

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CAMPUS CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**VALORIZAÇÃO E USO AGRÍCOLA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DA CADEIA
PRODUTIVA DE FRANGO DE CORTE COMO ALTERNATIVA PARA A ECONOMIA
CIRCULAR**

MAICO CHIARELOTTO

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL
ABRIL – 2022

MAICO CHIARELOTTO

**VALORIZAÇÃO E USO AGRÍCOLA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DA CADEIA
PRODUTIVA DE FRANGO DE CORTE COMO ALTERNATIVA PARA A ECONOMIA
CIRCULAR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola com área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.

Coorientadora: Dra. Larissa Macedo dos Santos Tonial.

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL
ABRIL – 2022**

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da
Unioeste.

Chiarelotto, Maico

Valorização e uso agrícola de resíduos orgânicos da cadeia produtiva de frango de corte como alternativa para a economia circular / Maico Chiarelotto; orientadora Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; coorientadora Larissa Macedo dos Santos Tonial. -- Cascavel, 2022.

144 p.

Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2022.

1. agricultura sustentável. 2. compostagem. 3. solo. 4. matéria orgânica. I. Costa, Mônica Sarolli Silva de Mendonça, orient. II. Tonial, Larissa Macedo dos Santos, coorient. III. Título.

¹ Revisão de português, inglês e normas: Dra. Dhandara Capitani, em 02 de maio de 2022.

MAICO CHIARELOTTO

VALORIZAÇÃO E USO AGRÍCOLA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DA CADEIA PRODUTIVA DE FRANGO DE CORTE COMO ALTERNATIVA PARA A ECONOMIA CIRCULAR

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, **APROVADO** pela seguinte banca examinadora:



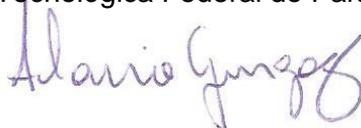
Orientadora - Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Naimara Vieira do Prado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Co-orientadora - Larissa Macedo dos Santos Tonial
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Flávio Gurgacz
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Silvia Renata Machado Coelho
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 22 de abril de 2022.

BIOGRAFIA RESUMIDA

Maico Chiarelotto – Filho de Adiles Bottega Chiarelotto e Mário Chiarelotto, nascido no município de Francisco Beltrão, estado do Paraná, Brasil. Técnico em Meio Ambiente, pelo Instituto Federal do Paraná (2014). Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (2015), Campus de Francisco Beltrão. Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (2018). Em 2018, ingressou como doutorando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, sob orientação da Professora Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa. No ano de 2018, atuou como Professor do Magistério Superior Substituto no curso superior em Engenharia Ambiental da UTFPR Campus Francisco Beltrão. Desde 2018 é Professor do Centro das Ciências Exatas e das Tecnologias (CCET) da Universidade Federal do Oeste da Bahia (UFOB) na área de saneamento ambiental.

“Walk on, walk on
With hope in your heart
And you'll never walk alone
You'll never walk alone.”
(Fearless – Pink Floyd)

“Gente não nasce pronta e vai
se gastando. Gente nasce
não-pronta e vai se fazendo.”
(Mario Sergio Cortella)

À minha admirável e amável família,
dedico esta tese.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida. Obrigado por promover desafios à minha jornada, proporcionando também oportunidades, inspiração, resiliência e sabedoria para superá-los;

À minha família. Aos meus queridos pais, Adiles Bottega Chiarelotto e Mário Chiarelotto. Obrigado pelo amor, incentivo e apoio em todos os momentos. Minhas conquistas estão atreladas às condições fornecidas por vocês ao longo de toda a minha vida. À minha querida irmã, Marilete Chiarelotto. Obrigado pelo amor, incentivo e apoio ao longo dessa jornada. Obrigado por ser minha referência profissional durante a vida;

À minha companheira Tainá Angela Scolari. Obrigado pelo amor, companheirismo, incentivo e apoio. Obrigado por estar ao meu lado nos momentos de felicidade e angústia. Acompanhou cada passo dessa jornada, vibrando a cada objetivo por mim alcançado. Obrigado pelo apoio contínuo e direto durante o desenvolvimento experimental da pesquisa. Com amor, confiança e compreensão me ajudou a superar os desafios apresentados pela vida. Obrigado pelo incentivo diário na busca por alcançar meus e nossos sonhos;

À minha orientadora, Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa. Obrigado pela confiança, autonomia e por compartilhar seu conhecimento e sua experiência, proporcionando condições para meu crescimento profissional;

À minha coorientadora Dra. Larissa Macedo dos Santos Tonial. Obrigado por compartilhar seu conhecimento e sua experiência. Obrigado por todo o suporte no desenvolvimento da tese;

Aos amigos Juan Camilo Salcedo Pires Restrepo, Felipe Martins Damaceno, Higor Einsten Lorin, Carlos Eduardo Cattani, Hudson Moggioni Munhoz, Plínio Emanuel Rodrigues, Victor Prudente, Marcelo Remor e Alex Paludo. Obrigado pelo auxílio no desenvolvimento do experimento, companheirismo, amizade e conhecimento compartilhado;

À equipe do Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA), Luiz Antônio de Mendonça Costa, Eduardo Luiz Buligon, Jakson Bofinger, Gilberto Bordim Júnior, Eduardo Lange Sutil e Rosana Krauss Niedzialkoski, obrigado pelo auxílio no desenvolvimento do experimento e nas análises laboratoriais;

À professora Dra. Silvia Renata Machado Coelho. Obrigado pelo auxílio no desenvolvimento de análises laboratoriais, contribuições na banca de qualificação e defesa, e por compartilhar seu conhecimento e sua experiência;

Ao professor Dr. Flavio Gurgacz. Obrigado por todo o apoio para o desenvolvimento experimental no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola e pelas contribuições na banca de qualificação e defesa final;

À professora Dra. Naimara Prado. Obrigado por todo o incentivo e apoio durante a graduação, mestrado e doutorado. Obrigado pelas contribuições na banca de defesa, e por compartilhar seu conhecimento e sua experiência;

Ao professor Dr. Deonir Secco e sua equipe, pelo apoio no desenvolvimento das análises físicas do solo durante o período experimental;

Ao professor Dr. Jerry Adriani Johann, pelas contribuições durante a banca de qualificação;

Aos meus amigos Luís Gustavo Henriques do Amaral, Priscila Soraia da Conceição Ribeiro, João Luiz Pazin, Maiara Macedo Silva e Juarez Hoppe Filho, pelo companheirismo, amizade e conhecimento compartilhado durante cada dia. Obrigado por contribuir em meu crescimento pessoal e profissional;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, e a todos os servidores desta instituição que contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho;

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola pelo companheirismo e a colaboração;

À Universidade Federal do Oeste da Bahia – UFOB, por conceder afastamento parcial no ano de 2019 para cumprimento dos créditos em disciplinas;

A todos os amigos que contribuíram de alguma forma para meu crescimento pessoal e profissional;

A todos os professores, desde a Escola Municipal Padre Afonso, Colégio Estadual Telmo Octávio Muller, Colégio Estadual de Marmeleiro, Instituto Federal do Paraná, Universidade Tecnológica Federal do Paraná e Universidade Estadual do Oeste do Paraná, obrigado pela oportunidade e a transferência de conhecimento.

RESUMO

Chiarelotto, Maico. **Valorização e uso agrícola de resíduos orgânicos da cadeia produtiva de frango de corte como alternativa para a economia circular**. Orientadora: Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; Coorientadora: Dra. Larissa Macedo dos Santos Tonial. 2022. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2022.

O objetivo do estudo foi avaliar os efeitos de diferentes compostos orgânicos de resíduos da cadeia produtiva de frango de corte e sua combinação com fertilizantes minerais, na qualidade do solo, estado nutricional e produtividade de milho. O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, Brasil. O experimento foi instalado em setembro de 2016 e finalizado em dezembro de 2020. A cultura agrícola escolhida para avaliar o desempenho da proposta de adubação foi o milho. No período experimental foram realizadas quatro safras. Foi definido o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis tratamentos e três repetições, totalizando 18 parcelas. Os tratamentos foram caracterizados pela combinação entre fertilizante mineral e compostos orgânicos. A redução da quantidade de fertilizante mineral e compostos orgânicos aplicada ao longo das quatro safras de milho também foi observada. Os compostos orgânicos aplicados foram caracterizados por parâmetros físico-químicos e comparados com limites definidos por legislação local. Os efeitos no solo foram avaliados por meio dos parâmetros densidade do solo, porosidade total, microporosidade, macroporosidade, pH, fósforo disponível, potássio, zinco, cobre, manganês, ferro, carbono orgânico total, sequestro de carbono e fracionamento químico da matéria orgânica com aplicação de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier. A resposta do milho à estratégia de adubação foi avaliada por meio de diagnose foliar do estado nutricional e produtividade. Os compostos orgânicos C30, C60 e CAF apresentaram parâmetros físico-químicos de acordo com as Instruções Normativas nº 35/2006, 7/2016, 61/2020, e Resolução CONAMA 481/2017. A concentração de COT para CCM ficou abaixo do limite mínimo exigido (15%) para os quatro anos de análise. Após quatro anos de experimento, o teor de carbono orgânico do solo foi afetado significativamente pela adição de compostos orgânicos, principalmente na camada 0-0,1 m de solo. Os tratamentos C60 e CTA apresentaram maiores concentrações (4,10 e 4,07%), estoques (50,13 e 49,69 Mg/ha), taxa de sequestro (2,99 Mg/ha.ano) e eficiência de sequestro de carbono (70,09 e 74,47%), na camada de 0-0,1 m. As maiores reduções de densidade e aumento da porosidade total foram verificadas para os tratamentos C30, C60 e CTA em comparação ao controle. As maiores alterações ocorreram na camada de 0-0,1 m de solo. A adição de compostos orgânicos elevou o pH e reduziu a acidez do solo para todos os tratamentos em relação ao controle, com destaque para C60 (pH: 6,10) e CTA (pH: 6,17). A adição de compostos orgânicos no solo aumentou a concentração de microelementos como Zn, Fe, Mn e Cu. A redução gradativa dos fertilizantes minerais em 30, 40, 50 e 60% com complemento de compostos orgânicos, manteve a qualidade nutricional das plantas de milho em comparação a 100% de fertilização mineral. Mesmo com a redução de fertilizantes minerais, os compostos orgânicos foram capazes de suprir a demanda nutricional das plantas, sem redução na produtividade. Propriedades físicas e nutrientes do solo, diagnose foliar e produtividade do milho demonstraram a capacidade da combinação entre compostos orgânicos e fertilizantes minerais. A estratégia adotada nesse estudo pode fomentar a valorização dos resíduos da CPFC e, conseqüentemente, a economia circular nesse setor.

Palavras-chave: agricultura sustentável; compostagem; solo; matéria orgânica; fertilizantes.

ABSTRACT

Chiarelotto, Maico. **Valorization and agricultural use of organic waste from the broiler production chain as an alternative for the circular economy**. Orientadora: Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa; Coorientadora: Dra. Larissa Macedo dos Santos Tonial. 2022. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2022.

The objective of the study was to evaluate the effects of different organic composts from broiler production chain wastes and their combination with mineral fertilizers on soil quality, nutritional status, and corn productivity. The experiment was conducted in the Experimental Nucleus of Agricultural Engineering of the State University of Western Paraná, Cascavel, Paraná, Brazil. The experiment was installed in September 2016 and finalized in December 2020. The agricultural crop chosen to evaluate the performance of the fertilization proposal was corn. During the experimental period, four crops were harvested. The experimental design was defined in randomized blocks, with six treatments and three repetitions, totaling 18 plots. The treatments were characterized by the combination of mineral fertilizer and organic compost. The reduction in the amount of mineral fertilizer and organic compost applied over the four corn crops was also observed. The organic composts applied were characterized by physicochemical parameters and compared with limits defined by local legislation. The effects on the soil were evaluated by soil density, total porosity, microporosity, macroporosity, pH, available P, K, Zn, Cu, Mn, Fe, total organic carbon, carbon sequestration, and chemical fractioning of organic matter with the application of Fourier transform infrared spectroscopy. The response of corn to the fertilization strategy was evaluated by foliar diagnosis of nutritional status and yield. The organic composts C30, C60 and CAF presented physicochemical parameters according to the Normative Instructions No. 35/2006, 7/2016, 61/2020, and CONAMA Resolution 481/2017. The TOC concentration for CCM was below the minimum required limit (15%) for all four years of analysis. After four years of experiment, the soil organic carbon content was significantly affected by the addition of organic compounds, especially in the 0-0.1 m soil layer. Treatments C60 and CTA showed higher concentrations (4.10 and 4.07%), stocks (50.13 and 49.69 Mg/ha), sequestration rate (2.99 Mg/ha.year) and carbon sequestration efficiency (70.09 and 74.47%), in the 0-0.1 m layer. The largest reductions in density and increase in total porosity were verified for treatments C30, C60, and CTA, compared to the control. The greatest changes occurred in the 0-0.1 m soil layer. The addition of organic compost raised the pH and reduced soil acidity for all treatments compared to the control, especially for C60 (pH: 6.10) and CTA (pH: 6.17). The addition of organic compounds to the soil increased the concentration of microelements such as Zn, Fe, Mn and Cu. The gradual reduction of mineral fertilizers by 30, 40, 50, and 60% with the addition of organic composts maintained the nutritional quality of corn plants compared to 100% mineral fertilization. Even with the reduction of mineral fertilizers, the organic composts were able to supply the nutritional demand of the plants, without causing reduction in productivity. Physical properties and soil nutrients, leaf diagnosis, and corn productivity demonstrated the capacity of the combination between organic composts and mineral fertilizers. The strategy adopted in this study can promote the valorization of broiler production chain wastes and, consequently, the circular economy in this sector.

