1950–1955. 1998.

ESTRELA, M. A.; CHAVES, L. H. G.; SILVA, L. N. Fitorremediação como solução para solos contaminados por metais pesados. **Revista Ceuma Perspectivas**. Vol. 31, 2525–5576. 2018.

ETIEGNI, L.; CAMPBELL, A. G. Physical and chemical characteristics of wood ash. **Bioresour. Technol**. 37, 173–178. 1991.

FAÇANHA, A. O.; CASTRO, R. N.; SILVA, C. A. Substâncias húmicas na agricultura: fundamentos e aplicações. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, e0200155, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200155>

FAHR, M., LAPLAZE, L., BENDAOU, N., HOCHER, V., MZIBRI, M. E., BOGUSZ, D., SMOUNI, A. Effect of lead on root growth. **Frontiers in Plant Science**, 4, 175. 2013.

FAO – Food and Agriculture Organization. **Soil nutrient mapping for sustainable agriculture**. Rome: FAO. 2019.

FAO – Food and Agriculture Organization. The state of the world's land and water resources for food and agriculture – **Systems at breaking point**. Rome: FAO. 2021.

FAO – Food and Agriculture Organization. **Information Note:** The importance of Ukraine and the Russian Federation for global agricultural markets and the risks associated with the current conflict. Rome: FAO. 2022.

FAO. Food and Agriculture Organization. **World Food and Nutrition Outlook 2024.** Roma: FAO, 2024.

FAOSTAT. **FAO Statistical Database.** Disponível em: <https://www.fao.org/faostat>. Acesso em: mai. 2025.

FARRAR, M. B., WALLACE, H. M., XU, C. Y., JOSEPH, S., NGUYEN, T. T. N., DUNN, P. K., BAI, S. H. Biochar compound fertilisers increase plant potassium uptake 2 years after application without additional organic fertiliser. **Environ Sci Pollut Res** 29(5):7170–7184. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16236-9> 2022.

FERNÁNDEZ, Z. H. **Análise de metais pesados em solos de Pernambuco com diferentes atividades antrópicas.** 150 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco. 2017.

FERREIRA, DANIEL FURTADO. SISVAR: um sistema computacional de análise para efeitos fixos do tipo parcela subdividida. **Revista Brasileira de Biometria**, [S.l.], v. 37, n. 4, p. 529-535, dez. versão impressa ISSN 1983-0823. 2019. Disponível em: <<http://www.biometria.ufla.br/index.php/BBJ/article/view/450>>. Data de acesso: 10 de maio de 2021. DOI: <https://doi.org/10.28951/rbb.v37i4.450>. 2021.

FERREIRA, J. A.; SIMÕES, M. L.; MILORI, D. M. B. P.; MARTIN-NETO, L.; HAYES, M. H. B.; MAO, J.; SCHMIDT-ROHR, K. **Caracterização espectroscópica da matéria orgânica do solo.** São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 3 p. (Circular Técnica, 24). 2004.

FIGUEIREDO, C. C.; FARIA, W. M.; MELO, B. A. DE; CHAGAS, J. K. M.; VALE, A. T.; COSER, T. R. Labile and stable pools of organic matter in soil amended with sewage sludge biochar. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 65, p. 03650340.2018.1524577, 2018b.

FILGUEIRA, F. A. R. **Novo Manual de Olericultura:** Agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças. Editora UFV. 2013.

FONTANA, A.; PÉREZ, C. A.; MORAES, R. P.; BARBAGELATA, P. M.; VOLKOFF, B. Carbono orgânico e fracionamento químico da matéria orgânica em solos da Sierra de Ánimas – Uruguai. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 12, n. 1, p. 36-43, 2005.

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; BERNINI, T. A.; ANJOS, L. H. C.; WADT, P. G. S.; SANTOS, L. L. Compartimentos da matéria orgânica de solos sob floresta no estado do Acre. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 24, e00057113, 2017.

FONTES, M. R.; WEED, S. B; BOWEN, L. H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.982-990, 1992.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Post-Harvest Handling of Root Vegetables.** 2017.

FU, J.; WANG, C.; CHEN, X.; HUANG, Z.; CHEN, D. Classification research and types of slow controlled release fertilizers used – a review. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 49, n. 17, p. 2219–2230, DOI: 10.1080/00103624.2018.1499757. 2018.

GADD, G. M. Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. **Curr. Opin. Biotechnol.** 11. 271–279. 2000.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; DE OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 99-105, 2008.

GARCÍA, A. C. **Frações sólidas humificadas de vermicomposto**: seus efeitos em plantas e capacidade para a retenção de metais pesados. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, 130 p. Tese (Doutorado). 2013.

GARCÍA, A. C., SOUZA, L. G. A., PEREIRA, M. G., CASTRO, R. N., GARCÍA-MINA, J. M., ZONTA, E., BERBARA, R. L. L. Structure-property-function relationship in humic substances to explain the biological activity in plants. **Scientific Reports**, 6(1), 1-10. 2016.

GARCÍA, A. C., SANTOS, L. A., DE SOUZA, L. G. A., TAVARES, O. C. H., ZONTA, E., GOMES, E. T. M., BERBARA, R. L. L. Vermicompost humic acids modulate the accumulation and metabolism of ROS in rice plants. **Journal of Plant Physiology**, 192, 56-63. 2016.

GARCÍA, A. C., SANTOS, L. A., IZQUIERDO, F. G., SPERANDIO, M. V. L., CASTRO, R. N., BERBARA, R. L. L. Vermicompost humic acids as an ecological pathway to protect rice plant against oxidative stress. **Ecological Engineering**, 47, 203-208. 2012.

GARCÍA, A. C., TAVARES, O. C. H., BALMORI, D. M., SANTOS ALMEIDA, V. D., CANELLAS, L. P., GARCÍA-MINA, J. M., LOURO BERBARA, R. L. Structure-function relationship of vermicompost humic fractions for use in agriculture. **Journal of soils and sediments**, 18(4), 1365-1375. 2018.

GARCÍA, A. C., VAN TOL DE CASTRO, T. A., SANTOS, L. A., TAVARES, O. C. H., CASTRO, R. N., BERBARA, R. L. L., GARCÍA-MINA, J. M. Structure–property–function relationship of humic substances in modulating the root growth of plants: A review. **Journal of Environmental Quality**, 48(6), 1622-1632. 2019.

GEPSTEIN, S., SABEHI, G., CARP, M.J., HAJOUJ, T., NESHER, M.F.O., YARIV, I., DOR, C., BASSANI, M. Large-scale identification of leaf senescence-associated genes. **Plant J.** 36: 629–642. 2003.

GIANNOPOLITIS, C. N.; RIES, S. K. Superoxide dismutases. **Plant Physiology**, v.59, n.2, p.309- 314, 1977.

GILBERT, N. Environment: the disappearing nutrient. **Nature** 461: 716–718. 2009.

GLAB, T.; PALMOWSKA, J.; ZALESKI, T.; GONDEK, K. Effect of biochar application on soil properties and crop productivity: A review. **Geoderma**, v. 276, p. 41-50, DOI: 10.1016/j.geoderma.2016.05.010. 2016.

GLASER B, LEHMANN J, ZECH W. Ameliorating physical and Chemical Properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - A review. **Biology and Fertility of Soils**. pp. 219–230. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>. 2002.

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 219–230, DOI: 10.1007/s00374-002-0466-4. 2002.

GLASER, B.; BALASHOV, E.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. **Org. Geochem.**, 31, 669–678. 2000.

GONÇALVES, V. C. **Cádmio, chumbo e níquel: teores em fertilizantes fosfatados e fracionamento e sorção em solos do Rio Grande do Sul.** 147 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2009.

GONZÁLEZ, M. E.; CEA, M.; MEDINA, J.; GONZÁLEZ, A.; DÍEZ, M. C.; CARTES, P.; MONREAL, C.; NAVIA, R. Evaluation of biodegradable polymers as encapsulating agents for the development of a urea controlled-release fertilizer using biochar as support material. **Science of the Total Environment**, v. 505, p. 446–453, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.10.014 2015.

GOODWIN, E. J.; BURROW, A. M. **Effects of Application of Mill-Generated Primary Sludge and Boiler Ash on Loblolly Pine Survival and Growth.** Gen. Tech. Rep. SRS-92; US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station: Asheville, NC, USA, pp. 135–138. 195. 2006.

GRANT, C. A.; FLATEN, D. N.; TOMLINSON, L. M. Nutrient uptake and partitioning in canola and implications for fertilizer management. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 91, n. 6, p. 889–896, 2011.

GUO, G.; LEI, M.; WANG, Y.; SONG, B.; YANG, J. Accumulation of as, cd, and pb in sixteen wheat cultivars grown in contaminated soils and associated health risk assessment. **Int. J. Environ. Res. Public Health, Basel**, v. 15, p. 1-17, DOI: 10.3390/ijerph15112601. 2018.

GWENZI, W.; NYAMBISHI, T. J.; CHAUKURA, N.; MAPOPE, N. Synthesis and nutrient release patterns of a biochar-based N–P–K slow-release fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 2, p. 405–414, 2018.

GYEWALI, B., MAHARJAN, B., RANA, G., PANDEY, R., PATHAK, R., POUDEL, P. Effect of different organic manures on growth, yield, and quality of radish (*Raphanus sativus*). **SAARC Journal of Agriculture**, 18(2), 101–114. <https://doi.org/10.3329/sja.v18i2.51112> 2021.

HALIM, M., CONTE, P., PICCOLO, A. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. **Chemosphere**, 52(1), 265-275. 2003.

HAMMES, K., TORN, M. S., LAPENAS, A.G., SCHMIDT, M. W. I. Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. **Biogeosciences** 5(5):1339–1350. 2008.

HAMMOND, J. P., WHITE, P. J. Sucrose transport in the phloem: integrating root responses to phosphorus starvation. **J Exp Bot** 59: 93–109. 2008.

HAN, Q., ZHOU, Z., CHEN, L. Interface properties study of graphene reinforced carbon fiber and epoxy resin composites. **Knitt Ind** 01:1–3. 2019.

HANSEN, J. C., CADE-MENUN, B. J., STRAWN, D. G. Phosphorus speciation in manure-amended alkaline soils. **J Environ Qual** 33: 1521–1527, 2004.

HARRISON, A. F. **Soil Organic Phosphorus - A Review of World Literature.** CAB International, Wallingford, Oxon, UK, p 257, 1987.