Keywords: sustainable agriculture; composting; soil; organic matter; fertilizers.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	xiii
LISTA DE FIGURAS	xiv
LISTA DE QUADROS	xvi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xvii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Produção e características dos resíduos sólidos orgânicos da cadeia produtiva de frango de corte.....	4
3.2 Compostagem como alternativa para o tratamento e valorização de resíduos da CPFC 11	
3.2.1 Compostagem de resíduos sólidos orgânicos da CPFC	12
3.2.2 Desafios na compostagem de resíduos sólidos orgânicos da CPFC.....	16
3.3 Diretrizes brasileiras para qualidade de composto orgânico	17
3.4 O composto orgânico como insumo agrícola na perspectiva da economia circular	19
3.4.1 Composto orgânico como insumo agrícola: efeitos na qualidade do solo.....	25
4 MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1 Caracterização geral da área de estudo	31
4.1.1 Área de estudo.....	31
4.1.2 Configuração experimental	31
4.1.3 Descrição e aplicação dos tratamentos.....	32
4.2 Caracterização dos compostos orgânicos.....	36
4.3 Amostragem e análises físico-químicas do solo.....	37
4.3.1 Coleta das amostras de solo.....	37
4.3.2 Parâmetros físicos do solo	39
4.3.3 Parâmetros químicos do solo.....	40
4.3.4 Caracterização da MO do solo.....	41
4.4 Amostragem e análises físico-químicas do milho.....	42
4.4.1 Diagnose foliar do estado nutricional	43
4.4.2 Produtividade	44
4.5 Métodos estatísticos	45
4.5.1 Análise de variância, componentes principais e cluster.....	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1 Segurança ambiental e agronômica dos compostos orgânicos.....	46
5.1.1 Avaliação de parâmetros físico-químicos.....	46
5.1.2 Avaliação dos teores de fósforo e potássio em diferentes compostos orgânicos	49

5.1.3 Aplicação de ACP na avaliação da qualidade dos compostos orgânicos	51
5.1.4 Microelementos.....	53
5.2 Matéria orgânica do solo.....	55
5.2.1 Carbono orgânico no solo	55
5.2.2 Estoque, taxa e eficiência de sequestro de carbono orgânico no solo	59
5.2.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)	65
5.3 Parâmetros físicos do solo	72
5.3.1 Densidade aparente do solo	72
5.3.2 Porosidade total do solo.....	74
5.3.3 Macro e microporosidade do solo	76
5.4 Parâmetros químicos do solo.....	79
5.4.1 pH do solo	79
5.4.2 Fósforo disponível e potássio trocável do solo	82
5.4.3 Microelementos do solo	87
5.5 Efeitos da combinação de compostos orgânicos e fertilizantes minerais em cultura de milho.....	95
5.5.1 Diagnose foliar do estado nutricional	95
5.5.2 Produtividade do milho.....	96
6. CONCLUSÕES	101
7 REFERÊNCIAS	103
APÊNDICE A.....	120
APÊNDICE B.....	123
APÊNDICE C.....	124
APÊNDICE D.....	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Redução da adubação mineral e orgânica ao longo das safras avaliadas	34
Tabela 2 Entrada anual e total de carbono no solo a partir de composto orgânico.	55
Tabela 3 Carbono orgânico do solo nos diferentes tratamentos no período experimental (%)	56
Tabela 4 Estoque de carbono orgânico no solo nos diferentes tratamentos no período experimental – ECOS (Mg/ha).	60
Tabela 5 Densidade aparente do solo (Mg/m ³) nas coletas I, II, III e IV.	72
Tabela 6 Porosidade total do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	75
Tabela 7 Macroporosidade do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	77
Tabela 8 pH do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	81
Tabela 9 Fósforo disponível (unidade) do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	83
Tabela 10 Potássio trocável (unidade) do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	85
Tabela 11 Zinco do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	87
Tabela 12 Ferro do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	89
Tabela 13 Manganês do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	91
Tabela 14 Cobre do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020).	93
Tabela 15 Macronutrientes N, P, K, Ca e Mg na cultura do milho	97
Tabela 16 Micronutrientes Zn, Fe, Mn e Cu na cultura do milho	98
Tabela 17 Caracterização dos compostos orgânicos aplicados em solo nas safras I e II... ..	121
Tabela 18 Caracterização dos compostos orgânicos aplicados em solo safras III e IV.	122
Tabela 19 Taxa de sequestro de carbono orgânico do solo (Mg/ha.ano)	123
Tabela 20 Microporosidade do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020). ...	124
Tabela 21 Efeitos da combinação de compostos orgânicos e fertilizantes minerais na produtividade de milho.	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Produção, consumo e exportação mundial de carne de frango.....	4
Figura 2 Abate e exportação brasileira de carne de frango.....	5
Figura 3 Geração de resíduos sólidos orgânicos da CPFC.....	6
Figura 4 Parâmetros para controle e efeitos da otimização do processo de compostagem.	12
Figura 5 Produção mundial de milho.....	20
Figura 6 Efeitos na qualidade do solo por meio da aplicação de compostos orgânicos estabilizados.....	25
Figura 7 Compostagem e uso agrícola de resíduos da CPFC como ponto chave para potencializar a economia circular do setor.	29
Figura 8 Condições climáticas entre 2016 e 2020 para a área de estudo.	31
Figura 9 Croqui da área experimental. Figura sem escala.	33
Figura 10 Semeadura do milho.....	35
Figura 11 Aplicação dos tratamentos de acordo com delineamento experimental.	35
Figura 12 Diagrama das coletas de solo no período experimental.....	38
Figura 13 Perfil de coleta para cada ponto de amostragem.	39
Figura 14 Fluxograma das coletas de milho no período experimental.....	43
Figura 15 Boxplots de teor de água (A), COT (B), NTK (C) e relação C/N (D) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.	47
Figura 16 Boxplots de pH (A) e CE (B) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.	48
Figura 17 Boxplots de CTC (A) e CTC/COT (B) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.	49
Figura 18 Boxplots de P (A) e K (B) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.	50
Figura 19 Análise de componentes principais (ACP) para parâmetros químicos das matrizes orgânicas.....	52
Figura 20 Boxplots de Al (A), Fe (B), Cu (C), Mn (D) e Zn (E) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.....	54
Figura 21 Carbono orgânico do solo - COS (%).	59
Figura 22 Estoque de carbono orgânico no solo – ECOS (Mg/ha).	61
Figura 23 Taxa de sequestro de COS (Mg/ha.ano) referente ao ano inicial (coleta I: 2016) e final (coleta IV: 2020).	63
Figura 24 Eficiência aparente no sequestro de carbono no solo (ESC) em tratamentos com compostos orgânicos entre ano inicial (coleta I: 2016) e final (coleta IV: 2020).....	65
Figura 25 FTIR para amostras iniciais e finais dos tratamentos C30, C60 e CTA.	67
Figura 26 FTIR para amostras iniciais e finais dos tratamentos CCM, CAF e CTL.	68

Figura 27 FTIR para amostras finais dos tratamentos C30, C60, CTA, CCM, CAF e CTL. .	69
Figura 28 Análise de componentes principais (ACP) e análise hierárquica de agrupamentos para FTIR.	71
Figura 29 Densidade aparente do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m....	73
Figura 30 Porosidade total do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	76
Figura 31 Macroporosidade do solo nas profundidades 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	78
Figura 32 Microporosidade do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	79
Figura 33 pH do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	82
Figura 34 Fósforo disponível do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	84
Figura 35 Potássio trocável do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	86
Figura 36 Zinco do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	88
Figura 37 Ferro do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	90
Figura 38 Manganês do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	92
Figura 39 Cobre do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.	94
Figura 40 Produtividade de milho ao longo de quatro safras.	99

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 Características químicas de resíduos orgânicos da cadeia produtiva do frango de corte.	10
Quadro 2 Características do processo de estabilização de resíduos orgânicos da CPFC. ..	15
Quadro 3 Diretrizes para controle e qualidade da compostagem, fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo para o Brasil, com base nas Instruções Normativas SDA 35/2006, 27/2006, 61/2020 e Resolução CONAMA 481/2017	18
Quadro 4 Características agrônômicas de compostos orgânicos estabilizados.	23
Quadro 5 Elementos essenciais requeridos pelas plantas obtidos do solo.	24
Quadro 6 Efeitos da aplicação de compostos orgânicos no desenvolvimento de culturas agrícolas.	26
Quadro 7 Efeitos da aplicação de compostos orgânicos no solo	30
Quadro 8 Descrição geral dos tratamentos.....	34

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
ACP	Análise de componentes principais
AH	Ácido húmico
ATP	Trifosfato de adenosina
B	Boro
C	Carbono
Ca	Cálcio
CI	Carbono inorgânico
C/N	Relação carbono/nitrogênio
CRA	Capacidade de retenção de água
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiental
COT	Carbono orgânico total
CP	Componente principal
CPFC	Cadeia produtiva de frango de corte
CT	Carbono total
CTC	Capacidade de troca de cátions
CTC/COT	Relação capacidade de troca de cátions/carbono orgânico total
CTL	Controle
Cu	Cobre
DA	Digestão anaeróbia
DBC	Delineamento em blocos casualizados
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
Ds	Densidade do solo
ECOS	Estoque de carbono no solo
Fe	Ferro
FTIR	Fluorescência induzida a laser com transformada de Fourier
GEE	Gás de efeito estufa
IHSS	Sociedade Internacional de substâncias Húmicas
IN	Instrução Normativa
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
K	Potássio
MAPA	Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento
Mg	Magnésio
MO	Matéria orgânica
MOS	Matéria orgânica do solo
Mo	Molibdênio
Mn	Manganês

MS	Massa seca
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
Na	Sódio
NPS	Número mais provável
ONU	Organização Mundial das Nações Unidas
P	Fósforo
P _{disp}	Fósforo disponível
pH	Potencial hidrogeniônico
PIB	Produto interno bruto
PR	Paraná
RSU	Resíduo sólido urbano
S	Enxofre
SBCS	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
SDA	Secretaria de Defesa Agropecuária
SIMEPAR	Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná
SH	Substâncias húmicas
ST	Sólidos totais
UNIOESTE	Universidade Estadual do Oeste do Paraná
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
Zn	Zinco

1 INTRODUÇÃO

Seguindo o ritmo de crescimento das últimas décadas, a Organização Mundial das Nações Unidas – ONU (2015) estima que até o ano de 2050 a demanda por alimentos apresente crescimento de 60%, para atender uma população estimada de 9 bilhões de seres humanos. Esse crescimento pode elevar a demanda por fontes de proteínas de origem animal (SAATH; FACHINELO, 2018). Neste cenário, a cadeia produtiva de frango de corte (CPFC) destaca-se na produção mundial de proteína animal, com projeções de crescimento. Ciclos curtos de produção, alto teor de proteínas, baixo teor de colesterol e baixo custo frente a outras fontes de proteína são pontos favoráveis ao crescimento do consumo de carne de frango (KIM et al., 2020). No cenário mundial, o Brasil destaca-se como o maior exportador, o segundo maior produtor e o terceiro maior consumidor de carne de frango (ABPA, 2021). No cenário nacional, a CPFC destaca-se como um setor importante na economia brasileira.

No entanto, a CPFC pode gerar impactos ambientais significativos, principalmente em função da geração de resíduos orgânicos. Esses resíduos podem ser gerados desde a produção de ovos até o processamento da carne para consumo. Portanto, alternativas com objetivo de redução na geração, tratamento e disposição final desses resíduos tornam-se necessárias. Uma prática muito comum no Brasil é o uso agrícola da cama de frango, que é um resíduo gerado durante o crescimento e a engorda das aves. No entanto, para evitar impactos ambientais significativos pelo uso da cama de frango, é necessário o conhecer a sua composição e os efeitos no solo e nas culturas agrícolas (PALHARES; KUNZ, 2011).