- HATCHER, P. G.; WAGGONER, D. C.; CHEN, H. Evidence for the existence of humic acids in peat soils based on solid-state ^{13}C NMR. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1571-1577, 2019.
- HAVLIN, J. L.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management**. 8. ed. Pearson, 2014.
- HEIMANN, M.; REICHSTEIN, M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. **Nature**, v. 451, p.289-292, 2008.
- HEITKÖTTER, J.; MARSCHNER, B. Interactive effects of biochar ageing in soils related to feedstock, pyrolysis temperature, and historic charcoal production. **Geoderma**, 245–246, 56–64. 2015.
- HEREDIA, W., PEIRANO, P., BORIE, G., AGUÍLERA, M. Soil Organic Matter – Metal Interactions in Chilean Volcanic Soils Under Different Agronomic Management. **Commun. Soil Sci. Plan.**, 33:13-14, 2002.
- HERNANDO, S., LOBO, M. C., POLO, A. Effect of application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of a soil. **Sci And the Total Environ**, 81(82):589–596. doi: 10.1016/0048-9697(89)90167-8. 1989.
- HINSINGER P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant Soil** 237: 173–195, 2001.
- HINSINGER, P., BENGOUGH, A. G., VETTERLEIN, D., YOUNG, I. M. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry, and ecological relevance. **Plant Soil** 321: 117–152, 2009.
- HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water-culture method for growing plants without soil. **Journal California Agricultural Experiment Station**. vol 347; n. 2; pp. 32. 1950.
- HODGE A. The plastic plant: root responses to heterogeneous supplies of nutrients. **New Phytol** 162: 9–24, 2004.
- HORTA, C. Fertilisation with Compost: Effects on Soil Phosphorus Sorption and on Phosphorus Availability in Acid Soils. **Open J. Soil Sci**, 9, 255–268. 2019.
- HOSSAIN, M. A.; PIYATIDA, P.; SILVA, J. A. T.; FUJITA, M. Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. **Journal of Botany**, v. 2012, p. 1-37, 2012.
- HOUGHTON, R. A. The Contemporary Carbon Cycle. In: SCHLESINGER, W. H. (ed.). **Treatise on Geochemistry**. [S.l.]: Elsevier, v. 8. p. 473-513. 2003.
- HUA, M.; ZHANG, S. J.; PAN, B. C.; ZHANG, W. M.; LV, L.; ZHANG, Q. X. Heavy metal removal from water/wastewater by nanosized metal oxides: A review. **J. Hazard Mater**, 211–212, 317–331. 2012.
- HUANG, H., WANG, Y. X., TANG, J. C., ZHU, W. Y. Properties of maize stalk biochar produced under different pyrolysis temperatures and its sorption capability to naphthalene. **Environ Sci** 35(5):1884. 2014.
- HUMMEL, C.; BOITT, G.; SANTNER, J.; LEHTO, N. J.; CONDRON, L.; WENZEL, W. W. Co-occurring increased phosphatase activity and labile P depletion in the rhizosphere of *Lupinus angustifolius* assessed with a novel, combined 2D-imaging approach. **Soil Biol. Biochem.**, 153, 107963. 2021.

HURLEY, B. A., TRAN, H. T., MARTY, N. J., PARK, J., SNEDDEN, W. A., MULLEN, R. T., PLAXTON, W. C. The dual-targeted purple acid phosphatase isozyme AtPAP26 is essential for efficient acclimation of Arabidopsis to nutritional phosphate deprivation. **Plant Physiol** 153: 1112–1122. 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base cartográfica contínua do Brasil –Escala 1:5.000.000**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html> 2023.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola Municipal**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: mai. 2025.

IEVINSH, G. Vermi-compost treatment differentially affects seed germination, seedling growth and physiological status of vegetable crop species. **Plant Growth Regul.** 65, 169–181. 2011.

IFA – International Fertilizer Association. **Phosphate Fertilizer Production and Trade Report**. Paris: IFA. 2022.

IHSS, International Humic Substances Society. **Sítio eletrônico**. 2010. Disponível em: <http://www.humicsubstances.org/>. Acesso em: 13 de agosto de 2017.

IKERRA, T. W. D.; MNKENI, P. N. S.; SINGH, B. R. Effects of added composts and farmyard manure on phosphorus release from Minjingu phosphate rock and its uptake by maize. **Nor. J. Agric. Sci.** 8, 13–23. 140. 1994.

INDAWAN, E.; LESTARI, S. U.; THIASARI, N. Sweet potato response to biochar application on sub-optimal dry land. **J Degrad Min Lands Manag.** 5(2):1133. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2018.052.1133> 2018.

JABBOROVA, D.; WIRTH, S.; HALWANI, M.; IBRAHIM, M. F.M.; AZAB, I. H. E.; EL-MOGY, M. M.; ELKE, L. A. Growth response of ginger (*Zingiber officinale*), its physiological properties and soil enzyme activities after biochar application under greenhouse conditions. **Horticulturae** 7(8):250. <https://doi.org/10.3390/horticulturae7080250> 2021.

JANSSEN, B. H. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 181, p. 39–45, DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00011290>. 1996.

JARVIS, S. C.; WILKINS, R. J.; PAIN, B. F. Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements: a system approach. **Grass and Forage Science**, Oxford, v. 51, p. 21–31, 1996.

JEN, H. C.; WU, J. T.; HUANG, W. T. **Effects of Compost on the Availability of Nitrogen and Phosphorus in Strongly Acidic Soils**. Taiwan Agricultural Research Institute: Wufeng, Taiwan, 2008.

JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, M. A.; ALMENDROS, G.; WAGGONER, D. C.; ÁLVAREZ, A. M.; HATCHER, P. G. Assessment of the molecular composition of humic acid as an indicator of soil carbon levels by ultra-high-resolution mass spectrometric analysis. **Organic Geochemistry**, v. 143, 104012, 2020.

JING JY, RUI YK, ZHANG FS, RENGEL Z, SHEN JB. Localized application of phosphorus and ammonium improves growth of maize seedlings by stimulating root proliferation and rhizosphere acidification. **Field Crops Res** 119: 355–364. 2010.

- KALIS, E. J., TEMMINGHOFF, E. J., WENG, L., VAN RIEMSDIJK, W. H. Effects of humic acid and competing cations on metal uptake by *Lolium perenne*. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, 25(3), 702-711. 2006.
- KAR, M.; MISHRA, D. Catalase, peroxidase, and polyphenoloxidase activities during rice leaf senescence. **Plant Physiology**, v.57, n.2, p.315-319. 1976.
- KARTHIKEYAN, A. S.; VARADARAJAN, D. K.; JAIN, A.; HELD, M. A.; CARPITA, N. C.; RAGHOTHAMA, K. G. Phosphate starvation responses are mediated by sugar signaling in *Arabidopsis*. **Planta** 225: 907–918. 2007.
- KAUR, R., DAS, S., BANSAL, S., SINGH, G., SARDAR, S., DHAR, H., RAM, H. Heavy metal stress in rice: Uptake, transport, signaling, and tolerance mechanisms. **Physiologia plantarum**, 173(1), 430-448. 2021.
- KEELER, C.; KELLY, E. F.; MACIEL, G. E. Chemical–structural information from solid-state ¹³C NMR studies of a suite of humic materials from a lower montane forest soil, Colorado, USA. **Geoderma**, v.130, p.124-140. (2006).
- KEILUWEIT, M.; NICO, P. S.; JOHNSON, M. G.; KLEBER, M. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 44, n. 4, p. 1247–1253, DOI: <https://doi.org/10.1021/es9031419>. 2010.
- KHAN, M., ROLLY, N. K., AL AZZAWI, T. N. I., IMRAN, M., MUN, B. G., LEE, I. J., YUN, B. W. Lead (Pb)-induced oxidative stress alters the morphological and physio- biochemical properties of rice (*Oryza sativa* L.). **Agronomy**, 11(3), 409. 2021.
- KHATTREE, R.; NAIK, D. N. **Multivariate data reduction and discrimination with SAS® Software**. 1st Edn, Vol. 1, pp. 211–345 (John Wiley; Sons). 2000.
- KHATTREE, R.; NAIK, D. N. **Applied Multivariate Statistics with SAS® Software**. Second Edition. Cary, NC: SAS Institute Inc. 1999.
- KHORRAMDEL, S.; KOOCHEKI, A.; MAHALLATI, M. N.; KHORASANI, R.; GHORBANI, R. Evaluation of carbon sequestration potential in corn fields with different management systems. **Soil & Tillage Research**, v. 133, p. 25-31, 2013.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes Organominerais**. 2^a. ed. Piracicaba, Degaspari, 2008. 160p.
- KIEHL, E. J. **Novos fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: 1^a ed., v. 248, 2010.
- KIRAN, Y. K., BARKAT, A., XIAO-QIANG, C. U. I., YING, F., FENG-SHAN, P. A. N., & LIN, T. Cow manure and cow manure-derived biochar application as a soil amendment for reducing cadmium availability and accumulation by *Brassica chinensis* L. in acidic red soil. **Journal of Integrative Agriculture**, 16(3), 725–734. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61488-0](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61488-0) 2017.
- KLOTH, B. Aglukon Spezialdünger GmbH: Reply to the request on controlled release fertilizers. **Personal communication**. 1996.
- KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; SENTURK, E.; INCE, M. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solutions by activated carbon prepared from apricot stone. **Bioresource technology**, v. 96, n. 13, p. 1518-1521, 2005.
- KOTCHONI SO, KUHNS C, DITZER A, KIRCH HH, BARTELS D. Overexpression of different aldehyde dehydrogenase genes in *Arabidopsis thaliana* confers tolerance to abiotic

stress and protects plants against lipid peroxidation and oxidative stress. **Plant Cell Environ**, 29(6):1033-1048. 2006.

KRÄMER, U.; TALKE, I. N.; HANIKENNE, M. Transition metal transport. **FEBS Lett**. 581, 2263–2272. 2007.

KUMAR, A.; BHATTACHARYA, T.; SHAIKH, W. A.; ROY, A.; CHAKRABORTY, S.; VITHANAGE, M.; BISWAS, J. K. Multifaceted applications of biochar in environmental management: a bibliometric profile. **Biochar** 5(1):11. (2023) <https://doi.org/10.1007/s42773-023-00207-z>.

KUMAR, D.; SRIKANTASWAMY, S. Factors Affecting on Mobility of Heavy Metals in Soil Environment. **IJSRD**, 2(03). 2014.

LAHORI, A. H.; MIERZWA-HERSZTEK, M.; RASHID, M.; KALHORO, S. A.; MEMON, M.; NAHEED, Z.; AHMED, M.; ZHANG, Z. Residual effects of tobacco biochar along with different fixing agents on stabilization of trace elements in multi-metal contaminated soils. **Journal of Environmental Sciences**. (China), 87, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.07.003> 2020.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global. **Science**, v. 304, p. 1623, 2004.

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security** 5(4):212–222. 2016.

LAMBERS, H.; SHANE, M. W.; CRAMER, M. D.; PEARSE, S. J.; VENEKLAAS, E. J. Root structure and functioning for efficient acquisition of phosphorus: matching morphological and physiological traits. **Ann Bot** (Lond) 98: 693–713. 2006.

LANGE, A.; ZANDONADI, R. S.; GOBBI, F. C. Relações cálcio:magnésio e características químicas do solo sob cultivo de soja e milho. **Nativa, Sinop**, v. 7, n. 3, p. 251-255, DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i3.7639> 2021.

LARSEN S. Soil phosphorus. **Adv Agron**. 19: 151–210. 1967.

LE GUÉDARD, M.; FAURE, O.; BESSOULE, J-J. Early changes in the fatty acid composition of photosynthetic membrane lipids from *Populus nigra* grown on a metallurgical landfill. **Chemosphere**, v. 88, n. 6, p. 693-698, 2012.

LEHMANN, J. Bio-energy in the black. **Front Ecol Environ** 5(7):381–387, 2007b.

LEHMANN, J.; RONDON, M. Bio-Char Soil Management on Highly Weather ed Soils in the Humid Tropics. In: UP, H. N. (Ed.). **Biological Approaches to Sustainable Soil Systems**. Boca Raton, FL: CRC Press. pp. 517–530. 2002.

LEHMANN, J. Terra preta Nova - Where to from here? In: WOODS, W. I.; TEIXEIRA, W. G.; LEHMANN, J.; STEINER, C.; WINKLERPRINS, A. (Eds) **Terra Preta Nova: a tribute to Wim Sombroek**. Springer, Berlin, pp 473-486, 2009.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - a review. **Mitig Adapt Strat Glob Change** 11:403–427. 2006.

LEHMANN, J. A handful of carbon. **Nature**, 447, 143–144. 2007.

LEHMANN, J.; RILLIG, M. C.; THIES, J.; MASIELLO, C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar impacts on soil carbon and nutrient cycling. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Eds.) **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. London: Earthscan, p. 147–168. 2007.

- LEHMANN, J.; RILLIG, M. C.; THIES, J.; MASIELLO, C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems – A review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, vol. 11, p. 403–427, 2007.
- LEHMANN, J.; DA SILVA JR, J. P.; RONDON, M.; CRAVO, M. D. S.; GREENWOOD, J.; NEHLS, T.; STEINER, C.; GLASER, B. Slash-and-char-a feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon. In: **Proceedings...** of the 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, 14–21 August 2002; pp. 1–12. 2002.
- LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – A review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**. **Dordrecht**, v. 11, n. 2, p. 403–427. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>. 2006.
- LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation**. 2. ed. London: Routledge, 2015. ISBN: 9781136279392.
- LEITE, L. F. C.; MORAES, R. M.; SILVA, C. A.; OLIVEIRA, L. C.; SILVA, A. C. Variabilidade espacial das frações da matéria orgânica do solo em área degradada sob recuperação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 394–401, 2015.
- LENG, L. J.; HUANG, H. J.; LI, H.; LI, J.; ZHOU, W. G. Biochar stability assessment methods: a review. **Sci Total Environ** 647:210-222 .2019.
- LI, M.; WELTI, R.; WANG, X. Quantitative profiling of Arabidopsis polar glycerolipids in response to phosphorus starvation: roles of phospholipases D z1 and D z2 in phosphatidylcholine hydrolysis and digalactosyldiacylglycerol accumulation in phosphorus-starved plants. **Plant Physiol** 142: 750-761. 2006.
- LI, Y.; NIU, S. L.; YU, G. R. Aggravated phosphorus limitation on biomass production under increasing nitrogen loading: a meta-analysis. **Glob Chang Biol** 22:934-943. 2016.
- LI, H.; WANG, X.; LI, G.; ZHANG, Z.; ZHOU, W.; WANG, C. The role of major functional groups: Multi-evidence from the binding experiments of heavy metals on natural fulvic acids extracted from lake sediments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 162, p. 514-520, 2018.
- LI, J. Exploration of Hemudu pottery culture. **Jingdezhen's Ceram** 03:36-40. 1996.
- LI, S.; ZHAO, L.; WANG, C.; HUANG, H.; ZHUANG, M. Melhoria sinérgica do sequestro de carbono e rendimento das culturas por adição de material orgânico em solo salino: uma meta-análise global. **Sci. Ambiente Total**, 891, 164530. 2023.
- LI, X.; YANG, Y.; ZHANG, J.; JIA, L.; LI, Q.; ZHANG, T.; QIAO, K.; MA, S. Zinc induced phytotoxicity mechanism involved in root growth of *Triticum aestivum* L. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 86, p. 198-203, 2012.
- LI, X.; ZHANG, B.; LI, N.; JI, X.; LIU, K.; JIN, M. Zebrafish neurobehavioral phenomics applied as the behavioral warning methods for fingerprinting endocrine disrupting effect by lead exposure at environmentally relevant level. **Chemosphere**, Oxford, v. 231, p. 315-325. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.146. 2019.
- LIAN, F. HUANG F, CHEN W, XING BS, ZHU LY. Sorption of apolar and polar and polar organic contaminants by waste tire rubber and its chars in single- and bi-solute systems. **Environ Pollut** 159(4):850. 2011.

- LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; SKJEMSTAD, J. O.; THIES, J.; LUIZAO, F. J.; PETERSEN, J.; NEVES, E. G.; NETO, M. M.; RISSMANN, C.; DAS, K. C. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 70, p. 1719–1730, 2006.
- LIBUTTI, A.; TROTTA, V.; RIVELLI, A. R. Biochar, vermicomposto e composto como corretivos orgânicos do solo: Influência nos parâmetros de crescimento, teor de nitrato e clorofila da acelga (*Beta vulgaris* L. var. *cycla*). *Agronomia*, 10, 346. 2020.
- LIN, W. Y.; LIN, S. I.; CHIOU T. J. Molecular regulators of phosphate homeostasis in plants. *J Exp Bot* 60: 1427-1438. 2009.
- LIN, D.H.; TIAN, X. L.; LI, T. T.; ZHANG, Z. Y.; HE, X.; XING, B. S. Surface-bound humic acid increased Pb²⁺ sorption on carbon nanotubes. *Environ. Pollut.* 167, 138-147. 2012.
- LIN, H.; WANG, Z.; LIU, C.; DONG, Y. Technologies for removing heavy metal from contaminated soils on farmland: A review. *Chemosphere*, 135457. 2022.
- LINDSAY, W. L.; VLEK, P. L. G.; CHIEN, S. H. Phosphate minerals. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Eds.) *Minerals in Soil Environment*, Ed 2. **Soil Science Society of America**, Madison, WI, pp. 1089-1130. 1989.
- LINHARES, P. C. F.; PEREIRA, M. F. S.; OLIVEIRA, B. S.; HENRIQUES, G. P. S. A. MARACAJÁ, P. B. Produtividade de rabanete em sistema orgânico de produção. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 5, n. 5, p. 94 – 101, 2010.
- LIU, S.; MENG, J.; JIANG, L.; YANG, X.; LAN, Y.; CHENG, X.; CHEN, W. Rice husk biochar impacts soil phosphorous availability, phosphatase activities and bacterial community characteristics in three different soil types. *Appl. Soil Ecol.*, 116, 12-22. 2017.
- LIU, X.; ZHANG, J.; WANG, Q.; CARVALHO, T.; OLIVEIRA, H.; HAMOUD, Y.A. Melhoria da fotossíntese por biochar e vermicomposto para aumentar a produtividade do tomate (*Solanum lycopersicum* L.) em condições de casa de vegetação. *Plantas*, 11, 3214. 2022.
- LIU, X. B.; HAN, X. Z.; HERBERT, S. J.; XING, B. Dynamics of soil organic carbon under different agricultural management system in the black soil of China. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 34, p. 973-984, 2003.
- LÓPEZ-BUCIO, J.; CRUZ-RAMÍREZ, A.; HERRERA-ESTRELLA, L. The role of nutrient availability in regulating root architecture. *Curr Opin Plant Biol* 6: 280-287. 2003.
- LOPES, W. A.; SANTOS, J. R. Qualidade comercial de hortaliças tuberosas em mercados locais e exportação. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 14(3), 87-95. 2018.
- LORENZ, K., LAL, R. Organic Agriculture and Greenhouse Gas Emissions. In: **Organic Agriculture and Climate Change**. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-17215-1_3 2023.
- LU, S. G.; SUN, F.-F.; ZONG, Y.-T. Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (vertisol). *Catena*. 114:37-44. doi: 10.1016/j.catena.2013.10.014. 2014.
- LUENGO, C.; BRIGANTE, M.; ANTELO, J.; AVENA, M. Kinetics of phosphate adsorption on goethite: comparing batch adsorption and ATR-IR measurements. *J Colloid Interface Sci* 300: 511-518. 2006.

- LUO, Y.; DURENKAMP, M.; DE NOBILI, M.; LIN, Q.; DEVONSHIRE, B. J.; BROOKES, P. C. Microbial biomass growth, following incorporation of biochars produced at 350 °C or 700 °C, in a silty-clay loam soil of high and low pH. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 513-523, 2013.
- LV, H.; ZHAO, Y.; WANG, Y.; WAN, L.; WANG, J.; BUTTERBACH-BAHL, K.; LI, S.; LIU, H.; WU, D.; ZHANG, X. Conventional flooding irrigation and over fertilization drives soil pH decrease not only in the top-but also in subsoil layers in solar greenhouse vegetable production systems. **Geoderma**. 363: 114156. 2020.
- LYNCH, J. P. Root architecture and plant productivity. **Plant Physiol** 109:7-13. 1995.
- LYNCH, J. P.; BROWN, K. M. Root strategies for phosphorus acquisition. In: WHITE, P. J.; HAMMOND, J. P. (Eds.). **The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions**. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp 83-116. 2008.
- LYNCH, J. P. Root architecture and plant productivity. **Plant Physiology**, v. 109, p. 7-13, 1995.
- MA, C.; FENG, X.; DING, Y. J.; ZHANG, X. H.; CHENG, K.; PAN, G. X. Nanopore distribution of biochar and soil aggregates revealed with the technology of nuclear magnet. **Chin J Soil Sci** 49(3):582-587. 2018.
- MA, Y. Study and research on the pottery block of Hemudu fveleaf grain. **World Antiq** 05:46-49. 2018.
- MAGUIRE, J. D. Spread of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigour. **Crop Science**, v. 2, n. 2, p. 176-177, 1962.
- MAJOR, J.; RONDON, M.; MOLINA, D.; RIHA, S. J.; LEHMANN, J. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. **Revista Plant Soil**. v. 333, p. 117-128, <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0327-0> 2010.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: ProduQuímica, 153p. 1994.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2ª ed. Piracicaba: Potafos, 319p. 1997.
- MALCOLM, R. L. The uniqueness of humic substances in each of soil, stream and marine environments. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 232, p. 19-30, 1990.
- MALHIA, S. S.; NYBORG, M.; SOLBERG, E. D.; DYCK, M. F.; PUURVEEN, D. Improving crop yield and N uptake with long-term straw retention in two contrasting soil types. **Field Crops Research**, v. 124, p. 378-391, 2011.
- MANDRE, M.; PARN, H.; OTS, K. Short-term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus sylvestris* L. **For. Ecol. Manag.** 223, 349-357. 2006.
- MANZOOR, M. L.; NI, K.; RUAN, J. Efeito do uso integrado de torta de colza, biochar e fertilizantes químicos no crescimento radicular, eficiência do uso de nutrientes e produtividade do chá. **Agronomia**, 12, 1823. 2022.
- MAPA. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Plano Nacional de Bioinsumos**. Brasília: MAPA, 2024.
- MARKLEIN, A. R.; HOULTON, B. Z. Nitrogen inputs accelerate phosphorus cycling rates across a wide variety of terrestrial ecosystems. **New Phytol** 193:696-704. 2012.