Diversas pesquisas com objetivo de avaliar alternativas para o gerenciamento dos resíduos da CPFC foram desenvolvidas. Dentre as possibilidades, Costa et al. (2017) e Chiarelto et al. (2019), apresentam a compostagem como tecnologia viável para o tratamento e a valorização dos resíduos da CPFC. No entanto, Costa et al. (2017) destacam as dificuldades no controle da relação carbono/nitrogênio (C/N) do processo em função da elevada concentração de nitrogênio nos resíduos, o que pode afetar a qualidade do composto final. Já Chiarelto et al. (2019) observaram a viabilidade do tratamento dos resíduos da CPFC em diferentes tempos de compostagem (35, 63 e 95 dias), porém sem respostas sobre os efeitos dessa otimização no uso agrícola do composto.

Quando apresentam qualidade ambiental de acordo com normativas locais, o uso na agricultura pode ser uma alternativa para os compostos orgânicos provenientes dos resíduos da CPFC. O uso agrícola de compostos orgânicos pode contribuir no sequestro de carbono no solo, reduzir a densidade, aumentar a porosidade e a

capacidade de retenção de água (DEMELASH et al., 2014; CHAUDHARY et al., 2017; MUSCOLO et al., 2018; HUANG et al. (2019). Também pode contribuir na disponibilidade de macro e micronutrientes e na produtividade de culturas agrícolas (BEDADA et al., 2016).

Os potenciais benefícios da aplicação de compostos orgânicos na agricultura não são imediatos. Como alternativa, a aplicação combinada de fertilizantes minerais e compostos orgânicos vem ganhando reconhecimento como prática viável na melhoria da qualidade do solo e no desenvolvimento de culturas agrícolas (WEI et al., 2016). Essa prática, no Brasil, pode proporcionar a redução do uso de fertilizantes minerais e reduzir a dependência da importação desses produtos. A estratégia de combinar fertilizantes minerais e compostos orgânicos pode ser aplicada no cultivo do milho, cereal de relevada importância na formulação de rações para o crescimento e a engorda de frangos de corte. Essa prática pode fomentar a valorização dos resíduos da CPFC, bem como a economia circular no setor. No entanto, pesquisas para elucidar os efeitos no solo e na cultura do milho a partir da combinação e redução gradativa de fertilizantes minerais e compostos orgânicos da CPFC são necessárias.

2 OBJETIVOS

O objetivo do estudo foi avaliar os efeitos de diferentes compostos orgânicos de resíduos da CPFC e sua combinação com fertilizantes minerais, na qualidade do solo, estado nutricional e produtividade de milho. Os objetivos específicos do trabalho foram:

1. Avaliar a segurança ambiental e a qualidade agronômica dos compostos orgânicos provenientes de resíduos da CPFC, estabilizados com diferentes características;
2. Determinar os efeitos na matéria orgânica (MO) e sequestro de carbono no solo, por meio da combinação de compostos orgânicos e fertilizantes minerais;
3. Identificar os efeitos da aplicação de compostos orgânicos nas propriedades físicas do solo;
4. Avaliar a disponibilidade de nutrientes no solo, por meio da combinação de compostos orgânicos e fertilizantes minerais;
5. Avaliar os efeitos da combinação e da redução gradativa de compostos orgânicos e fertilizantes minerais, no estado nutricional e na produtividade de milho, durante quatro safras.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Produção e características dos resíduos sólidos orgânicos da cadeia produtiva de frango de corte

O Brasil é o maior exportador (4,32 milhões ton; 32,17% das exportações globais), segundo maior produtor (14,75 milhões ton; 14,63%), e terceiro maior consumidor (10,43 milhões ton; 10,63%) de carne de frango no mundo (Figura 1). A região sul representa 64,37% do abate e 80,03% das exportações, sendo o estado do Paraná responsável por 35,47 e 40,19% (Figura 2) do abate e da exportação do país, respectivamente (ABPA, 2021; USDA, 2022a).

A CPFC apresenta benefícios para a economia brasileira, empregando mais de 3,6 milhões de pessoas, direta e indiretamente, e representando 1,5% do produto interno bruto (PIB) nacional (MANSILHA et al., 2019). Além disso, espera-se que a produção e o consumo de carne de frango aumentem, pois a demanda global por alimentos deverá aumentar 60% até 2050 (ONU, 2015). Custos inferiores aos de outras carnes, ciclos curtos de criação, alto teor de proteína e baixo teor de colesterol são favoráveis para a cadeia de abastecimento e o aumento do consumo de carne de frango (KIM et al., 2020).

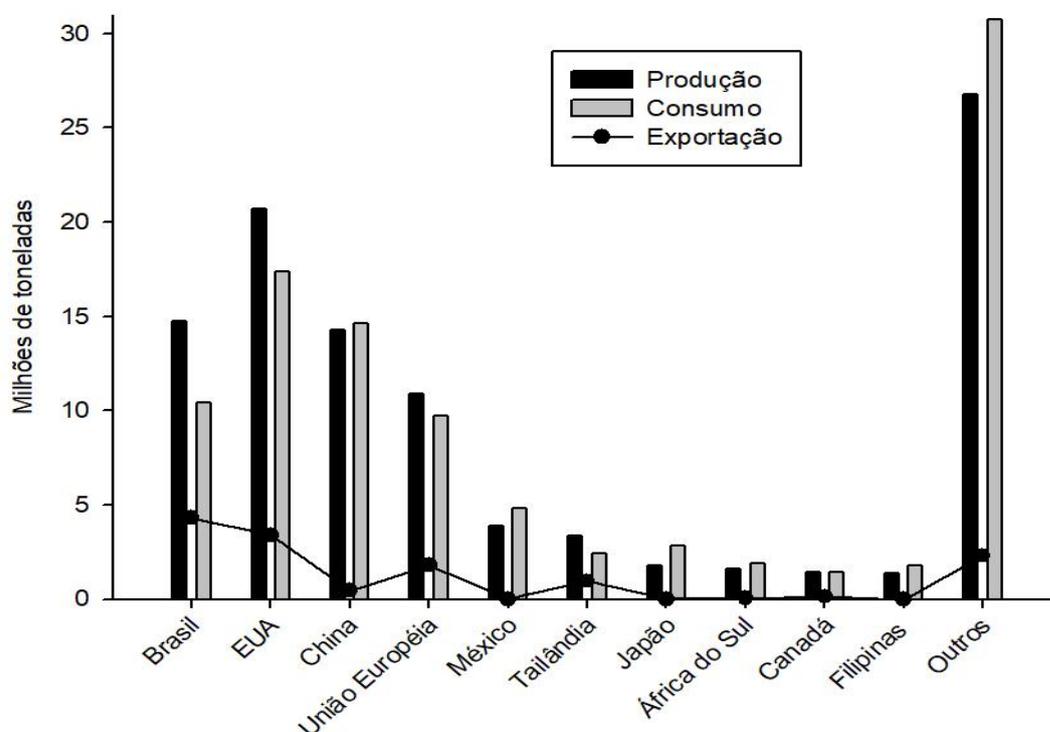


Figura 1 Produção, consumo e exportação mundial de carne de frango.
Fonte: USDA (2022a).

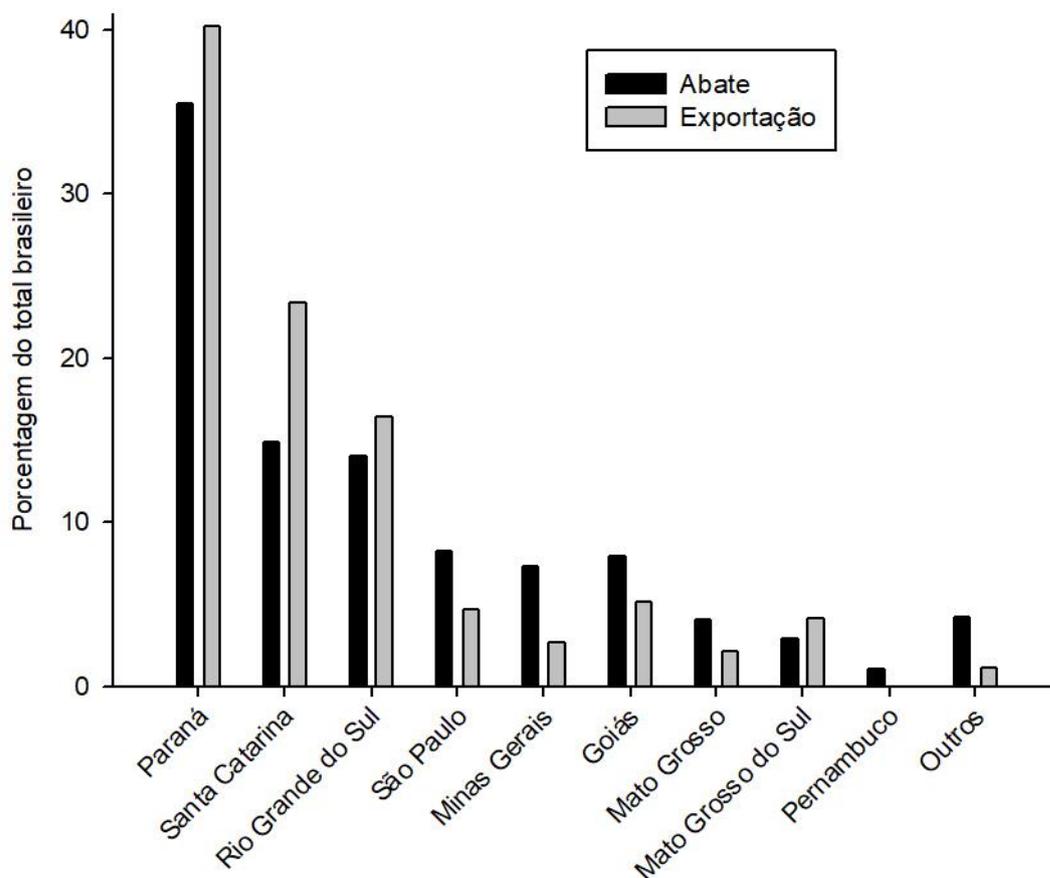


Figura 2 Abate e exportação brasileira de carne de frango.
Fonte: ABPA (2021).

Apesar de seus aspectos positivos, a CPFC é uma atividade potencialmente poluidora, pois gera resíduos sólidos e líquidos, e ainda exige grande demanda de área, água, energia e outros insumos. Devido à expressiva produção, a necessidade de discutir soluções mais sustentáveis na CPFC, no Brasil, é evidente (ONU, 2015). O sistema de produção avícola é composto por cooperativas através da integração de criadores (para crescimento e engorda), abatedouros e indústria de processamento (MELO et al., 2008; MANSILHA et al., 2019). Os criadores fornecem áreas estruturadas, mão-de-obra e gerenciamento na criação. A indústria fornece alimentação, logística, assistência técnica e a coleta dos frangos de corte após ciclo (MANSILHA et al., 2019).

A CPFC abrange desde a produção de ovos até o processamento de proteínas animais para consumo. Embora uma variedade de medidas seja aplicada para otimizar cada etapa, a geração de resíduos é inevitável. Silva et al. (2014) apresentaram a CPFC em quatro fases principais: reprodução, incubatório, crescimento/engorda e abate/processamento – cada fase gerando diferentes resíduos sólidos orgânicos (Figura 3).