- MARRIS, E. Black is the new green. **Nature** 442:624-626, 2006.
- MARSCHNER H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2^a. ed. London: Academic Press, p. 889. 1995.
- MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 3^a. ed. London: Academic Press, 2012.
- MARTINS, C. A. S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais traço no solo. **R. Bras. Agroc.**, 17(3-4):383-391. 2011.
- MARTINS, J.; FIGUEIREDO, B. R. Testes de mobilidade de chumbo e arsênio em solo contaminado em Apiaí (SP). **Geochimica Brasiliensis**, [s. l.], p. 189-200, DOI: 10.5327/Z0102-9800201400020007. 2014.
- MARU, A.; HARUNA, A. O.; ASAP, A.; MAJID, N. M. A.; MAIKOL, N.; JEFFARY, A.V. Reducing Acidity of Tropical Acid Soil to Improve Phosphorus Availability and *Zea mays* L. Productivity through Efficient Use of Chicken Litter Biochar and Triple Superphosphate. **Appl. Sci.**, 10, 2127. 2020.
- MAXIMINIANO, A. M. DE S.; BARBOSA, A. M.; CAVANI, A. C. M.; QUEIROZ, A. P.; GUIMARÃES, C. C.; TEIXEIRA, C. E.; CIRANI, C. B. S.; SACCOCCIO, E. M.; MOTTA, F. G.; SETTI, G.; GARCIA, L. P.; ARAÚJO, M. M. DE; RISSARDI, M.; BRITO, M.; YOSHIKAWA, N. K.; ARAÚJO CUNHA, R. C. DE; MORAES, S. L. DE; TAVARES, T.; GOMES, T. L.; TUKOFF-GUIMARAES, Y. B. PANORAMA GAC. **Mapeamento da cadeia de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. 2016.
- MBAGWU, J. S.; PICCOLO, A. **Effects of Humic Substances from Oxidized Coal on Soil Chemical Properties and Maize Yield. The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection**. IHSS, Polish Society of Humic Substances: Wroclaw, Poland, pp. 921-925. 1997.
- MBAGWU, J. S. C.; PICCOLO, A.; SPALLACCI, P. Effects of field applications of organic wastes from different sources on chemical, rheological and structural properties of some Italian surface soils. **Biores. Tech.**, 37, 71-78. 1991.
- MBAH, C. N.; NWITE, J. N.; NJOKU, C.; NWEKE, I. A. Response of maize (*Zea mays* L.) to different rates of wood-ash application in acid ultisol in Southeast Niger. **Afr. J. Agric. Res.**, 5, 580-583. 2010.
- MENSAH, A. K.; FRIMPONG, K. A. Biochar and/or compost applications improve soil properties, growth, and yield of maize grown in acidic rainforest and coastal savannah soils in Ghana. **Int. J. Agron**. 2018.
- METSON, G. S.; MACDONALD, G. K.; HABERMAN, D.; NESME, T.; BENNETT, E. M. Feeding the Corn Belt: Opportunities for phosphorus recycling in U.S. agriculture. **Sci. Total. Environ.**, 542, 1117-1126. 2016.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **Normas para classificação e comercialização de hortaliças frescas**. Disponível em: www.gov.br/agricultura. 2019.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa 23, de 31 de agosto de 2005**. Diário Oficial, Brasília, DF, 28 de junho de 2009. Seção 1, p. 20. Disponível em: <

<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumosagropecuarios/insumosagricolas/fertilizantes/legislacoes>> Acesso em: 15 Jan. 2022.

MOGHTADERI, T.; AMINIYAN, M. M.; ALAMDAR, R.; MOGHTADERI, M. Indexbased evaluation of pollution characteristics and health risk of potentially toxic metals in schools dust of Shiraz megacity, SW. **Iran Hum. Ecol. Risk Assess.**, [s. l.], v. 25, p. 410-437, DOI: 10.1080/10807039.2019.1568857. 2019.

MON, W.W.; UENO, H. Short-Term Effect of the Combined Application of Rice Husk Biochar and Organic and Inorganic Fertilizers on Radish Growth and Nitrogen Use Efficiency. **Plants**, 13, 2376. <https://doi.org/10.3390/plants13172376>. 2024.

MONDA, H., MCKENNA, A. M., FOUNTAIN, R., LAMAR, R. T. Bioactivity of humic acids extracted from shale ore: Molecular characterization and structure-activity relationship with tomato plant yield under nutritional stress. **Frontiers in Plant Science**, 958. 2021.

MONFARED, K.; ARDAKANI, P. R. M. R.; SARAJUQI, F. M.; BADI, H. A. N. Efeitos do consórcio de nabo forrageiro (*Brassica rapa* L.) e manjerição (*Ocimum basilicum* L.) e da aplicação de vermicomposto e biochar como corretivos do solo sobre a qualidade e quantidade da cultura do nabo forrageiro. **Agricultura Biológica e Horticultura**, 39(2), 129-147. <https://doi.org/10.1080/01448765.2023.2172691>. 2023.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica do fósforo no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 665-672. 2004.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª ed. Lavras: Editora UFLA, 729p. 2006.

MORENO, F. N.; ANDERSON, C. W. N.; STEWART, R. B.; ROBINSON, B. H.; GHOMSHEI, M.; MEECH, J. A. Induced plant uptake and transport of mercury in the presence of sulphur-containing ligands and humic acids, **New Phytol.** 166, 445-454. 2005.

MORGAN, K. T.; SHEDD, J. M.; STALL, W. M.; KORCAK, R. F. Release mechanisms for slow and controlled release fertilizers and strategies for their use in vegetable production. **Hort. Technology**, 19(1), 10-12, 2009.

MOTAVALLI, P.; MILES, R. Soil phosphorus fractions after 111 years of animal manure and fertilizer applications. **Biol. Fertil. Soils**, 36, 35-42. 2002.

MUHMOOD, A.; LU, J.; DONG, R.; WU, S. Formation of struvite from agricultural waste waters and its reuse on farmlands: Status and hindrances to closing the nutrient loop. **J. Environ. Manag.**, 230, 1-13. 2019.

MUZILLI, O. Manejo da matéria orgânica no sistema plantio direto: a experiência no Estado do Paraná. **Informações Agronômicas**, 100, 6-10. 2002.

NACRY, P.; CANIVENC, G.; MULLER, B.; AZMI, A.; VAN ONCKELEN, H.; ROSSIGNOL, M.; DOUMAS P. A role for auxin redistribution in the responses of the root system architecture to phosphate starvation in Arabidopsis. **Plant Physiol** 138: 2061-2074. 2005.

NADER, R. H.; AMAL, W.; ABOU, E. K.; RAAFAT, N. Z. Effect of organic and bio-fertilizers on phosphorus and some micronutrients availability in a calcareous soil, Soil, Water and Environment Research Institute, Agriculture Research Center, Giza, Egypt. Res. **J. Agric. Biol. Sci.**, 4, 545-552. 2008.

- NAG, R.; CUMMINS, E. Human health risk assessment of lead (Pb) through the environmental-food pathway. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 810, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151168>. 2022.
- NAS, F. S.; ALI, M. The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters: a review. **MOJ Eco Environ Sci**, Edmond, v. 3, n. 4, p. 265-268. DOI: 10.15406/mojes.2018.03.00098. 2018.
- NAZ, M. Y.; SULAIMAN, S. A. Slow-release coating remedy for nitrogen loss from conventional urea: a review. **Journal of Controlled Release**, v. 225, p. 109-120, 2016.
- NCIIZAH, A. D. WAKINDIKI, I. I. C. Particulate organic matter, soil texture and mineralogy relations in some Eastern Cape ecotopes in South Africa. **South African Journal of Plant and Soil**, v. 29, n. 1, p. 39-46, 2012.
- NEILSON, R. L. Presence of plant growth substances in earthworms, demonstrated by the paper chromatography and went pea test. **Nature** (Lond.) 208, 1113-1114, 1965.
- NESTEROV, V. N.; ROZENTSVET, O. A.; MURZAEVA, S. V. Changes in lipid composition in the tissues of fresh-water plant *Hydrilla verticillata* induced by accumulation and elimination of heavy metals. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 56, n. 1, p. 85-93, 2009.
- NEUMANN, G.; RÖMHELD, V. Root-induced changes in the availability of nutrients in the rhizosphere. In: WASEL, Y.; ESHEL, A.; KAFKAFI, U. (Eds.), **Plant Roots, The Hidden Half**, Ed 3. Marcel Dekker, Inc., New York, pp 617-649. 2002.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (org.). Fertilidade do solo. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p. 471-550. 2007.
- NOVAK, J. M.; LIMA, I.; GASKIN, J. W.; STEINER, C.; DAS, K. C.; AHMEDNA, M. **Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamysand**. 3:195-206. 2009.
- NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J.; LAIRD, D. L. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Sci** 174(2):105-112. 2009.
- NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J.; LAIRD, D. L.; AHMEDNA, M.; WATTS, D. W.; NIANDOU, M. A. S. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Sci** 174:105-112. 2009.
- NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J.; LAIRD, D. L.; AHMEDNA, M.; WATTS, D. W.; NIANDOU, M. A. S. Impact of biochar amendment on fertility of southeastern coastal plain soil. **Soil Science**, v. 174, n. 2, p. 105-112. DOI: 10.1097/SS.0b013e3181981d9a 2009.
- NOVOTNY, E. H.; MAIA, C. M. B. F.; CARVALHO, M. T. M.; MADARI, B. E. Biochar: pyrogenic carbono for agricultural use – a critical review. **R. Bras. Ci. Solo**, 39:321-344, DOI: 10.1590/01000683rbc20140818 2015.
- NTHEJANE, M. M.; DU PREEZ, C. C.; VAN HUYSSTEEN, C. W. Relationships between agronomic and environmental phosphorus analyses of selected soils. **Water SA**, 47, 97-105. 2021.
- NWEKE, I. A.; MBAH, C. N.; OWEREMADU, E. O.; DAMBABA, N.; ORJI, E. C.; EKESIOBI, A. I.; NNABUIFE, E. L. C. Soil pH, available P of an ultisol and castor performance as influenced by contrasting tillage methods and wood ash. **Afr. J. Agric. Res.**, 12, 606-616. 2017.

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development. **Impacts of the war in Ukraine on global agricultural markets**. Paris: OECD. 2022.

OELKERS, E. H.; VALSAMI-JONES, E. Phosphate mineral reactivity and global sustainability. **Elements** 4: 83-87. 2008.

OGAWA, M. **Rehabilitation of Pine with Charcoal and Mycorrhiza**. Chikushishokan Publishing: Tokyo, Japan, 2007.

OHNO, T.; AMIRBAHMAN, A. Phosphorus availability in boreal forest soils: A geochemical and nutrient uptake modeling approach. **Geoderma**, 155, 46-54. 2010.

OHNO, T.; FERNANDEZ, I. J.; HIRADATE, S.; SHERMAN, J. F. Effects of soil acidification and forest type on water soluble soil organic matter properties. **Geoderma**, 140, 176-187. 2007.

OLIVEIRA, F. F.; SALCEDO, I. H.; GALVÃO, S. R. Adubação orgânica e inorgânica de batatinha em solos arenosos: Produtividade, nutrientes na planta e lixiviação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.12, p.1228-1234, 2011.

OLIVEIRA, L. B.; FERNANDES, A. R.; SANTOS, D. R. Características químicas de fertilizantes organominerais. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 19, n. 2, p. 230-238, DOI: <https://doi.org/10.5965/223811711922020230>. 2020.

OLIVEIRA, L. R. **Metais pesados e atividade enzimática em Latossolos tratados com lodo de esgoto e cultivados com milho**. 108f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Jaboticabal, 2008.

OLIVEIRA, P.; CHANG, S. X. Biochar diminui e inibidor de nitrificação aumenta a limitação de fósforo para o crescimento microbiano em uma rotação trigo-canola. **Sci. Ambiente Total.**, 858, 159773. 2023.

OLSEN, C. On the influence of humus substances on the growth of green plants in water culture. **Comptes Rendus Biologies**, 18:1-16, 1913.

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Comité Codex Alimentarius. **Norma general del Codex para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos**. Codex Stan 193-1995, Rev. 4, 2009.

OSMONT, K. S.; SIBOUT, R.; HARDTKE, C. S. Hidden branches: developments in root system architecture. **Annu Rev Plant Biol** 58: 93-113. 2007.

ÖZER, H. **Develop Organomineral Fertilizer from Biomass Energy Power Plant Ash and Organic Wastes** (Master's Thesis), Sakarya University Institute of Social Sciences, 73 p, Sakarya. 2017.

PALM, C. A.; MYERS, R. J. K.; NWAISEMO, S. M. Combined use of organic and inorganic nutrient sources for soil fertility maintenance and replenishment. In: BURESH, R. J.; SANCHEZ, P. A.; CALHOUN, F. (Ed.). **Replenishing soil fertility in Africa**. Madison: SSSA, p. 193–217. (SSSA Special Publication 51). 2001.

PARFITT, R. L. Phosphate reactions with natural allophone, ferrihydrite and goethite. **J Soil Sci** 40:359-369, 1989.

PARK, J.; HUNG, I.; GAN, Z.; ROJAS, O. J.; LIM, K. H.; PARK, S. Activated carbon from biochar: influence of its physicochemical properties on the sorption characteristics of phenanthrene. **Bioresour. Technol.**, 149, 383-389. 2013.

PAUL, B. K.; VANLAUWE, B.; AYUKE, F.; GASSNER, A.; HOOGMOED, M.; HURISSO, T. T.; KOALA, S.; LELEI, D.; NDABAMENYE, T.; SIX, J.; PULLEMAN, M. M. Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.164, p.14-22, 2013.

PAUL, E. A. (Org.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 4. ed. Boston: Academic Press, 2014.

PAULETTI, V.; LIMA, M. R.; BARCIK, C.; BITTENCOURT, A. Rendimento de grãos de milho e soja em uma sucessão cultural de oito anos sob diferentes sistemas de manejo de solo e de culturas. **Ciência Rural, Santa Maria**, v. 33, n. 3, p. 491-495. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000300015> 2003.

PAULO, S. P.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C. A. Organic Compounds from Plant Extracts and Their Effect on Soil Phosphorus Availability. **Pesqui. Agropecu. Bras.**, 43, 1379-1388. 2008.

PAWLIK-SKOWROŃSKA, B.; BAČKOR, M. Zn/Pb-tolerant lichens with higher content of secondary metabolites produce less phytochelators than specimens living in unpolluted habitats. **Environmental and Experimental Botany**, v. 72, n. 1, p. 64-70, 2011.

PEIXOTO, C. P. **Análise de crescimento e rendimento de três cultivares de soja em três épocas de semeadura e três densidades de plantas**. 1998. 151 f. Tese (Doutorado em Fitotecnia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

PEIXOTO, P. H. P.; CAMBRAIA, J.; SANT'ANNA, R.; MOSQUIM, P. R.; MOREIRA, M. A. Aluminum effects on lipid peroxidation and on the activities of enzymes of oxidative metabolism in sorghum. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 11, n. 3, p. 137-143, 1999.

PENG, Y. F.; LI, F.; ZHOU, G. Y.; FANG, K.; ZHANG DY, LI CB, YANG GB, WANG GQ, WANG J, YANG YH. Linkages of plant stoichiometry to ecosystem production and carbon fluxes with increasing nitrogen inputs in an alpine steppe. **Glob Chang Biol** 23:5249-5259 2017b.

PENG, X. X.; GAI, S.; CHENG, K.; YANG, F. Roles of humic substances redox activity on environmental remediation. **Journal of Hazardous Materials**, 129070. 2022.

PENN, C. J.; CAMBERATO, J. J. A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. **Agriculture** 9, 120. 2019.

PEREIRA, A. C. C.; LIMA, E. S. A.; SANTOS, A. M.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Análise e monitoramento de metais pesados no solo. Cap. 4 In: **Valores orientadores de qualidade de solos no Espírito Santo**. 2015.

PERPETUO, E. A.; SOUZA, C. B.; NASCIMENTO, C. A. O. Engineering bacteria for bioremediation. In: CARPI, A. (Ed.) **Progress in Molecular and Environmental Bioengineering from Analysis and Modeling to Technology Applications**. InTech Publishers, pp. 605-632. 2011.

PERUCCI, P.; MONACI, E.; ONOFRI, A.; VISCHETTI, C.; CASUCCI, C. Changes in physico-chemical and biochemical parameters of soil following addition of wood ash: A field experiment. **Eur. J. Agron.**, 28, 155-161. 2008.

PETERSEN, J. B.; NEVES, E.; HECKENBERGER, M. J. Gift from the past: Terra Preta and prehistoric Amerindian occupation in Amazonia. In: MCEWAN, C.; BARRETO, C.; NEVES, E. (Eds) **Unknown Amazonia**. British Museum Press, London, pp. 86-105. 2001.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy**, 75:57-134, 2002. 27

PICCOLO, A.; SPACCINI, R.; DE MARTINO, A.; SCOGNAMIGLIO, F.; DI MEO, V. Soil washing with solutions of humic substances from manure compost removes heavy metal contaminants as a function of humic molecular composition. **Chemosphere**, 225, 150-156. 2019.

PIERZYNSKI, G. M.; MCDOWELL, R. W.; SIMS, J. T. Chemistry, cycling, and potential moment of inorganic phosphorus in soils. In: SIMS, J. T.; SHARPLEY, A. N. (Eds.) **Phosphorus: Agriculture and the Environment**. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, pp. 53-86. 2005.

PITMAN, R. M. Wood ash use in forestry - A review of the environmental impacts. **Forestry**, 79, 563-588. 2006.

PITTARELLO, M. Dissolved humic substances supplied as potential enhancers of cu, cd, and pb adsorption by two different mangrove sediments. **Journal of Soils and Sediments**, vol.19, n.3, p.1554-1565, out. 2018.

POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Arsenic removal from an aqueous solution by amodified fungal biomass, **Water Res.** 40 549-552. 2006.

PORTZ, A.; RESENDE, A. S.; TEIXEIRA, A. J.; ABOUD, A. C. S.; MARTINS, C. A. C.; CARVALHO, C. A. B.; LIMA, E.; ZOTA, E.; PEREIRA, J. B. A.; BALIEIRO, F. C.; ALMEIDA, J. C. C.; SOUZA, J. F.; GUERRA, J. G. M.; MACEDO, J. R.; SOUZA, J. N.; FREIRE, L. R.; VASCOCELOS, M. A. S.; LEAL, M. A. A.; FERREIRA, M. B. C.; MANHÃES, M.; GOUVEA, R. F.; BUSQUET, R. N. B.; BHERING, S. B. Recomendações de adubos, corretivos e de manejo da matéria orgânica para as principais culturas do Estado do Rio de Janeiro. In: FREIRE, L. R.; BALIEIRO, F. C.; ZOTA, E.; AJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; LIMA, E.; GUERRA, J. G. M.; FERREIRA, M. B. C.; LEAL, M. A. A.; CAMPOS, D. V. B.; POLIDORO, J. C. (Eds.), **Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro**. 430 p. 2013.

POURRUT, B.; SHAHID, M.; DUMAT, C.; WINTERTON, P.; PINELLI, E. Lead Uptake, toxicity, and detoxification in plants. **Reviews of Environ Contamin and Toxicol**, United states, v. 213, p. 113-136, 2011.

PRATT, J.; BOISSON A.-M.; GOUT, E.; BLIGNY, R.; DOUCE, R.; AUBERT, S. Phosphate (Pi) starvation effect on the cytosolic Pi concentration and Pi exchanges across the tonoplast in plant cells: an in vivo ³¹P-nuclear magnetic resonance study using methylphosphonate as a Pi analog. **Plant Physiol.** 151:1646-1657. 2009.

PUNAMIYA, P.; DATTA, R.; SARKAR, D.; BARBER, S.; PATEL, M.; DAS, P. Symbiotic role of glomus mosseae in phytoextraction of lead in vetiver grass *Chrysopogon zizanioides* (L.). **J Hazard Mater**, Amsterdam, v. 177, n. 1-3, p. 465-474, 2010.

QIU, Y.; CHENG, H.; XU, C.; SHENG, G. D. Surface characteristics of crop-residue-derived black carbon and lead (II) adsorption. **Water Res.** 42, 567-574. 2008.

RABOBANK. **Fertilizer Outlook Post-Ukraine War: Volatility and Reconfiguration of Global Supply Chains**. Utrecht: Rabobank Research. 2022.

RADFORD, P. J. Growth analysis formulae. **Crop Science**, Madison, v.7, n.3, p.171-175, 1967.

RAJENDRAN, S.; PRIYA, T. A. K.; KHOO, K. S.; HOANG, T. K.; N. G.; H. S.; MUNAWAROH, H. S. H.; SHOW, P. L. A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils. **Chemosphere**, 287, 132369. 2022.

RANNO, S. K; SILVA, L. S. D.; GATIBONI, L. C.; RHODEN, A. C. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 21-28, 2017.

RAO, M. V., DAVIS, K. R. Ozone-induced cell death occurs via two distinct mechanisms in Arabidopsis: the role of salicylic acid. **Plant J.**, 17(6):603-614. 1999.

RASHID, M.; HUSSAIN, Q.; KHAN, K. S.; ALWABEL, M. I.; HAYAT, R.; AKMAL, M.; IJAZ, S. S.; ALVI, S. Carbon-based slow-release fertilizers for efficient nutrient management: synthesis, applications, and future research needs. **J Soil Sci Plant Nutr** 21:1144-1169. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00429-9> 2021.

RECOUS, S.; MARY, B.; FALLOT, M. Nitrogen mineralization from plant residues and organic amendments in soil: simulation using a simple dynamic model. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 181, p. 145-160, DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00011290>. 1995.

REIS JUNIOR, R. A; SILVA, D. R. G. **Avaliação das características físicas e físico-químicas de fertilizantes nitrogenados e fosfatados revestidos por polímeros**. 2012.

RIBEIRO, E. S.; PEREIRA, M. P.; CASTRO, E. M.; BARONI, G. D. R.; CORRÊA, F. F.; PEREIRA, F. J. Relações da anatomia radicular na absorção, no acúmulo e na tolerância ao chumbo em *Echinodorus grandiflorus*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 6, p. 605-612, 2015.

RICHARDSON, A. E.; BAREA, J. M.; MCNEILL, A. M.; PRIGENT-COMBARET, C. Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganism. **Plant Soil** 321: 305-339. 2009.

RISSE, M.; HARRIS, G. Biopower. In: BOUNDY, B.; DIEGEL, S. W.; WRIGHT, L.; DAVIS, S. C. (Eds.) **Biomass Energy Data Book**. Oak Ridge National Laboratory: Oak Ridge, TN, USA, 2011.

RODELLA, A. A. **Requisitos de qualidade dos fertilizantes minerais**. Piracicaba: IPNI – International Plant Nutrition Institute, 2018.

RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C.; DIAS, A. P. **Requisitos de qualidade física e química de fertilizantes minerais**. 2000.

RODRIGUES, R. D. F. **Influência das condições de processo na granulação de supersimples em tambor rotativo**. Tese de Doutorado em Engenharia Química, UFU, Uberlândia, Minas Gerais, 2012.

ROOMI, S.; MASI, A.; CONSELVAN, G. B.; TREVISAN, S.; QUAGGIOTTI, S.; PIVATO, M.; CARLETTI, P. Protein profiling of arabidopsis roots treated with humic substances: insights into the metabolic and interactome networks. **Frontiers in Plant Science**, 9, 1812. 2018.