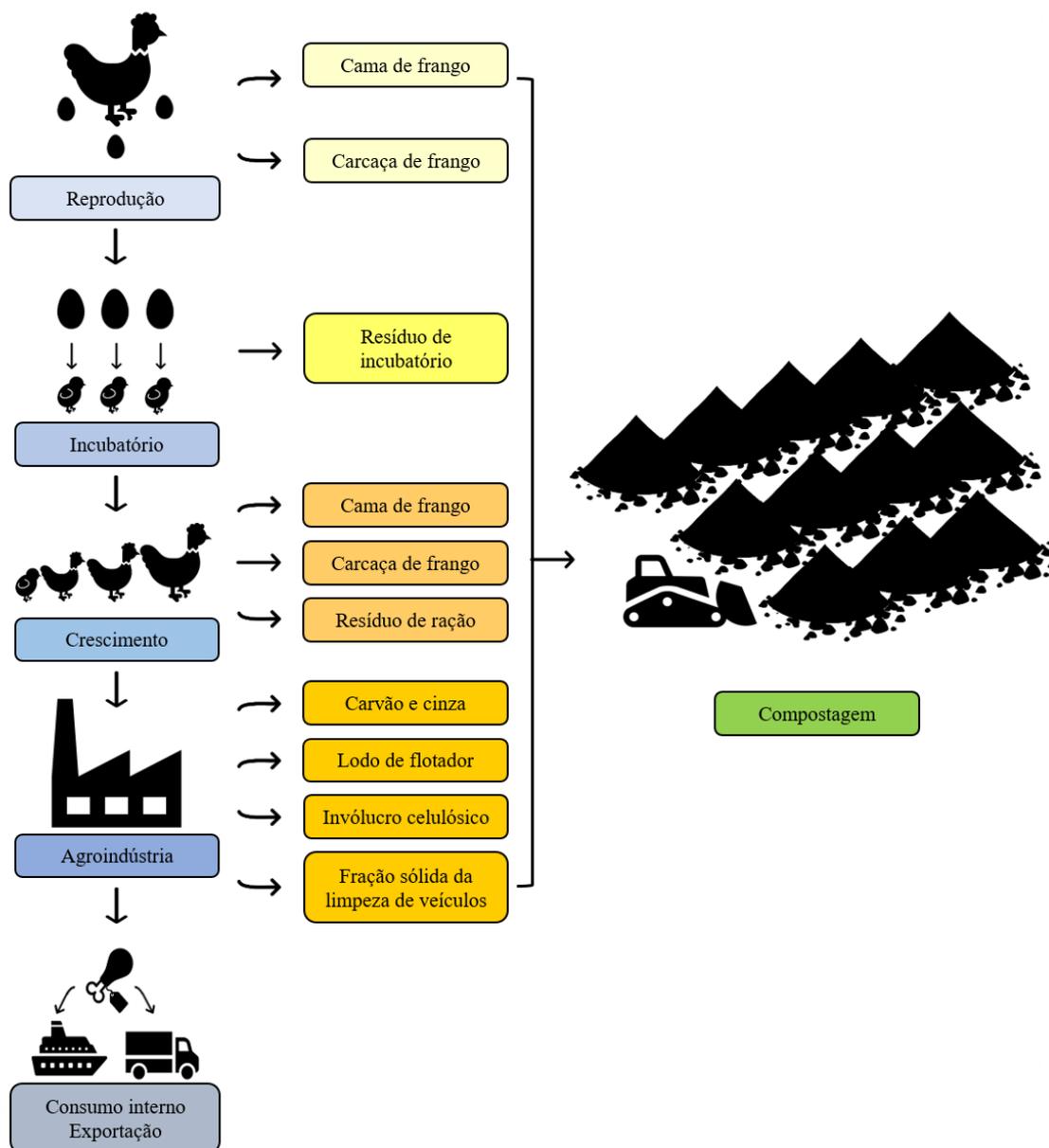


Figura 3 Geração de resíduos sólidos orgânicos da CPFC.

Um sistema intensivo de produção de frangos de corte depende de áreas cultivadas, para as matérias-primas primárias (principalmente milho e soja) utilizadas nas formulações de ração para aves (LIMA et al., 2019). As variedades cultivadas para produção de ração requerem nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio, para rendimentos satisfatórios (LIU et al., 2019b). Ao plantar na palha (plantio direto), o manejo dessas culturas não gera resíduos sólidos, pois os resíduos vegetais das culturas são incorporados ao solo após a colheita (LU et al., 2021). Posteriormente, os grãos são enviados para as unidades de produção de ração, secos, moídos e armazenados em silos sob condições ambientais controladas. A conservação

inadequada pode causar a contaminação dos grãos com fungos e outras doenças, impossibilitando seu uso. Estes resíduos de ração podem ser enviados para usinas de compostagem ou aterros sanitários.

Durante a produção de ovos em criadores, as galinhas matrizes podem morrer, gerando carcaças que devem ser tratadas para evitar a proliferação de patógenos (BERNARDI, 2011). Nessa etapa, aproximadamente 0,481 kg de resíduos são emitidos por kg de ovos (GARCIA et al., 2016). Apesar da grande importância deste setor da CPFC no Brasil, há poucas informações sobre a disposição dos resíduos produzidos (ORRICO et al., 2020).

Após os criadores, os ovos são incubados. Nesta fase, os resíduos incluem ovos não fertilizados, cascas de ovos, membranas, pintainhos com deformidades e natimortos (CHIARELOTTO et al., 2019). Em média, são produzidos 0,16 kg de resíduos (matéria seca) por kg de aves eclodidas (ORRICO et al., 2020). No Brasil, esses resíduos com características de risco biológico são incinerados ou depositados em aterros sanitários. O gerenciamento desses resíduos é implementado regionalmente e combinado com interesses logísticos locais, em grande parte sem opções sustentáveis de tratamento e disposição, tais como compostagem ou digestão anaeróbia (DA). Na DA, as cascas de ovos de resíduos de incubatório causam problemas operacionais nos biodigestores para produção de biogás (MATTER et al., 2017). Entretanto, na compostagem, os resíduos do incubatório não são problemáticos. A baixa relação C/N desses resíduos é um fator limitante e pode comprometer o processo, portanto requer a adição de outros resíduos para equilibrar e compensar o carbono (ORRICO et al., 2020).

Os pintainhos são então enviados para sistemas de produção intensiva (crescimento e engorda) denominados granjas de frangos (aviários). Nesses locais, materiais como aparas de madeira e serragem são adicionados para absorção das fezes e água. Nestes resíduos sólidos, penas e rações também estão presentes (PALHARES; KUNZ, 2011). Em média, após 154 dias de produção, a cama de frango é retirada das instalações e apresentada como resíduo sólido orgânico (COSTA et al., 2017). Silva et al. (2014) estimaram que para cada tonelada de frango produzido no Sul do Brasil, 5,24 kg de CH₄, 0,39 kg de N₂O, e 8,51 kg de NH₃ foram derivados do esterco e incorporados à cama. Normalmente, estes dejetos são dispostos incorretamente, como pilhas estáticas fora do galpão. Essa disposição dos resíduos pode atrair vetores de doenças e transportar cargas concentradas de nutrientes para culturas, florestas e corpos de água, impactando negativamente a biodiversidade local. A quantidade de cama de frango está associada ao número de ciclos no sistema de produção e é reutilizável para outras etapas. Em 40 dias, aproximadamente, 1,5-5,7 kg de cama

(matéria natural) é produzida por animal. Esta variabilidade está relacionada à infraestrutura e ao gerenciamento técnico-operacional do sistema (DALÓLIO et al., 2017).

Ao longo do ciclo intensivo de produção avícola, a mortalidade média dos frangos é de 3,5% (ORRICO JÚNIOR et al., 2010). As carcaças destes animais são caracterizadas como resíduos sólidos orgânicos com risco potencial de proliferação de patógenos e, portanto, devem ser tratadas de forma sustentável (ORRICO JÚNIOR et al., 2010). O manejo habitual dessas carcaças é a queima ao ar livre, enterramento ou disposição em aterro, ignorando tecnologias de tratamento sustentável e protocolos de produção mais limpa.

No final do ciclo intensivo de produção, os frangos são transportados em caminhões para a agroindústria. Após descarregar os animais, os veículos passam por um processo de higiene, removendo impurezas como esterco, penas e solo, com aplicação de água. O efluente geralmente é encaminhado para um processo de separação sólido-líquido por peneiramento e decantação, que caracteriza a fração sólida como resíduo orgânico (BERNARDI, 2011).

Na agroindústria avícola, os procedimentos de abate e processamento produzem grandes quantidades de resíduos orgânicos, exigindo atenção especial para o tratamento e a disposição final para evitar impactos negativos na saúde pública e no meio ambiente (FERREIRA et al., 2018). No abate, um efluente líquido composto de sangue, vísceras, água e gordura resulta em 11,4 m³ de água residual/ton de frango abatido, com uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 6,5 kg/ton (SILVA et al., 2014). Este efluente geralmente é enviado para tanques de equalização, seguido de sistema de flotação por ar dissolvido para separação de gordura. O material sobrenadante removido pode ser enviado para centrífugas tridecanter e dividido em líquido, gordura e lodo. O lodo é considerado um resíduo orgânico sólido chamado lodo de flutador (FERREIRA et al., 2018; DAMACENO et al., 2019). A quantidade de resíduos sólidos gerados por frango abatido com um peso médio de 2,8 kg é de 0,002 kg de esterco, 0,084 kg de sangue, 0,084 kg de penas, 0,28 kg de vísceras, 0,218 kg de aparas de carne e 0,52 kg de lodo de flutuação (WANG et al., 2018). Este é o maior desperdício nos abatedouros e precisa ser melhor estudado para um manejo sustentável (YOON et al., 2014). O lodo é rico em lipídios, proteínas e aminoácidos do sangue das aves abatidas e nutrientes (CUETOS et al., 2017). Algumas plantas agroindustriais de processamento convertem o lodo em farinha, que pode ser utilizada para suplementação nutricional de ração animal. No Brasil, este processo segue uma instrução normativa específica (BRASIL, 2020). A transformação do lodo em farinha requer uma grande quantidade de energia (centrifugação, cozimento e secagem) e é

um processo com elevado custo. Para pequenos abatedouros, é mais acessível subcontratar o tratamento ou a disposição final ambientalmente adequada (WANG et al., 2018). No Brasil, esses resíduos geralmente são enviados para usinas de compostagem ou aterros, e a digestão anaeróbica surge como alternativa (DAMACENO, 2018; DAMACENO et al., 2019). A compostagem é limitada porque requer uma combinação de fontes de carbono para equilibrar a baixa relação C/N deste lodo, e os aterros sanitários têm uma vida útil relativamente curta, devido à geração significativa deste material.

Após o abate dos frangos, uma parte menos nobre da carne compõe as salsichas. Nesta etapa, o invólucro celulósico molda o produto durante o processo de cozimento, após o qual é descartado (COSTA et al., 2017; CHIARELOTTO et al., 2019). Entretanto, como é derivado de fibras vegetais, seu teor de carbono é facilmente degradável (BERNARDI, 2015).

Para caldeiras de aquecimento, algumas empresas agroindustriais utilizam madeira reflorestada. A queima incompleta de madeira gera um resíduo sólido chamado carvão vegetal, que tem características semelhantes às do biochar e cinzas (COSTA et al., 2017; LORIN et al., 2019).

A gestão de resíduos sólidos orgânicos ao longo da CPFC é complexa devido à variabilidade de seus parâmetros. As concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo e potássio devem ser conhecidas, para selecionar a melhor tecnologia de tratamento e método de disposição dos resíduos gerados (Quadro 1). As características, tratamento e disposição final dos resíduos devem atender à legislação do país onde foram produzidos (FERREIRA et al., 2018).

Quadro 1 Características químicas de resíduos orgânicos da cadeia produtiva do frango de corte

Resíduo	COT	N	P	K	Referência
	(%)		(g/kg)		
Cama de matrizeiro	39,0 – 45,9	2,10 – 3,0	3,36 – 11,26	5,64 – 32,0	BERNARDI (2011); COSTA et al. (2017)
Incubatório	6,2 – 11,1	1,80 – 2,55	0,81 – 2,06	0,45 – 2,47	COSTA et al. (2017); SILVA (2017)
Cama de frango	12,6 – 49,18	1,6 – 5,0	0,24 – 0,48	0,26 – 0,44	ORRICO JÚNIOR et al. (2010); ARIKAN et al. (2016); MUNARETTO et al. (2016); AGYARKO-MINTAH et al. (2017); GARDONI; AZEVEDO (2019)
Ração	50,4	3,6	12,7	6,5	SILVA (2017); NIEDZIALKOSKI et al. (2019)
Carcaça de aves	50,85 – 56,22	2,60 – 9,33	0,95	6,48 – 8,17	ORRICO JÚNIOR et al. (2010); OLIVEIRA et al. (2018); GARDONI; AZEVEDO (2019)
Fração sólida limpeza de caminhões	22,8 – 37,0	2,85 – 4,0	0,037 – 2,26	3,7 – 7,66	CARNEIRO et al. (2013); BERNARDI (2011)
Lodo de flotador	50,2 – 51,1	7,0 – 7,9	12,32 – 20,65	0,24 – 0,45	COSTA et al. (2017); DAMACENO et al. (2019)
Invólucro celulósico	52,9 – 53,2	0,7 – 1,2	1,36	1,44	COSTA et al. (2017); SILVA (2017)
Cinza	4,4 – 35,5	0,2 – 0,26	1,62 – 2,54	7,37 – 19,86	CARNEIRO et al. (2013); COSTA et al. (2017)

COT: carbono orgânico total; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total. Valores com base em massa seca.

No Brasil, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos com ações permitidas para o gerenciamento de resíduos (Brasil, 2010). A ordem de administração prioritária foi estabelecida como não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final. O Art. 47 proíbe as alternativas de destinação ou disposição final de descarte a céu aberto, lançamento a céu aberto e incineração a céu aberto em instalações não licenciadas. A Lei 12.305/2010 classifica os resíduos sólidos de acordo com sua origem. Os resíduos da CPFC são geralmente classificados como resíduos agrossilvopastoris (atividades agrícolas e industriais). As características complexas deste resíduo específico como resultado da extensa e variada produção de frangos no Brasil revela a importância de estudos como este para promover a fundação de disposições legais específicas para o setor. A regulamentação e os incentivos para tecnologias ambientais em seu tratamento poderiam reduzir os impactos ambientais negativos, valorizar os resíduos e estimular a economia circular na CPFC.