- ROSE, D. A. The effect of long-continued organic manuring on some physical properties of soils. In: **Advances in Soil Organic Matter Research: The Impact on Agriculture and the Environment**. Woodhead Publishing Limited: Sawston, Cambridge, UK, pp. 197-205. 1991.
- ROSE, T. J.; LIU, L.; WISSUWA, M. Improving phosphorus efficiency in crop plants: Is breeding a viable strategy? **Plant and Soil**, 349(1-2), 169-184. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0900-6> 2011.
- ROSSA, Ü. B.; ANGELO, A. C.; NOGUEIRA, A. C.; REISSMANN, C. B.; GROSSI, F.; RAMOS, M. R. Fertilizante de liberação lenta no crescimento de mudas de *Araucaria angustifolia* e *Ocotea odorifera*. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 3, p. 491-500, DOI: 10.5380/rev.v41i3.24040 2011.
- ROUACHED, H.; ARPAT, A. B.; POIRIER, Y. Regulation of phosphate starvation responses in plants: signaling players and cross-talks. **Mol Plant** 3: 288-299. 2010.
- RUKSHANA, F.; BUTTERLY, C. R.; BALDOCK, J. A.; XU, J. M.; TANG, C. Model organic compounds differ in priming effects on alkalinity release in soils through carbon and nitrogen mineralisation. **Soil Biol. Biochem.**, 51, 35-43. 2012.
- RUPPENTHAL, V.; CONTE, M. A. Efeito do composto de lixo urbano na nutrição e produção de gladiolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 1, p.145-150, 2005.
- SAARSALMI, A.; SMOLANDER, A.; KUKKOLA, M.; MOILANEN, M.; SARAMAKI, J. 30-Year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. **For. Ecol. Manag.**, 278, 63-70. 2012.
- SABAH, N. U.; TAHIR, M. A.; SARWAR, G.; OLIVEIRA, M.; SOUZA, A.; MANZOOR, M. Z.; AFTAB, M. Biossolubilização de rocha fosfática usando aditivos orgânicos: uma abordagem inovadora para a produção sustentável de milho em Aridisols - Uma revisão. **Sarhad J. Agric.**, 38, 617-625. 2022.
- SADAKA, S.; BOATENG, A. A. **Pyrolysis and bio-oil**. Cooperative Extension Service, University of Arkansas, US Department of Agriculture and County Governments Cooperating, Arkansas, pp. 1-6. 2009.
- SAINI, I.; KAUSHIK, P.; AL-HUQAIL, A. A.; KHAN, F.; SIDDIQUI, M. H. Effect of the diverse combinations of useful microbes and chemical fertilizers on important traits of potato. **Saudi J Biol Sci.** 28(5): 2641-2648. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1319562X2100140628>. 2021.
- SALEHI, A.; MALEKI, M. Evaluation of soil physical and chemical properties in poplar plantations in North of Iran. **Ecologia** 4, 69-76. 2012.
- SALETNIK, B.; ZAGULA, G.; BAJCAR, M.; TARAPATSKYY, M.; BOBULA, G.; PUCHALSKI, C. Biochar as a multifunctional component of the environment – a review. **Appl. Sci.**, 9, 1139; doi:10.3390/app9061139. 2019.
- SANTALLA, M.; OMIL, B.; RODRIGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A. Effectiveness of wood ash containing charcoal as a fertilizer for a forest plantation in a temperate region. **Plant Soil**, 346, 63-78. 2011.
- SANTOS, G. R.; LIMA, M. V.; CUNHA, M. C. Impactos ambientais da produção de fertilizantes fosfatados no Brasil. **Revista Ambiente & Água**, 15(3), e2475. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2475> 2020.

SANUSI, S.; CH'NG, H. Y.; OTHMAN, S. Effects of incubation period and Christmas Island rock phosphate with different rate of rice straw compost on phosphorus availability in acid soil. **AIMS Agric. Food** 3, 384-396. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **SP Agro Sustentável: Programa Estadual de Incentivo à Agricultura Sustentável**. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 2024.

SAVCI, Z. E.; DEVECI, M. The Effect of Different Organomineral and Mineral Fertilizer Applications on Some Physiological Properties in Spinach Growing. **Proceedings...** International Conference on Global Practice of Multidisciplinary Scientific Studies-III. November 15-17, 2022, pp. 1022-1037. Turkish Republic of Northern Cyprus. 2022.

SAVY, D.; BROSTAU, Y.; COZZOLINO, V.; DELAPLACE, P.; DU JARDIN, P.; PICCOLO, A. Quantitative Structure-Activity Relationship of Humic-Like Biostimulants Derived from Agro-Industrial Byproducts and Energy **Crops. Front. Plant Sci.** 11:581. doi: 10.3389/fpls.2020.00581 2020.

SCARSBROOK, C. E. Nitrogen availability. In: BARTHOLOMEW, W. V.; CLARK, F. E. (Eds.) **Soil Nitrogen**. Madison: ASA, Inc., Publ. Serie 10, cap. 13, pp. 481-502. 1965.

SCHEEPERS, G.P.; DU TOIT, B. Potential use of wood ash in South African forestry: A review. *South. For. A J. For. Sci.*, 78, 255-266. 2016.

SCOPEL, I.; SILVA, J. M.; CAMARGO, M. R.; OLIVEIRA, M. C.; CARVALHO, J. R. **Infiltração de água e potencial de uso de solos muito arenosos nos cerrados (savanas) do Brasil**. Boletim Goiano de Geografia, Goiânia-GO, v. 33, n. 2, p. 203-219, maio 2013.

SCOTT G. J. A review of root, tuber and banana crops in developing countries: past, present and future. *Int J Food Sci* 56(3):1093-1114. <https://doi.org/10.1111/ijfs.14778> 2021.

SEBRAE. Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Tendências de consumo de hortaliças no Brasil – Relatório Técnico 2024**. Disponível em: <https://www.sebrae.com.br>. Acesso em: mai. 2025.

SEDIYAMA, T. **Tecnologias de produção e usos da soja**. Londrina: Macenas, 2009. 314p.

SEREGIN, I. V.; SHPIGUN, L. K.; IVANOV, V. B. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. **Russ J Plant Physiol**, Moscow, v. 51, n. 4, p. 525-533, 2004.

SHAABAN, M.; VAN ZWIETEN, L.; BASHIR, S.; YOUNAS, A.; NÚÑEZ-DELGADO, A.; CHHAJRO, M. A.; KUBAR, K. A.; ALI, U.; RANA, M. S.; MEHMOOD, M. A.; HU, R. A concise review of biochar application to agricultural soils to improve soil conditions and fight pollution. **Journal of Environmental Management**, 228(April), 429-440. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.006> 2018.

SHABALA, S. Regulation of potassium transport in leaves: from molecular to tissue level. **Ann Bot.** 95: 627-634. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg191> PMID: 14500326 2003.

SHAFIGH, M.; GHASEMI-FASAEI, R.; RONAGHI, A. Influence of plant growth regulators and humic acid on the phytoremediation of lead by maize in a Pb-polluted calcareous soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 62(12), 1733-1740. 2016.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T. **Agricultural phosphorus and eutrophication** (2nd ed.). United States Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service. 2016.

SHAVIV, A. Advances in controlled-release fertilizers. **Advances in Agronomy**. San Diego, v.71, n.5, p. 1-49, 2001.

SHAVIV, A. Controlled release fertilizers. In: SHAVIV, A.; MIKKELSEN R. L. (Eds.) Controlled-release fertilizers to increase efficiency of nutrient use and minimize environmental degradation - A review (IFA International Workshop on Enhanced-efficiency Fertilizers, Frankfurt: IFA, 2005). **Fertilizer Research**, Holanda, v. 35, p. 1-12, 2005.

SHEN, J.; GUO, M. J.; WANG, Y. G.; YUAN, X. Y.; WEN, Y. Y.; SONG, X. E.; GUO, P. Y. Humic acid improves the physiological and photosynthetic characteristics of millet seedlings under drought stress. **Plant Signaling; Behavior**, 15(8), 1774212. 2020.

SHEN, J.; YUAN, L.; ZHANG, J.; LI, H.; BAI, Z.; CHEN, X.; ZHANG, W.; ZHANG, F. Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. **Plant Physiology**. Vol. 156, pp. 997-1005. 2011.

SHERENE, T. Mobility and Transport of Heavy Metals in Polluted Soil Environment. **Biological Forum – An International Forum**, 2(2):112-121. 2010.

SHIN, H.; SHIN, H. S.; DEWBRE, G. R.; HARRISON, M. J. Phosphate transport in Arabidopsis: Pht1;1 and Pht1;4 plays a major role in phosphate acquisition from both low- and high-phosphate environments. **Plant J** 39: 629-642. 2004.

SHINDO, H. Elementary composition, humus composition, and decomposition in soil of charred grassland plants. **Soil Sci Plant Nutr** 37:651-657. 1991.

SHUI, Y. **Azo-dye adsorption of active carbon, charcoal, modified sludge**. Beijing Jiaotong University, Beijing 2009.

SILBER, A.; LEVKOVITCH I.; GRABER, E. R. pH-dependent mineral release and surface properties of cornstraw biochar: agronomic implications. **Environ. Sci. Technol.** 44:9318-9323. 2010.

SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; ANDRADE, C. A.; MARTIN-NETO, L.; BETTIOL, W. Matéria orgânica do solo: ciclo, compartimentos e funções. In: BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C. A. (Eds.) **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. pp. 17-47. Brasília, DF: Embrapa. 2023.

SILVA, C. A.; MENDONÇA, E. S. **Matéria orgânica do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 212 p.

SILVA, C. M. C. A. C.; BARBOSA, R. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, Y. J. A. B. Geochemistry and Spatial Variability of Rare Earth Elements in Soils under Different Geological and Climate Patterns of the Brazilian Northeast. **Rev Bras Cienc Solo**. 2018.

SILVA, E.; SANTOS, P. S.; GUILHERME, M. F. S. Chumbo nas plantas: uma breve revisão sobre seus efeitos, mecanismos toxicológicos e remediação. **Agrarian Academy, Centro Científico Conhecer**, v. 2, n. 03; p. 1, 2015.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, pp. 275-374. 2007.

SILVA, I. R. MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Eds.) **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 275-374. 2007.

SILVA, R. F.; PEREIRA, R. M.; SILVA, C. A.; ALMEIDA, M. C.; CUNHA, F. F.; SOUZA, R. R. Propriedades de fertilizantes organominerais em função da matéria-prima e proporções de composto e lodo de esgoto. **Revista Ambiente & Água, Taubaté**, v. 14, n. 3, p. 1-13, DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2282>. 2019.

SILVA, R. S.; MENDES, G. O.; SOARES, C. R. F. S. Aplicação de biochar e sua interação com microrganismos no solo agrícola: uma revisão. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 39, n. 3, p. 737-759, Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-publicacao/1142589>. 2022.

SILVA, T. J.; HANSTED, F.; TONELLO, P. S.; GOVEIA, D. Fitorremediação de solos contaminados com metais: Panorama atual e perspectivas de uso de espécies florestais. **Rev. Virtual Quim., Niterói**, v. 11, n. 1, p. 18-34, 2019.

SINGH, A.; SINGH, A. P.; SINGH, S. K.; RAI, S.; KUMAR, D. Impact of Addition of Biochar Along with PGPR on Rice Yield, Availability of Nutrients and their Uptake in Alluvial Soil. **J Pure Appl Microbiol.** 10: 2181 2188. 2016.

SINGH J, KUMAR P, SIDDIQUE A. Biochar-based organic amendments on soil health, nutrient status and quality of potato (*Solanum tuberosum*). **Plant Science Today.** 11(1): 102-108. <https://doi.org/10.14719/pst.2706>. 2024.

SINGH, B. K.; PATHAK, K. A.; VERMA, A. K.; VERMA, V. K.; DEKA, B. C. Effects of vermi compost, fertilizer and mulch plant growth, nodulation and pod yield of French bean (*Phaseolus vulgaris*). **Veg. Crops Res. Bull.** 74, 153-165. 2011.

SISTLA, S. A.; SCHIMEL, J. P. Stoichiometric flexibility as a regulator of carbon and nutrient cycling in terrestrial ecosystems under change. **New Phytol** 196:68-78. 2012.

SKOOG, D. A.; WEST, D. M.; HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. **Fundamentos de Química Analítica**. Tradução da 8ª edição norte americana. Thomson. 1124 p. 2005.

SMITH, J. L.; COLLINS, H. P.; BAILEY, V. L. The effect of young biochar on soil respiration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 12, p. 2345-2347, 2010.

SOARES, M. R. **Coefficiente de distribuição (KD) de metais pesados em solos do Estado de São Paulo**. 2004. 202 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2004.

SOHI, S. P.; KRULL, E.; LOPEZ-CAPEL, E.; BOL, R. **A review of biochar and its use and function in soil**. Advances in Agronomy; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, Volume 105, pp. 47-82. 2010.

SOMBROEK, W.; KERN, D.; RODRIQUES, T. S.; CRAVO, M.; JARBAS, T. C.; WOODS, W.; GLASER, B. Terra Preta and Terra Mulata: pre-Columbian Amazon kitchen middens and agricultural fields, their sustainability and their replication. In: **Proceedings** of the 17th World Congress of Soil Science, Thailand, Paper no 1935. 2002.

SONG, J.; KONG, Z. Q.; ZHANG, D. D.; CHEN, J. Y.; DAI, X. F.; LI, R. Rhizosphere microbiomes of potato cultivated under *Bacillus subtilis* treatment influence the quality of potato tubers. **Int J Mol Sci.** 22(21): 12065. <https://www.mdpi.com/1422-0067/22/21/1206529>. 2021.

SONG, J.; HUANG, B.; YUAN, Q.; LIU, X.; YANG, W. Suitable charcoal loadings improving heat-resistance and mechanical properties of epoxy resins composites. **Trans Chin Soc Agric**

Eng (Trans CSAE) 31(14):309-314. <https://doi.org/10.11975/j.issn.1002-6819.2015.14.043> 2015.

SOUZA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, Cap. 5, p. 205-275. 2007.

SOUZA, L. A.; ANDRADE, S. A. L.; SOUZA, S. C. R.; SCHIAVINATO, M. A. Tolerância e potencial fitorremediador de *Stizolobium aterrimum* associada ao fungo micorrízico arbuscular *Glomus etunicatum* em solo contaminado por chumbo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1441-1451, 2011.

SOUZA, L. A.; CAMARGOS, L. S.; CARVALHO, M. E. A. **Toxic metal phytoremediation using high biomass non-hyperaccumulator crops**: New possibilities for bioenergy resources. Phytoremediation: Methods, Manag and Assess. [S. l.: s. n.], Cap. 1. 2018.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 2003. 352 p.

SPERATTI, A. B.; JOHNSON, M. S.; SOUSA, H. M.; DALMAGRO, H. J.; COUTO, E. G. Biochar feedstock and pyrolysis temperature effects on leachate: DOC characteristics and nitrate losses from a Brazilian Cerrado Arenosol mixed with agricultural waste biochars. **Journal of Environmental Management**, v. 211, p. 256-268, 2018.

SPOKAS, K. A.; BAKER, J. M.; REICOSKY, D. C. Ethylene: Potential key for biochar amendment impacts. **Plant Soil** 2010, 333, 443-452.

STEFANOVIC A.; RIBOT C.; ROUACHED, H.; WANG, Y.; CHONG, J.; BELBAHRI, L.; DELESSERT, S.; POIRIER, Y. Members of the PHO1 gene family show limited functional redundancy in phosphate transfer to the shoot, and are regulated by phosphate deficiency via distinct pathways. **Plant J** 50: 982-994. 2007.

STEINBEISS, S.; GLEIXNER, G.; ANTONIETTI, M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 6, p. 1301-1310, 2009.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry**: genesis, composition, reactions. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 512 p. 1994.

SUN, X.; HAN, X. G.; PING, F.; ZHANG, L.; ZHANG, K. S.; CHEN, M.; WU, W. X. Effect of rice straw biochar on nitrous oxide emissions from paddy soils under elevated CO₂ and temperature. **Sci Total Environ** 628:629-1009. 2018.

SÜZER, S.; ÇULHACI, E. Effects of Different Organomineral and Inorganic Compound Fertilizers on Seed Yield and some Yield Components of Winter Bread Wheat. Agricultural Research Institute. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 5(2): 87-92. 2017.

SWIFT, R. **Organic matter characterization**. Soils Science Society of America, Book Ser. 5, SSSA, Madison, WI. p. 1011-1069. 1996.

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. (Ed.) **Methods of soil analysis**: Chemical methods. Soil Science Society America. Part 3. p. 1018-1020. (Soil Science Society of America, Series, 5). 1996.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

- TAN, B.; TAN, X.; LIU, C.; ZENG, Y.; LI, Y. Effects of lead stress on rice (*Oryza sativa* L.) growth and metabolism in the rhizosphere microenvironment: the role of eicosanoid compounds. **Plant Growth Regulation**, 96(3), 483-495. 2022.
- TAVARES, O. C. H.; SANTOS, L. A.; FERREIRA, L. M.; SPERANDIO, M. V. L.; ROCHA, J. G.; GARCÍA, A. C.; FERNANDES, M. S. Humic acid differentially improves nitrate kinetics under low-and high-affinity systems and alters the expression of plasma membrane H⁺-ATPases and nitrate transporters in rice. **Annals of Applied Biology**, 170(1), 89-103. 2017.
- TAVARES, O. C. H.; SANTOS, L. A.; FERREIRA FILHO, D.; FERREIRA, L. M.; GARCÍA, A. C.; CASTRO, T. A. V. T.; ZONTA, E.; PEREIRA, M. G.; FERNANDES, M. S. Response surface modeling of humic acid stimulation of the rice (*Oryza sativa* L.) root system, **Arch. of Agronomy and Soil Science**. doi: 10.1080/03650340.2020.1775199. 2020.
- TAVARES, O. C. H. **Efeito dos ácidos húmicos sobre as H⁺-ATPASE, transportadores de N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺, e sobre o crescimento em arroz**. 118 p. Tese (Doutorado em Fitotecnia) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2014.
- TEIXEIRA, W. G.; SOUSA, R. T. X.; KORNDÖRFER, G. H. Resposta da cana-de-açúcar a doses de fósforo fornecidas por fertilizante organomineral. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 6, p. 1729-1736, 2014.
- TENENBAUM, D. Biochar: carbon mitigation from the ground up. **Environ Health Perspect** 117(2):70-73 2009.
- TERÁ AMBIENTAL - **A importância dos fertilizantes orgânicos no Plano Nacional de Fertilizantes** | MAIS SOJA - Pensou Soja, Pensou Mais Soja. Acesso em: 22 jun. 2022.
- TESTER, C. F. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. **J Soil Sci. Society Of Amer.** 54(3):827-831. doi: 10.2136/sssaj1990.03615995005400030035x. 1990.
- THIES, J. E.; RILLIG, M. C. Characteristics of biochar and its potential effects on soil properties and climate change. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, n. 5, p. 1271–1280. DOI: 10.2136/sssaj2008.0167. 2009.
- THUY THU DOAN, T. T. D.; HENRY-DES-TUREAUX, T.; RUMPEL, C.; JANEAU, J. L.; JOUQUET, P. Impacto do composto, vermicomposto e biochar na fertilidade do solo, rendimento do milho e erosão do solo no norte do Vietnã: um experimento de mesocosmo de três anos. **Sci. Ambiente Total.**, 514, 147-154. 2015.
- TISDALE, S.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. HAVLIN, J. H. **Soil fertility and fertilizers**. New York, Macmillan Publishing Company. 634p. 1993.
- TOMATI, U.; GRAPPELLI, A.; GALLI, E. The hormone-like effect of earthworm casts on plant growth. **Biol. Fertil. Soils** 5, 288-294. 1988.
- TONNE, C., ADAIR, L., ADLAKHA, D., ANGUELOVSKI, I., BELESOVA, K., BERGER, M., BRELSFORD, C., DADVAND, P., DIMITROVA, A., GILES-CORTI, B., HEINZ, A., MEHRAN, N., NIEUWENHUIJSEN, M., PELLETIER, F., RANZANI, O., RODENSTEIN, M., RYBSKI, D., SAMAVATI, S., SATTERTHWAITE, D., ADLI, M. Defining pathways to healthy sustainable urban development. **Environment International**, 146. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106236> 2021.
- TOOR, G. S.; SIMS, J. T. Managing Phosphorus Leaching in Mid-Atlantic Soils: Importance of Legacy Sources. **Advancing Critical Zone Science**. pp. 1-12, 2015.

TREGUBOVA, P. N., KOPTSIK, G. N., STEPANOV, A. A., SMIRNOVA, I. E., KADULIN, M. S., TURBAEVSKAYA, V. V., ZAKHARENKO, A. I. Application of humic substances in the remediation of heavy-metal-polluted soils of the subarctic zone of the kola peninsula. **Moscow University soil science bulletin**, 72(5), 207-214. 2017.

TRENKEL, M. E. **Slow and Controlled Release and Stabilized Fertilizers**: An option for enhancing nutrient use efficiency in agriculture. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2010.

TRYON, E. H. Effect of charcoal on certain physical, chemical, and biological properties of forest soils. **Ecol. Monogr.**, 18, 81–115. 1948.

UCHIMIYA, M.; WARTELLE, L. H.; KLASSON, K. T.; FORTIER, C. A.; LIMA, I. M. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. **J. Agric. Food Chem.**, 59, 2501-2510. 2011.

UNGERA, P. W.; STEWARTA, B. A.; PARRB, J. F.; SINGHC, R. P. Crop residue management and tillage methods for conserving soil and water in semi-arid regions. **Soil & Tillage Research**, v. 20, p. 219-240, 1991.

UZOMA, K. C.; INOUE, M.; ANDRY, H.; FUJIMAKI, H.; ZAHOOOR, A.; NISHIHARA, E. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. **Soil Use Manag.**, 27, 205-212. 2011.

VALDERRAMA, M.; BUZETTI, S. **Fertilizantes de eficiência aprimorada**. Jaboticabal: Funep, 2017.

VAN KAUWENBERGH, S. J. **World phosphate rock reserves and resources**. IFDC – International Fertilizer Development Center Technical Bulletin. Muscle Shoals, AL: IFDC. 2010.

VAN TOL DE CASTRO, T. A.; GARCÍA, A. C.; TAVARES, O. C. H.; PEREIRA, E. G.; SOUZA, C. D. C. B.; TORCHIA, D. F. D. O.; CASTRO, R. N. Humic acids affect photosynthetic quantum efficiency in rice under water deficit. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, 1-21. 2022.

VAN ZWIETEN, L.; SINGH, B. P.; KIMBER, S. W. L.; MURPHY, D. V.; MACDONALD, L. M.; RUST, J.; MORRIS, S. An incubation study investigating the mechanisms that impact N₂O flux from soil following biochar application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 191, p. 53-62, 2014.

VARGAS, C.; PÉREZ-ESTEBAN, J.; ESCOLÁSTICO, C.; MASAGUER, A.; MOLINER, A. Phytoremediation of Cu and Zn by vetiver grass in mine soils amended with humic acids. **Environmental Science and Pollution Research**, 23, 13521-13530. 2016.

VASCONCELLOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. Estudos de Biologia Ambiente Diversos. **Revista da Universidade Católica de Petrópolis, Petrópolis**, v. 34, n. 83. p. 261-267, 2012.

VERMA, S. L.; MARSCHNER, P. Compost effects on microbial biomass and soil P pools as affected by particle size and soil properties. **J. Plant Nutr. Soil Sci.** 13, 313-328. 2013.

VERSAW, W. K.; HARRISON, M. J. A chloroplast phosphate transporter, PHT2;1, influences allocation of phosphate within the plant and phosphate-starvation responses. **Plant Cell** 14: 1751–1766. 2002.