3.2 Compostagem como alternativa para o tratamento e valorização de resíduos da CPFC

Constituindo vários processos físico-químicos e biológicos, a compostagem é uma potencial tecnologia para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos (BERNAL et al., 2009). Sua aplicação pode mitigar resultados ambientais adversos (ONWOSI et al., 2017) e melhorar a gestão de resíduos da CPFC (CHIARELOTTO et al., 2019). Os resíduos da CPFC (Figura 3) têm características físico-químicas variáveis (Quadro 1) e a compostagem pode contribuir para a valorização agronômica desses resíduos. Na compostagem, parâmetros como a relação C/N, tamanho das partículas (LI et al., 2013), teor de água (JUÁREZ et al., 2015), aeração, temperatura e metabolismo microbiano (BERNAL et al., 2009) devem ser controlados e monitorados (ONWOSI et al., 2017; SÁNCHEZ et al., 2017). A faixa ideal desses parâmetros pode variar de acordo com as características dos resíduos. Para os resíduos orgânicos, os limites máximo e mínimo são amplamente conhecidos. Entretanto, na compostagem de resíduos da CPFC, dificuldades são encontradas: ajuste da relação C/N inicial; disponibilidade de fontes de carbono; tempo de processo (Figura 4).

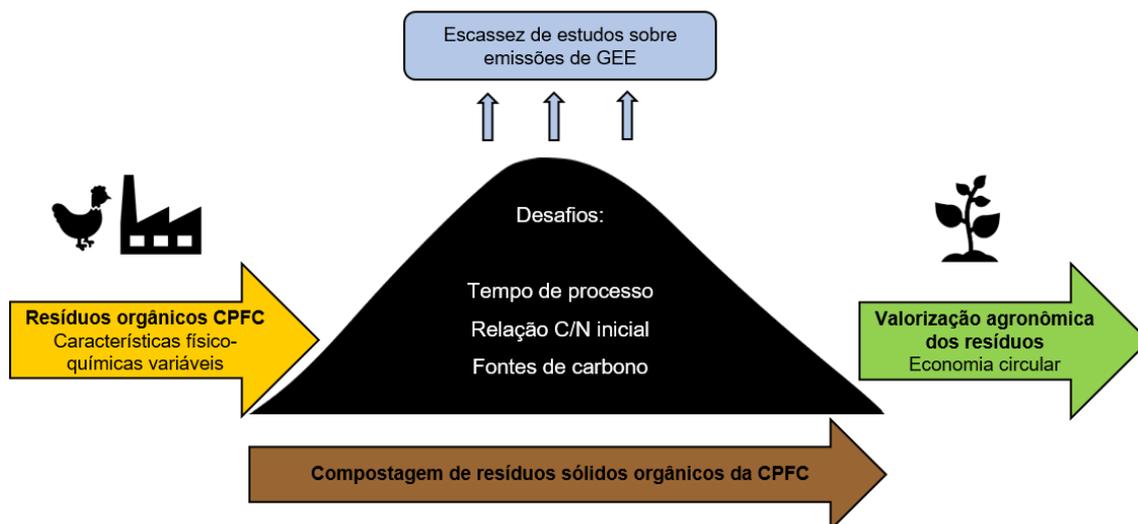


Figura 4 Parâmetros para controle e efeitos da otimização do processo de compostagem.

3.2.1 Compostagem de resíduos sólidos orgânicos da CPFC

O carbono e o nitrogênio são nutrientes essenciais para a compostagem. A relação C/N inicial apropriada para a compostagem varia de 25-35 (TORRES-CLIMENT et al., 2015). Os resíduos da CPFC apresentam elevada concentração de nitrogênio (Tabela 1) e relação C/N abaixo da faixa recomendada. Uma relação C/N abaixo de 25 pode levar a perdas de nitrogênio devido à volatilização da amônia, um comportamento observado por Janczak et al. (2017) na compostagem de resíduos da CPFC com relação C/N inicial de 16,6. Entretanto, mesmo sob a razão recomendada, estudos de Chiarelto et al. (2019), Gardoni e Azevedo (2019) e Niedzialkoski et al. (2019) estabilizaram resíduos da CPFC ao final do processo de compostagem. Este resultado pode estar ligado ao seu método de controle da frequência de revolvimento e do teor de água durante a compostagem. O resíduo de invólucro celulósico pode ajudar a equilibrar a relação C/N, mas nem sempre está disponível. Não foram observados estudos sobre resíduos da CPFC com relação C/N acima da recomendação.

O tamanho das partículas dos resíduos orgânicos da CPFC influencia a aeração da massa e a superfície de contato disponível para os microrganismos, assim como pode afetar a eficiência do processo e a qualidade final do composto (CERDA et al., 2018); partículas menores podem compactar a massa em decomposição (BERNAL et al., 2009) enquanto partículas maiores podem inibir a ação dos microrganismos (ONWOSI et al., 2017). Resíduos da CPFC, como carcaças de aves e lodo de flotor, podem variar em tamanho de partícula. Como solução possível, esses resíduos podem

ser moídos entre 0,3 e 7,5 cm e homogeneizados (INÁCIO; MILLER, 2009; KIEHL, 2010).

De acordo com Kiehl (2010), o teor de água para compostagem deve estar entre 40 e 60%. Os resíduos da CPFC variam em termos de conteúdo de água durante as etapas de produção. Janczak et al. (2017) detectaram um teor de água de 73,3% para dejetos de aves, enquanto Gardoni e Azevedo (2019) observaram um teor de água de 68% em carcaças de aves. Valores acima de 60% podem ser desfavoráveis à compostagem, pois a água pode ocupar poros importantes para aeração, provocando lixiviação de nutrientes e criando zonas anaeróbicas. Valores abaixo de 40% também podem ser adversos, reduzindo o metabolismo dos microrganismos e, conseqüentemente, a taxa de degradação. Chiarelotto (2018) relatou um teor de água de 26,5% para invólucro celulósico e 35,7% para cinzas, enquanto Orrico et al. (2020) relataram um teor de água de 35,3% para resíduos de incubatório. Combinações de diferentes resíduos da CPFC, para obter um teor ideal de água, podem minimizar os impactos negativos na compostagem.

Estudos têm observado e testado várias frequências de revolvimento durante a aeração da compostagem (Quadro 2). Alavi et al. (2019) conduziram compostagem de cama de frangos, com revolvimento a cada 2 dias para os primeiros 28 dias e a cada 4 dias para o restante do processo. Bohacz (2018) aplicou revolvimento de duas vezes a cada 30 dias para os primeiros 90 dias e uma vez a cada 30 dias para o resto do processo de compostagem de penas de frangos. Gardoni e Azevedo (2019) promoveram a oxigenação através de aeração forçada durante a compostagem com resíduos de carcaças e cama de frangos. A frequência dos revoltimentos e o método de aeração podem divergir de acordo com as características iniciais dos resíduos da CPFC. Costa et al. (2016) e Carneiro et al. (2013) testaram diferentes frequências de aeração para resíduos da CPFC. Os autores destacaram que a frequência de dois revoltimentos nos primeiros 30 dias e um revolvimento no restante do processo, reduziu as perdas de nutrientes, proporcionando uma estabilização eficiente dos resíduos. Esta frequência foi confirmada em estudos de Costa et al. (2017), Chiarelotto et al. (2019) e Costa et al. (2021).

O auto aquecimento da massa em degradação, originário do metabolismo de microrganismos aeróbicos, é um indicador da eficiência da compostagem (LIN et al., 2018). Na estabilização de resíduos da CPFC, a temperatura flutua de acordo com suas características iniciais e condução do processo (Quadro 2). Na compostagem de penas de frango, um material com difícil degradabilidade, Bohacz (2018) verificou que o processo atingiu temperatura máxima de 44 °C. Alavi et al. (2019) registraram temperatura máxima de 70 °C durante a compostagem da cama de frango.

Temperaturas mais elevadas ao longo da fase termofílica na estabilização de resíduos da CPFC podem estar relacionadas ao alto conteúdo de materiais orgânicos biodegradáveis, tais como gorduras incorporadas em resíduos de incubatório, carcaças e lodo de flutador (ASSES et al., 2019). Orrico et al. (2020) observaram temperaturas mais altas em leiras de resíduos de incubatório, devido à maior disponibilidade de compostos lipídicos e nitrogenados.

Na fase termofílica, as elevadas temperaturas eliminam microrganismos patogênicos presentes nos resíduos da CPFC. A União Européia (2019) indica para a compostagem, temperaturas acima de 55 °C para pelo menos 14 dias, 60 °C para pelo menos 7 dias, 65 °C para pelo menos 5 dias, ou 70 °C para pelo menos 3 dias. No Brasil, a Resolução CONAMA 481/2017 estabeleceu que em sistemas de compostagem abertos, a temperatura deve permanecer acima de 65 °C para pelo menos 3 dias ou acima de 55 °C para pelo menos 14 dias (BRASIL, 2017). Asses et al. (2019) observaram uma redução total em *Salmonella* e uma redução significativa em *Escherichia coli* e coliformes totais, em compostagem de resíduos da CPFC. Gardoni e Azevedo (2019) verificaram a eficiência da fase termofílica, que reduziu significativamente os coliformes termotolerantes na compostagem com carcaças e cama de frango.

A compostagem pode proporcionar uma produção de composto orgânico seguro para uso agrícola (BERNAL et al., 2009). As características dos resíduos e os parâmetros de controle podem influenciar a qualidade agronômica do composto (MUSCOLO et al., 2018). Ganhos em eficiência na compostagem, podem contribuir para a valorização agronômica dos resíduos e fomento da economia circular na CPFC.

Quadro 2 Características do processo de estabilização de resíduos orgânicos da CPFC

Resíduos da cadeia produtiva de frango	Relação C/N inicial	Frequência de revolvimento	Temperatura máxima (°C)	Tempo de compostagem (Dias)	Referência
Invólucro celulósico; carvão; incubatório; lodo	22	2 vezes por semana	64	35	CHIARELOTTO et al. (2019)
Invólucro celulósico; ração; incubatório; lodo	18	2 vezes por semana	70,9	65	NIEDZIALKOSKI et al. (2019)
Incubatório; cama de matrizeiro; involucro celulósico; lodo; carvão	29	2 vezes por semana primeiro mês 1 vez por semana restante do processo	67	84	COSTA et al. (2017)
Incubatório; penas; carcaças; sangue; gordura; miudezas de aves; pés; cabeça	26,76	1 vez por semana primeiro mês 2 vezes por semana restante do processo	70	90	ASSES et al. (2019)
Penas de aves	25	2 vezes por mês (Primeiros 3 meses) 1 vez por mês restante do processo	44	210	BOHACZ (2018)
Cama de frango	27	A cada 2 dias (Primeiros 28 dias) a cada 4 dias restante do processo	70	56	ALAVI et al. (2019)
Cama de frango	16,6	Aeração forçada	69,2	42	JANCZAK et al. (2017)
Carcaças de aves; cama de frango	15,84	Aeração forçada	75	79	GARDONI; AZEVEDO (2019)

3.2.2 Desafios na compostagem de resíduos sólidos orgânicos da CPFC

No Brasil, 64,41% do abate de frangos está concentrado em apenas três estados da região Sul, resultando na concentração de resíduos da CPFC (ABPA, 2021). Sob recomendações da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010), as cooperativas avícolas brasileiras direcionam grande parte de seus resíduos para usinas de compostagem (COSTA et al., 2017). O elevado volume de resíduos gerados ligados às elevadas concentrações de nitrogênio dos resíduos da CPFC torna difícil o equilíbrio da relação C/N inicial. De fato, resíduos como os de incubatório tendem a comprometer a eficiência da compostagem devido a sua baixa relação C/N, exigindo combinação e suplementação com outros materiais.

Costa et al. (2017) consideraram diferentes fontes de carbono para compostagem de resíduos da CPFC, em função da disponibilidade do material, proximidade com a usina de compostagem e qualidade do carbono. A qualidade da fonte de carbono está relacionada a seus carboidratos, aminoácidos, celulose, hemicelulose, e proporções de lignina. Os resíduos produzidos por outros setores urbanos ou agrícolas também podem suprir a demanda de carbono nas usinas de compostagem.

Chiarelotto et al. (2019) utilizaram os resíduos da poda urbana como fonte de carbono para os resíduos da CPFC devido a sua disponibilidade, fácil logística e qualidade suficiente para a eficiência da compostagem. Fehmberger et al. (2020) incorporaram glicerina bruta, um subproduto da produção de biodiesel, e obtiveram resultados promissores. Costa et al. (2017) utilizaram materiais como fibras de algodão, poda de árvores urbanas, bagaço de cana, capim napier e serragem com concentrações variáveis de lignina, celulose e hemicelulose. Fontes adicionais de carbono encontradas na literatura incluem palha de trigo (JANCZAK et al., 2017), casca de pinheiro e capim (BOHACZ, 2018), e resíduos de madeira e papelão (ASSES et al., 2019).

O tempo de compostagem é outro desafio para o tratamento de resíduos da CPFC, influenciando a qualidade do composto e a viabilidade da produção em larga escala (GONZÁLEZ et al., 2019). Quanto mais tempo os resíduos permanecerem na usina de compostagem, maiores serão a área necessária e os custos de combustível e de mão-de-obra (CHIARELOTTO et al., 2019). A otimização do tempo de processo pode reduzir custos da produção de composto em larga escala, aumentando viabilidade no uso agrícola (BUENO et al., 2009).

O controle de variáveis como a relação C/N, a frequência de revolvimento e a granulometria também pode reduzir o tempo de compostagem. Costa et al. (2017) observaram um tempo de compostagem mais curto a partir de resíduos de algodão (84 dias) em comparação com a poda urbana (91 dias), bagaço de cana (91 dias), capim

napier (91 dias) e serragem (154 dias). Após oito revolvimentos e 35 dias, Chiarelto et al. (2019) alcançaram os padrões de estabilidade, segurança e qualidade agrícola de composto orgânico, atendendo às recomendações das Agências Reguladoras.

A compostagem de resíduos da CPFC pode provocar emissões de gases de efeito estufa (GEE), tais como dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) (CHEN et al., 2019; MA et al., 2020). As perdas de massa no processo podem ser superiores a 50% do carbono total inicial através da volatilização do CO_2 , 8% como CH_4 e 0,2-10% do nitrogênio total como N_2O (LIN et al., 2018). A dificuldade em ajustar a relação C/N dos resíduos da CPFC, devido à elevada concentração de nitrogênio (Tabela 1), pode aumentar as emissões de GEE na compostagem em larga escala. Destaca-se que o potencial de aquecimento global estimado de N_2O é 298 vezes maior que o de CO_2 . Portanto, as emissões de GEE na compostagem de resíduos da CPFC não devem ser negligenciadas (IPCC, 2007).

Kreidenweis et al. (2021) compararam quatro opções de tratamento para dejetos de frango. A compostagem resultou em maiores emissões diretas e indiretas de GEE devido à maior volatilização do nitrogênio. Condições adequadas, especialmente a relação C/N inicial, podem minimizar as emissões indesejadas. São necessárias pesquisas inovadoras sobre as emissões de GEE na compostagem de resíduos da CPFC, especialmente em países com grande produção de carne de frango.

3.3 Diretrizes brasileiras para qualidade de composto orgânico

No Brasil, o composto orgânico pode ser comercializado como condicionador de solo e fertilizante orgânico. Para proporcionar segurança ambiental e de produção, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) estabeleceu instruções normativas, definindo limites superiores e inferiores para parâmetros físico-químicos. A Instrução Normativa (IN) SDA nº 35 de 4 de julho de 2006 estabelece especificações, garantias e tolerâncias de condicionadores de solo destinados ao uso agrícola (Quadro 3). Condicionadores de solo projetados para melhorar as propriedades físicas ou físico-químicas do solo devem ter capacidade mínima de retenção de água (CRA) de 60% e capacidade mínima de troca catiônica (CTC) de 200 mmol/kg (BRASIL, 2006b).

Quadro 3 Diretrizes para controle e qualidade da compostagem, fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo para o Brasil, com base nas Instruções Normativas SDA 35/2006, 27/2006, 61/2020 e Resolução CONAMA 481/2017

Parâmetro	Fertilizante orgânico	Condicionador de solo
Matéria seca (%)	≥ 50	Cd
Tamanho de partícula (mm)	≤ 40	-
N total (%)	≥ 0,5	≥ 0,5**
COT* (%)	≥ 15	≥ 15**
Relação C/N*	≤ 20	≤ 20**
pH	≥ 6	-
CTC* (mmol/kg)	cd	200
CTC/COIT*	cd	-
Outros nutrientes	cd	-
CRA (%)	≥ 60	
Arsênio (mg/kg)	≤ 20	
Cádmio (mg/kg)	≤ 3	
Chumbo (mg/kg)	≤ 150	
Cromo hexavalente (mg/kg)	≤ 2	
Mercúrio (mg/kg)	≤ 1	
Níquel (mg/kg)	≤ 70	
Selênio (mg/kg)	≤ 80	
Coliformes termotolerantes – (NMP/g de MS)	1000	
Ovos viáveis de helmintos (nº em 4g ST)	1	
<i>Salmonella</i> sp	Ausência em 10 g de matéria seca	
Materiais inertes	Vidro, plástico, metal >2 mm	≤ 0,5% da matéria seca
	Pedras >5 mm	≤ 5% da matéria seca

*Valores expressos em matéria seca, umidade determinada a 65 °C. **Para que sejam declarados o teor de nutrientes, C orgânico e relação C/N, o condicionador de solo deverá atender às especificações quanto às garantias mínimas estabelecidas para os fertilizantes minerais ou orgânicos, de acordo com a natureza do produto, conforme disposto IN SDA nº 25/2009 do MAPA. cd: conforme declarado.

A IN SDA nº 61 de 8 de julho de 2020 estabelece tolerâncias e normas de registro para fertilizantes orgânicos para agricultura (BRASIL, 2020). O regulamento estabelece limites para parâmetros como umidade, nitrogênio total, COT e relação C/N (Quadro 3). Além disso, pH, CTC e relação CTC/COT devem ser exibidos, mesmo sem limites especificados. Os limites mínimos para CTC e relação CTC/COT podem indicar o grau de estabilização (BERNAL et al., 2009; ONWOSI et al., 2017). Uma revisão dos regulamentos para estabelecer limites a esses parâmetros pode contribuir para o controle de qualidade do composto orgânico. A IN SDA nº 27 de 5 de junho de 2006

(BRASIL, 2006), alterada pela IN SDA nº 7 de 12 de abril de 2016 (BRASIL, 2016), define a concentração máxima admissível para agentes fitotóxicos, patógenos e elementos potencialmente tóxicos, tanto para fertilizantes orgânicos quanto para condicionadores do solo (Quadro 3).

Além das IN do MAPA, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu a Resolução nº 481, de 3 de outubro de 2017, que estabelece critérios para o controle e a qualidade ambiental de compostagem de resíduos orgânicos (BRASIL, 2017). A resolução destaca a importância do valor máximo da relação C/N (20) para o composto orgânico final. Estabelece também que é obrigatório o peneiramento do produto com malha máxima de 40 mm.

No Brasil, existem poucos estudos sobre controle ambiental e de qualidade em usinas de compostagem de resíduos da CPFC. Há a necessidade de avaliar os resultados do processo de compostagem em larga escala em conjunto com seu produto final, com base na legislação local. Cestonaro et al. (2021) avaliaram a qualidade de composto orgânico em compostagem comercial/industrial de alimentos e resíduos de poda de árvores. A ausência de padrão de preparação e operação de leiras influenciou a qualidade do produto final, causando variação e divergência em relação à legislação local. Os parâmetros de monitoramento e a qualidade do produto final alinhados com os regulamentos locais podem fornecer garantias para o controle de qualidade dos compostos orgânicos, aumentando sua aceitação nos sistemas agrícolas e fomentando a economia circular regional.

3.4 O composto orgânico como insumo agrícola na perspectiva da economia circular

A reciclagem de resíduos da CPFC deve seguir os princípios da economia circular, com o objetivo de transformar a linha de fim de tudo em recursos ativos (STAHEL, 2016). Quando aplicados na agroindústria de alimentos, estes recursos têm atributos favoráveis para serem reincorporados na economia, retornando à cadeia de suprimentos como insumos agrícolas (MORALES et al., 2016).

Entretanto, o uso de resíduos orgânicos não estabilizados da CPFC pode levar a impactos ambientais negativos (COSTA et al., 2017; DAMACENO et al., 2019; ASSES et al., 2019; KREIDENWEIS et al., 2021). Problemas com lixiviação de nutrientes podem transformar fertilizantes orgânicos em uma fonte de poluição da água (CASTÁN et al., 2016), do ar (YUAN et al., 2016; KREIDENWEIS et al., 2021), do solo (BERNAL et al., 2009; RAJ; ANTIL, 2011; YUAN et al., 2016) e levar à fitotoxicidade das culturas (RAJ; ANTIL, 2011).

A compostagem pode minimizar, reduzir ou mesmo eliminar essas questões (COSTA et al., 2017; ASSES et al., 2019; CHIARELOTTO et al., 2019; KREIDENWEIS et al., 2021). O uso de composto orgânico também tem efeitos positivos sobre o solo e as culturas agrícolas (CASTÁN et al., 2016; MUSCOLO et al., 2018; PARADELO et al., 2019; LERCH et al., 2019). Tomić e Schneider (2018) relataram a aplicação de resíduos regionais para satisfazer as necessidades locais através da recuperação de nutrientes. No Brasil, as instalações da CPFC próximas às regiões produtoras de grãos (ABPA, 2021) permitem uma estratégia de ciclo fechado, transformando resíduos em insumos agrícolas.

As fábricas de ração exigem grandes quantidades de grãos destinados aos frangos de corte. O principal componente da ração é o milho, compreendendo 51,1-72,1%, dependendo da dieta e do estágio das aves (BEDFORD et al., 2017; GALLI et al., 2020; CHRYSAL et al., 2021). Os maiores produtores mundiais de milho em 2020/21 foram os Estados Unidos, China e Brasil (Figura 5), com 358, 261 e 87 milhões de toneladas, respectivamente (USDA, 2022b). Estes países são também os maiores produtores de frangos de corte do mundo (ABPA 2021).

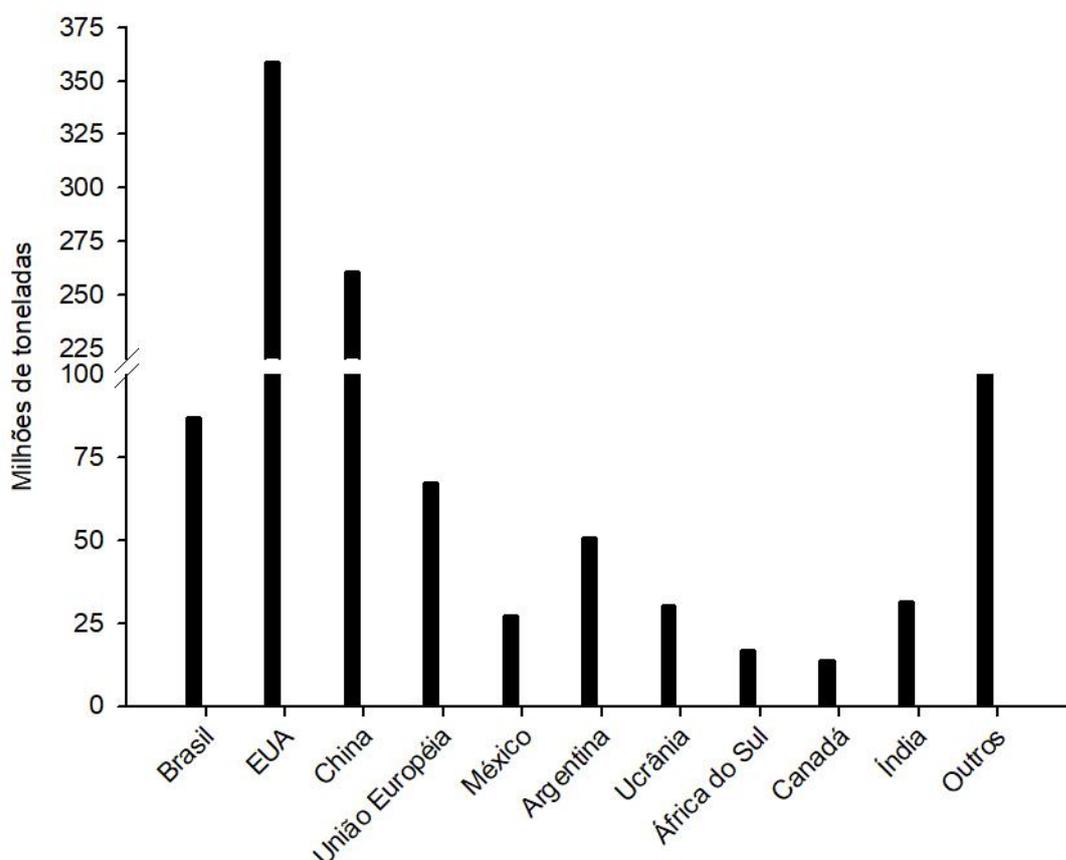


Figura 5 Produção mundial de milho.
Fonte: USDA (2022b).

A produção de composto orgânico através da compostagem pode vincular a gestão de resíduos orgânicos da CPFC e a produção de grãos. Destaca-se que as culturas devem ser fertilizadas com composto orgânico estabilizado, de acordo com os limites determinados pela legislação local (Quadro 3). As diferentes características físico-químicas dos resíduos da CPFC têm um efeito positivo sobre a diversidade de nutrientes do composto final.