- VITOUSEK, P. M.; PORDER, S.; HOULTON, B. Z.; CHADWICK, O. A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. **Ecol Appl** 20:5-15. 2010.
- VOGEL, A. I. **Química Analítica Qualitativa**. 5 ed. São Paulo: Mestre Jou. 1981.
- VON WANDRUSZKA, R. Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility. **Geochem. Trans.**, 7, 1-8. 2006.
- VURAL, H.; EŞİYOK, D.; DUMAN, I. **Cultured Vegetables (Vegetable Cultivation)**. Ege University Faculty of Agriculture, Department of Horticulture, Bornova-İzmir, 440. 2000.
- WAHID, F.; FAHAD, S.; DANISH, S.; ADNAN, M.; YUE, Z.; SAUD, S.; SIDDIQUI, M. H.; BRTNICKY, M.; HAMMERSCHMIEDT, T.; DATTA, R. Sustainable management with mycorrhizae and Phosphate solubilizing bacteria for enhanced Phosphorus uptake in calcareous soils. **Agriculture**, 10, 334. 2020.
- WANG, B. L.; TANG, X. Y.; CHENG, L. Y.; ZHANG, A. Z.; ZHANG, W. H.; ZHANG, F. S.; LIU, J. Q.; CAO, Y.; ALLAN, D. L.; VANCE, C. P. Nitric oxide is involved in phosphorus deficiency-induced cluster-root development and citrate exudation in white lupin. **New Phytol** 187: 1112-1123. 2010.
- WANG, C.; LIU, J.; SHEN, J.; CHEN, D.; LI, Y.; JIANG, B. Effects of biochar amendment on net greenhouse gas emissions and soil fertility in a double rice cropping system: A 4-year field experiment. **Agric Ecosyst Environ**. 262: 83-96. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.017>. 2018.
- WANG, C.; GU, X.; WANG, X.; GUO, H.; GENG, J.; YU, H.; SUN, J. Stress response and potential biomarkers in spinach (*Spinacia oleracea* L.) seedlings exposed to soil lead. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 74, n. 1, p. 41-47, 2011.
- WANG, C.; LIU, J.; SHEN, J.; CHEN, D.; LI, Y.; JIANG, B.; WU, J. Effects of biochar amendment on net greenhouse gas emissions and soil fertility in a double rice cropping system: A 4-year field experiment. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 262, n. November 2017, p. 83-96, 2018.
- WANG, J.; XIONG, Z.; KUZYAKOV, Y. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. **Global Change Biology and Bioenergy**, v. 8, p. 512-523, 2016.
- WANG, L. Z.; HE, Q. W. **Chinese Radish**. Scientific and Technical Documents Publishing House, Beijing in Chinese, 292-370. 2005.
- WANG, X. X.; ZHAO, F.; ZHANG, G.; ZHANG, Y.; YANG, L. O vermicomposto melhora a produtividade e a qualidade do tomate e as propriedades bioquímicas de solos com diferentes históricos de plantio de tomate em um estudo em casa de vegetação. **Frente. Planta Sci**. 2017, 8, 1978.
- WANG, Y.; LI, X.; ZHANG, J.; WANG, H.; LI, F.; LIU, S.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; WANG, J. Improving nutrient use efficiency through characterization and optimization of organomineral fertilizers. **Agronomy Journal**, v. 114, p. 1-13, 2022.
- WEN, J., XING, L., WANG, Y., ZENG, G. Chemical and microbiological responses of heavy metal contaminated sediment subject to washing using humic substances. **Environmental Science and Pollution Research**, 26(26), 26696-26705. 2019.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, 2297 - 2305, 2008.

WHALEN, J. K.; SAMPEDRO, L. **Soil Ecology and Management**. CABI: Wallingford, Oxford, UK, 2010.

WILKINSON, S.; DAVIES, W. J. ABA-based chemical signalling: the co-ordination of responses to stress in plants. **Plant Cell Environ.** 25: 195-210. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2001.00824.x> PMID: 11841663. 2002.

WISSUWA, M.; MAZZOLA, M.; PICARD C. Novel approaches plant breeding for rhizosphere-related traits. **Plant Soil** 321: 409-430. 2009.

WITHERS, P. J. A.; ELSER, J.; HILTON, J. Recovery and recycling of phosphorus: The future path of phosphorus sustainability. **Chemosphere**, 84(6), 747-758. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.036> 2015.

WOOLF, D. **Biochar as a Soil Amendment: A Review of the Environmental Implications**. Online: orgprints.org/id/eprint/13268/1/Biochar_as_a_soil_amendment_a_review.pdf. Acesso em: 05 de fevereiro de 2023.

WORLD BANK. **Commodity Markets Outlook – Fertilizers**. Washington, DC: World Bank. <https://www.worldbank.org/en/research/commodity-markets> 2023.

WU, P.; SINGH, B. P.; WANG, H.; JIA, Z.; WANG, Y.; CHEN, W. Bibliometric analysis of biochar research in 2021: a critical review for development, hot spots and trend directions. **Biochar** 5(1):6. <https://doi.org/10.1007/s42773-023-00204-2> 2023.

XÁ, F.; WU, W. Estratégias de manejo do solo e das culturas para garantir maior produtividade das culturas em ambientes sustentáveis. **Sustentabilidade**, 11(5), 1485. 2019. doi:10.3390/su11051485 2019.

XU, G.; SUN, J.; SHAO, H.; CHANG, S. X. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. **Ecol. Eng.**, 62, 54-60. 2014.

XU, Q.; DUAN, D.; CAI, Q.; SHI, J. Influence of humic acid on Pb uptake and accumulation in tea plants. **Journal of agricultural and food chemistry**, 66(46), 12327-12334. 2018.

YADAV, S.; SONKAR, V.; MALYAN, S. K. Estratégias de sequestro de carbono no solo: aplicação de biochar uma opção para combater o aquecimento global. In: PANDEY, V. C. (Ed.) **Remediação de terrenos bioinspirados. Remediação e gerenciamento de contaminação ambiental**. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-04931-6_14 2023.

YANG, N.; HU, D.; CAO, B.; CHEN, Y.; LI, D.; CHEN D. Preparation of three-dimensional hierarchical porous carbon microspheres for use as a cathode material in lithium - air batteries. **New Carbon Mater** 32(06):564-571. 2017.

YANG, X.; LU, K.; MCGROUTHER, K.; CHE, L.; HU, G.; WANG, Q.; LIU, X.; SHEN, L.; HUANG, H. Bioavailability of Cd and Zn in soils treated with biochars derived from tobacco stalk and dead pigs. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1326-9> 2015.

YANG, X.; ZHANG, S.; TIAN, Y.; GUO, W.; WANG, J. The influence of humic acids on the accumulation of lead (Pb) and cadmium (Cd) in tobacco leaves grown in different soils. **Journal of soil science and plant nutrition**, 13(1), 43-53. 2013.

- YANG, X.; WANG, D.; LAN, Y.; MENG, J.; JIANG, L.; SUN, G.; CAO, D.; SUN, Y.; CHEN, W. Labile organic carbon fractions and carbon pool management index in a 3-year field study with biochar amendment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 4, p. 1569-1578, 2018.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, 19:1467-1476, 1988.
- YOU, Z. **On the legend of the ancient Mawangdui corpse and the continuation of the key preservation techniques**. Hunan Provincial Museum, Hunan, pp 91-96. 2012.
- YOUNG, A. The farmer's calendar. Richard Philips, London. In: CHEN, W.; MENG, J.; HAN, X.; XU, S.; HUANG, Q.; XU, F.; ZHANG, C.; CHEN, B. Passado, presente e futuro do biochar. **Biochar** 1, 75-87. 2019. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00008-3> 2019.
- YOUNISU, D.; SHAHMHR, M. Nutrient shifts modeling in *Spinacea oleracea* L. and *Trigonella corniculata* L. in contaminated soil amended with biochar. **Int J Biosci.** 5: 89-98. <https://doi.org/10.12692/ijb/5.9.89-98>. 2014.
- YU, B.; XU, C. C.; BENNING, C. Arabidopsis disrupted in SQD2 encoding sulfolipid synthase is impaired in phosphate-limited growth. **Proc Natl Acad Sci USA** 99: 5732-5737. 2002.
- YUAN, J.; XU, R.; QIAN, W.; WANG, R. Comparison of the ameliorating effects on an acidic ultisol between four crop straws and their biochars. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 741-750. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0365-0> 2011c.
- YUAN, J. H.; XU, R. K.; ZHANG, H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperature. **Biores Technol** 102:3488-3497. 2011.
- YUSHE G, Q.; SHIHUA, T.; WEI QIA G, F.; XIFA, S.; VE QINGRUI, C. Effect of Organic and Inorganic Fertilizers on Yields and Nitrate Accumulation of Vegetables. Soil and Fertilizer Institute, Sichuan AAS, **Plant Nutrition and Fertilizer Science**, 11(5): 670-674. 2005.
- ZHANG, F.; SHEN, J.; ZHANG, J.; ZUO, Y.; LI, L.; CHEN, X. Rhizosphere processes and management for improving nutrient use efficiency and crop productivity: implications for China. **Adv Agron** 107: 1-32. 2010.
- ZHANG, G.; GUO, X.; ZHU, Y.; LIU, X.; HAN, Z.; SUN, K.; JI, L.; HE, G.; HAN, L. The effects of different biochars on microbial quantity, microbial community shift, enzyme activity, and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Geoderma**, v. 328, n. December 2017, pp. 100-108. 2018a.
- ZHANG, M.; LIU, Y.; WEI, Q.; LIU, L.; GU, X.; GOU, J.; WANG, M. Efeitos do biochar e do vermicomposto no crescimento e nos benefícios econômicos do cultivo contínuo de pimenta na região de solo amarelo cárstico no sudoeste da China. **Frente. Planta Sci.**, 14, 1238663. 2023.
- ZHANG, Y.; LIU, Y.; ZHANG, G.; GUO, X.; SUN, Z.; LI, T. The Effects of rice straw and biochar applications on the microbial community in a soil with a history of continuous tomato planting history. **Agronomy**, v. 8, p. 65-77, 2018b.
- ZHANG, Z.; WANG, Y.; LIU, L.; XU, Y.; ZHOU, Y.; ZHANG, J. Binding mechanism between fulvic acid and heavy metals: Integrated interpretation of binding experiments, fraction characterizations, and models. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 4, p. 1-12, 2020.
- ZHAO, S. X.; TA, N.; WANG, X. D. Effect of temperature on the structural and physicochemical Properties of biochar with apple tree branches as feedstock material. **Energies** 10: 1293. <https://doi.org/10.3390/en10091293> 2017.

ZHAO, B.; OCONNOR, D.; ZHANG, J. L.; PENG, T. Y.; SHEN, Z. T.; TSANG, D. C. W.; HOU, D. Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar. **J Clean** 174:977-987. 2018.

ZHOU, Z.; ZHAO, Y.; SHI, H.; ZHAO, S.; JIANG, X.; LI, Y.; XU, J.; CHEN, Y.; LIU, Y. Biodegradation of a biochar-modified waterborne polyacrylate membrane coating for controlled-release fertilizer and its effects on soil bacterial community profiles. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 8672-8682, 2015.

ZINN, Y. L.; CAMARGO, F. A. O.; RESCK, D. V. S.; NAKAGAWA, J. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, v. 127, pp. 168-173, 2005.

ZULFIQAR, U.; FAROOQ, M.; HUSSAIN, S.; MAQSOOD, M.; HUSSAIN, M.; ISHFAQ, M.; ANJUM, M. Z. Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. **Journal of Environmental Management**, 250, 109557. 2019.