O Quadro 4 resume os macro e micronutrientes presentes em compostos da CPFC e em resíduos agroalimentares. A grande diversidade de resíduos encaminhados para processo de compostagem promove variações nas concentrações de nutrientes no composto final. Os resíduos com tempos de estabilização divergentes (30-96 dias) mostram variações consideráveis na concentração de macronutrientes, principalmente para P e K, que variam de 0,12-11,78 (média de 4,1 g/kg) a 0,09-23,5 g/kg (média de 7,3 g/kg), respectivamente, e para N total (1,9-3,5%; média de 2,5%). Variações similares são mostradas em micronutrientes (Quadro 4), principalmente para Mn e Cu com níveis variando de 30-914 a 3,8-500 mg/kg, respectivamente.

Em valores seguros determinados localmente, a aplicação de composto de resíduos da CPFC pode atrair um interesse agrícola significativo. Solos com aplicação de composto orgânico em comparação a solos com fertilização química mostram maiores teores de MO, carbono orgânico, macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo) (BEDADA et al., 2016; CASTÁN et al., 2016; CHAUDHARY et al., 2017; MOURA et al., 2017; MUSCOLO et al., 2018). A adição em equilíbrio de macro e micronutrientes no solo, por meio de resíduos orgânicos estabilizados, exerce papel importante, pois quando absorvidos desempenham funções específicas no desenvolvimento das plantas (Quadro 5).

A aplicação de composto orgânico pode contribuir para aumentar a produtividade do milho e reduzir a utilização de fertilizantes químicos (WEI et al., 2016; ZHANG et al., 2016; ASSES et al., 2018; ASSES et al., 2019). O uso de composto orgânico não implica restringir a aplicação de fertilizante; ao contrário, ele é suplementar. Para atender à crescente demanda por alimentos, segurança e redução das externalidades ambientais, a suplementação de composto na agricultura surge como uma alternativa (DEMELASH et al., 2014; ASSES et al., 2019).

A combinação de fertilizantes químicos e composto orgânico é considerada um método viável para aumentar a produtividade das culturas e melhorar a qualidade do solo (WEI et al., 2016). Isto é evidente tanto a médio como a longo prazo. Um consórcio de fertilização química revelou resultados positivos para sistemas agrícolas intensivos, como o cultivo de milho (Quadro 6). Enquanto isso, melhorias a longo prazo nas concentrações de nutrientes no solo e aumento da produtividade também foram

observadas (BEDADA et al., 2016). A substituição de 30% de fertilizante químico por composto orgânico aumentou os níveis de carbono, P e K disponíveis no solo e manteve a mesma produtividade de 100% de fertilizante químico (Quadro 6) (ZHANG et al., 2016).

Quadro 4 Características agronômicas de compostos orgânicos estabilizados

Resíduo	Tempo de estabilização (Dias)	Características do composto estabilizado								CTC (meq/100 g)	Referência
		COT (%)	N (%)	P (g/kg)	K (g/kg)	Fe (g/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Cu (mg/kg)		
Resíduos agroindustriais do frango de corte	35	35,9	2,3	3,1	5,8	6,1	62	311	47	86,1	CHIARELOTTO et al. (2019)
	63	27,3	2,4	3,8	5,2	6,7	69	330	50	120,8	
	95	24,7	2,3	3,5	5,0	6,8	70	338	46	140,5	
Resíduos agroindustriais do frango de corte	65	35	2,6	11,78	12,8	-	-	-	-	80	NIEDZIALKOSKI et al. (2019)
Carcaças de aves; cama de frango	79	37,32	3,5	0,3	0,23	4,15	117	914	121	68,12	GARDONI; AZEVEDO (2019)
Resíduos agroindustriais do frango de corte	90	26,45	1,9	0,12	0,09	0,21	16,9	-	3,8	-	ASSES et al. (2019)
Cama de frango	30	25,6	1,95	-	-	5,0	350	350	500	-	SOUZA et al. (2019)
Lodo agroindustrial	78	37,74	2,35	4,8	6,1	1,4	161	30	32,7	-	MORALES et al. (2016)
Lodo agroindustrial e folhas de tamareira	96	34,8	3,0	5,4	23,5	-	-	-	-	179	VICO et al. (2018)

COT: carbono orgânico total; N: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total. Fe: ferro; Zn: zinco; Mn: manganês; Cu: cobre. CTC: capacidade de troca de cátions. Valores com base em massa seca.

Quadro 5 Elementos essenciais requeridos pelas plantas obtidos do solo

Nutriente	Absorção	Funções na planta
Nitrogênio	NO_3^- ; NH_4^+	Constituinte de aminoácidos, amidas, proteínas, ácidos nucleicos, nucleotídeos, coenzimas, hexoaminas.
Fósforo	H_2PO_4^- ; HPO_4^{2-}	Componente de açúcares-fosfato, ácidos nucleicos, nucleotídeos, coenzimas, fosfolipídeos. Ação central em reações que envolvem ATP.
Potássio	K^+	Regulação osmótica, cofator de mais de 40 enzimas.
Cálcio	Ca^{2+}	Membrana celular e divisão celular. Cofator por algumas enzimas envolvidas na hidrólise de ATP.
Magnésio	Mg^{2+}	Constituinte da clorofila e requerido por muitas enzimas envolvidas na transferência de fosfatos.
Enxofre	SO_4^{2-}	Constituinte de proteínas, aminoácidos e vitaminas.
Ferro	Fe^{2+}	Constituinte de enzimas com funções como a fotossíntese e fixação de nitrogênio.
Zinco	Zn^{2+}	Funcionamento de enzimas com funções na síntese de ácidos nucleicos e metabolismo das auxinas.
Manganês	Mn^{2+}	Requerido para atividade de algumas desidrogenases, descarboxilases, oxidases e peroxidases, assim como na evolução fotossintética de O_2 .
Cobre	Cu^{2+}	Constituinte do ácido ascórbico oxidase, tirosinase, monoamina oxidase, uricase, citocromo oxidase, fenolase, lacase e plastocianina. Necessário para o processo de fotossíntese e a produção do grão.
Molibdênio	Mo_4^{2-}	Constituinte da nitrogenase, nitrato redutase e xantina desidrogenase.
Cloro	Cl^-	Importante para fotossíntese e regulação osmótica.
Níquel	Ni^{2+}	Constituinte da enzima uréase.
Boro	H_3BO_3	Alongamento celular e metabolismo de ácidos nucleicos.

Fonte: Taiz e Zeiger (2013); Brito (2017).

Wei et al. (2016) estudaram 32 experimentos de campo de longo prazo em toda a China, todas fertilizadas com composto orgânico, fertilização química ou consórcio, em sistemas de cultivo de arroz, trigo e milho. A estratégia de cultivo mais eficaz foi a adição de adubo em combinação com fertilizantes químicos. Nestes, o teor de MO do

solo aumentou e os ganhos de produtividade foram de 9,6; 7,3 e 4% para o arroz, trigo e milho, respectivamente.

Entretanto, há uma necessidade de pesquisas sobre os efeitos a curto, médio e longo prazos dos compostos orgânicos da CPFC nos diferentes cultivos e solos. São necessários estudos adicionais sobre as características físico-químicas e biológicas do solo, taxas de aplicação de insumos, rendimento das culturas e outros fatores.

3.4.1 Composto orgânico como insumo agrícola: efeitos na qualidade do solo

Em valores seguros, o composto orgânico pode melhorar as propriedades físico-químicas e biológicas do solo em sistemas agrícolas (Quadro 6; Figura 6). Essas melhorias estão principalmente relacionadas ao aumento da concentração de macronutrientes (BEDADA et al., 2016; CASTÁN et al., 2016; PARADELO et al., 2019), de COT (CASTÁN et al., 2016; MOURA et al., 2017; LERCH et al., 2019; PARADELO et al., 2019) e da atividade microbiana (MOURA et al., 2017; MUSCOLO et al., 2018).

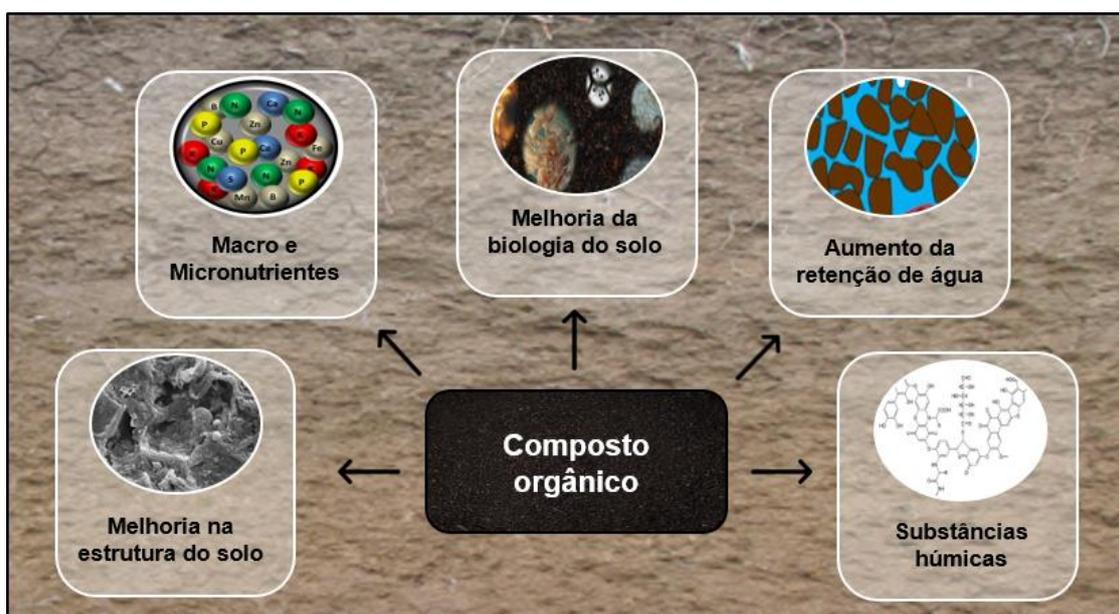


Figura 6 Efeitos na qualidade do solo por meio da aplicação de compostos orgânicos estabilizados.

Quadro 6 Efeitos da aplicação de compostos orgânicos no desenvolvimento de culturas agrícolas

Resíduo	Cultura	Composto orgânico aplicado	Efeitos na cultura	Referência
Agroindústria de abate de frango de corte	<i>Zea mays</i> L. (Milho)	8 ton/ha	Aumento do comprimento do caule em 63,8%, comprimento das folhas em 57,9%, biomassa fresca em 65,1% e biomassa seca em 66,6%, comparado ao controle.	ASSES et al. (2019)
Esterco bovino	<i>Zea mays</i> L. (Milho)	24,87 ton/ha e 0,75, 4,5 e 2,25 g/dm ³ de N, superfosfato simples e KCl, respectivamente.	Aplicação de composto orgânico estabilizado melhorou em 120% o rendimento de biomassa fresca e 126% de biomassa seca, comparado ao controle.	MOTA et al. (2019)
Lodo de esgoto e resíduos verdes	<i>Zea mays</i> L. (Milho)	50% (v/v) em relação à turfa	A aplicação de composto orgânico estabilizado melhorou em 44% o comprimento do caule, 127% a produção de biomassa fresca e 29% a biomassa seca, comparado ao controle.	ASSES et al. (2018)
Esterco bovino	<i>Zea mays</i> L. (Milho)	3 ton/ha e 250, 45 e 45 kg/ha de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O, respectivamente.	Aumento de 103% no teor de N em grãos e 30% no acúmulo de biomassa no estágio reprodutivo 3, comparado ao controle.	ZHANG et al. (2016)

DAP: fosfato de di-amônio

O composto pode estabilizar a estrutura do solo, reduzir sua densidade, aumentar sua porosidade e a capacidade de retenção de água (DEMELASH et al., 2014; CHAUDHARY et al., 2017; MUSCOLO et al., 2018; GUO et al., 2019). Estas propriedades físicas proporcionam maior resiliência ao solo, tornando-o menos suscetível à lixiviação e à erosão de nutrientes (VOLIKOV et al., 2016; GUO et al., 2019). Também pode proporcionar a liberação de ácidos orgânicos e polissacarídeos, com ação estrutural que converte microporos em macroporos (CHAUDHARY et al., 2017).

A adição de MO por meio da aplicação de composto desempenha um papel essencial no ecossistema local, equilibrando as atividades dos microrganismos no solo (DEMELASH et al., 2014; MUSCOLO et al., 2018). Estudos anteriores mostraram aumentos na biomassa microbiana, bactérias, actinomicetos e atividade enzimática após a aplicação do composto, indicando intensa atividade biológica (MUSCOLO et al., 2018).

Durante a compostagem, os resíduos orgânicos são transformados em compostos mineralizados e MO estabilizada, com alto teor de substância húmica (SH) (BUSTAMANTE et al., 2008; MORALES et al., 2016). As SH podem contribuir na agricultura ao melhorar e manter a qualidade do solo (RAJ; ANTIL, 2011). Seus grupos funcionais aumentam a capacidade de retenção de água por meio de seu alto conteúdo hidrofílico (AQUINO et al., 2009). Melhorias adicionais incluem a condutividade hidráulica do solo, redução da densidade e maior tolerância ao estresse hídrico das plantas (GUO et al., 2019). O composto pode fornecer liberação de ácido orgânico e polissacarídeos por meio de ação estrutural, convertendo microporos em macroporos (CHAUDHARY et al., 2017). A adição de grupos ácidos pode levar à construção de substâncias, tais como cátions polivalentes e complexos húmus-metal-argila, influenciando a solubilidade dos nutrientes (PICCOLO et al., 1996; TAHIR et al., 2011). A CTC atua como um indicador da capacidade de retenção de nutrientes (SHARMA et al., 2015; GUO et al., 2019) e a aplicação de SH pode aumentar a concentração de nutrientes nos solos juntamente com a CTC, reduzindo assim a lixiviação de nutrientes (ZHANG et al., 2014).

A comunidade microbiana e os compostos húmicos também podem ter um efeito supressor sobre os microrganismos patogênicos do solo (MEHTA et al., 2014; GUO et al., 2019) e possíveis doenças das plantas (GUO et al., 2019). As comunidades de microrganismos compostos promovem predação, antibiose, hiperparasitismo e competição (MEHTA et al., 2014; GUO et al., 2019). A atividade fungicida natural do composto pode exercer efeitos tóxicos sobre patógenos por meio de compostos fenólicos (CAO et al., 2014; GUO et al., 2019). Milinković et al. (2019) mostraram um

potencial significativo na supressão de patógenos vegetais de *R. solani*, *P. debaryanum* e *F. oxysporum* a partir da aplicação de composto orgânico.

As SH são compostas principalmente por ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e huminas (STEVENSON, 1994). O AH pode aumentar a absorção de Na e P nas plantas e modificar o pH do solo próximo à raiz. Essa substância estimula a atividade enzimática da ATPase (NARDI et al., 2000; RAMOS et al., 2005; GUO et al., 2019).

Liu et al. (2019a) observaram que a aplicação de AH no milho aumentou a tolerância das raízes das plantas a solos salinos, aumentou o conteúdo de P e K na biomassa vegetal e resultou em maior produtividade dos grãos. A aplicação de AH pode ser uma alternativa aos condicionadores de solo sintéticos, melhorando a germinação, o enraizamento, o crescimento, a produtividade das plantas e a disponibilidade de nutrientes no solo (GUO et al., 2019; SOLAIMAN, et al., 2019).

A fixação de carbono é outro papel essencial do composto orgânico como insumo agrícola. O solo é um reservatório importante e um componente vital do ciclo global do carbono (DAVIDSON et al., 2000). O uso de resíduos de culturas, esterco orgânico, sistemas de plantio direto e agricultura de cobertura vegetal é recomendado para melhorar o sequestro de C (CHAUDHARY et al., 2017). A adição de composto orgânico pode contribuir com o sequestro do carbono no solo (FARINA et al., 2018). Li et al. (2021), em estudo realizado por quatro anos, observaram maior eficiência no sequestro de carbono quando adicionado esterco em comparação ao retorno da palha de trigo no solo. Fan et al. (2014), em estudo realizado durante 20 anos, observaram que o estoque de carbono orgânico no solo na profundidade de 0-60 cm, aumentou em proporções variando de 3,7 a 31,1%, devido à adição de composto orgânico e fertilização N e P.

O uso agrícola de compostos orgânicos oriundos de resíduos da CPFC, além de apresentar potencial para incremento de produtividade em culturas e melhoria na qualidade do solo, pode contribuir no sequestro de carbono orgânico. Portanto, o tratamento dos resíduos via compostagem e posterior uso agrícola em cultivo de milho, por exemplo, é ponto chave para potencializar a economia circular na CPFC (Figura 7).

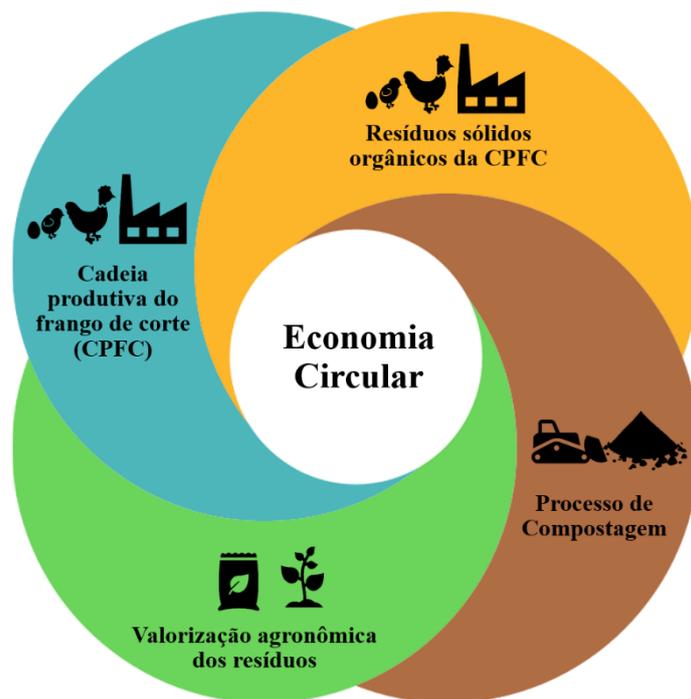


Figura 7 Compostagem e uso agrícola de resíduos da CPFC como ponto chave para potencializar a economia circular do setor.

Quadro 7 Efeitos da aplicação de compostos orgânicos no solo

Resíduo	Tempo de estabilização (Dias)	Solo ou Classificação	Efeitos no solo	Referência
Palha de trigo, caules e folhas de milho e folhas de colza	0	Luvissoilo	A adição de resíduos estabilizados aumentou os teores de C e N a longo prazo em relação aos resíduos não estabilizados; melhorou o funcionamento do solo, limitando as perdas de C e de nutrientes por meio da lixiviação.	PARADELO et al. (2019)
	84			
Palha de trigo, caules e folhas de milho e folhas de colza	0	Luvissoilo	Resíduos orgânicos estabilizados proporcionaram aumento na concentração de C do solo.	LERCH et al. (2019)
	90			
Resíduos vegetais, bagaço de azeitona, palha e esterco animal	120	Franco arenoso	A aplicação de resíduos estabilizados melhorou as características físicas e químicas do solo, além de atividades enzimáticas da comunidade microbiana.	MUSCOLO et al. (2018)
Esterco animal, resíduo de coco, palha de milho	-	Argissolo amarelo	A adição de composto orgânico apresentou concentração de carbono mais elevada na camada superficial se comparada com solo que não recebeu composto orgânico. Também apresentou maior atividade microbiana.	MOURA et al. (2017)
Restos de alimentos, poda de árvores e esterco animal	-	Andossolo	A aplicação a longo prazo de resíduos estabilizados melhorou a concentração de nutrientes para P, K, Ca, Mg e Zn nos 10 cm superiores do solo.	BEDADA et al. (2016)
Resíduos verdes, orgânicos urbanos, esterco bovino e de aves, casca de arroz	-	-	A aplicação de composto orgânico estável resultou em um aumento de C e N no solo em estudo.	CASTÁN et al. (2016)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização geral da área de estudo

4.1.1 Área de estudo

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), BR 467, km 16, Cascavel, PR, altitude média de 760 metros e Latossolo Vermelho Distroférico.

O clima da região, de acordo com classificação Köppen, é Cfa do tipo subtropical mesotérmico superúmido, com precipitação anual total entre 1550 e 1650 mm. Apresenta verões quentes com chuvas concentradas, inverno com geadas pouco frequentes e não apresenta estação de seca definida. A temperatura média anual está entre 19,3 e 20,1 °C (APARECIDO et al., 2016). A precipitação e a temperatura média mensal durante o experimento são apresentadas na Figura 8.

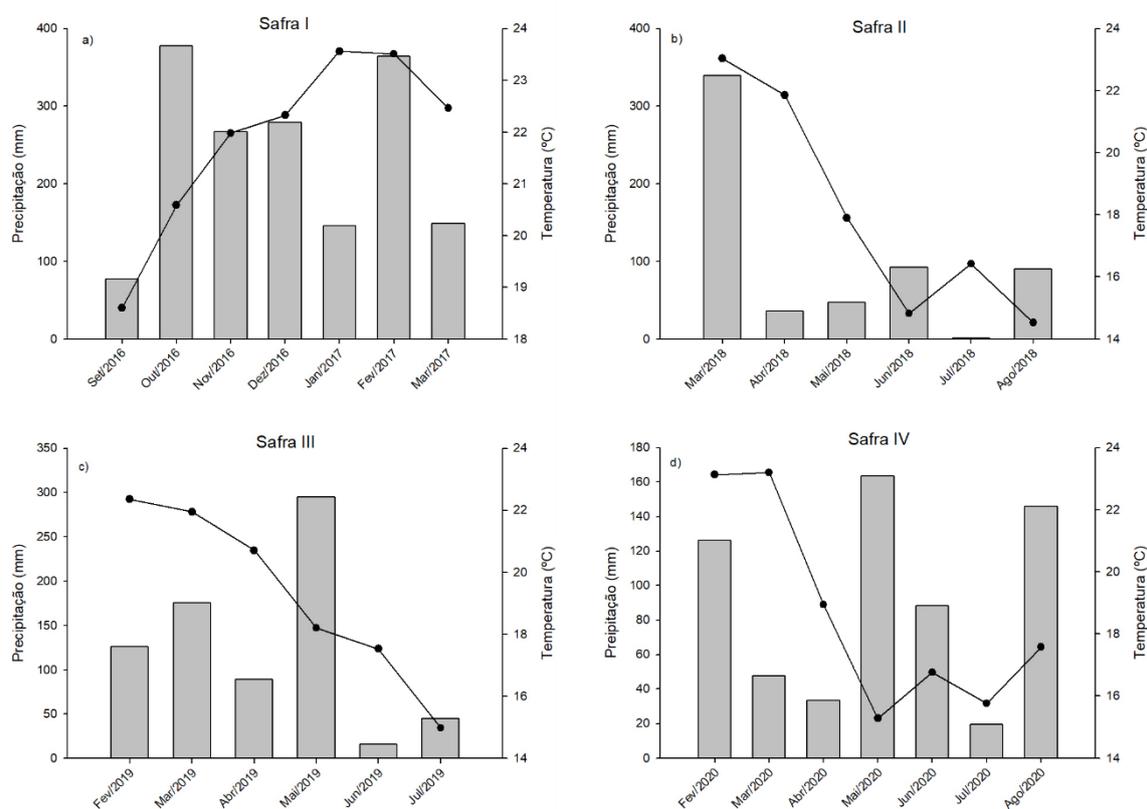


Figura 8 Condições climáticas entre 2016 e 2020 para a área de estudo. Barras representam a precipitação média mensal e linhas a temperatura média mensal. Fonte: Adaptado de SIMEPAR (2020).

4.1.2 Configuração experimental

O experimento foi instalado em setembro de 2016 e finalizado em dezembro de 2020, com rotação de cultura entre milho safrinha, cultura de inverno e soja. A cultura agrícola escolhida para avaliar o desempenho da proposta de adubação foi o milho. No período experimental foram realizadas quatro safras. A área experimental total foi de 972 m², com declividade de 13%. A área encontrava-se em pousio até a instalação do experimento.

Foi definido o delineamento experimental de blocos casualizados (DBC), com seis tratamentos e três repetições, totalizando 18 parcelas (Figura 9). Cada parcela apresentava 4,5 m de largura e 10 linhas de semeadura de milho, com espaçamento de 0,45 m entre linhas, sendo seis linhas centrais formando a área útil da parcela e duas linhas laterais como bordadura. Cada parcela apresentava 12 m de comprimento, sendo 10 m centrais formando a área útil e 1 m lateral como bordadura. Cada parcela apresentava área total de 54 m² e área útil de 27 m². A população de sementes semeada foi de 2,8 sementes/m.

4.1.3 Descrição e aplicação dos tratamentos

O experimento apresentou um total de seis tratamentos, caracterizados pela combinação entre fertilizante mineral e compostos orgânicos (Quadro 8). A redução da quantidade de fertilizante mineral e compostos orgânicos aplicada ao longo das quatro safras de milho também foi proposta (Tabela 1).

A semeadura do milho segunda safra foi realizada com auxílio de máquina semeadora (Figura 10) regulada para aplicar a quantidade de adubação mineral definida para os tratamentos (Tabela 1). Após a semeadura, a aplicação das matrizes orgânicas foi realizada de forma manual próximo à linha de plantio (Figura 11), de acordo com a quantidade e o delineamento experimental definidos. Para as parcelas com tratamento controle, adubação mineral também foi aplicada de forma manual até atingir 100% da recomendação.

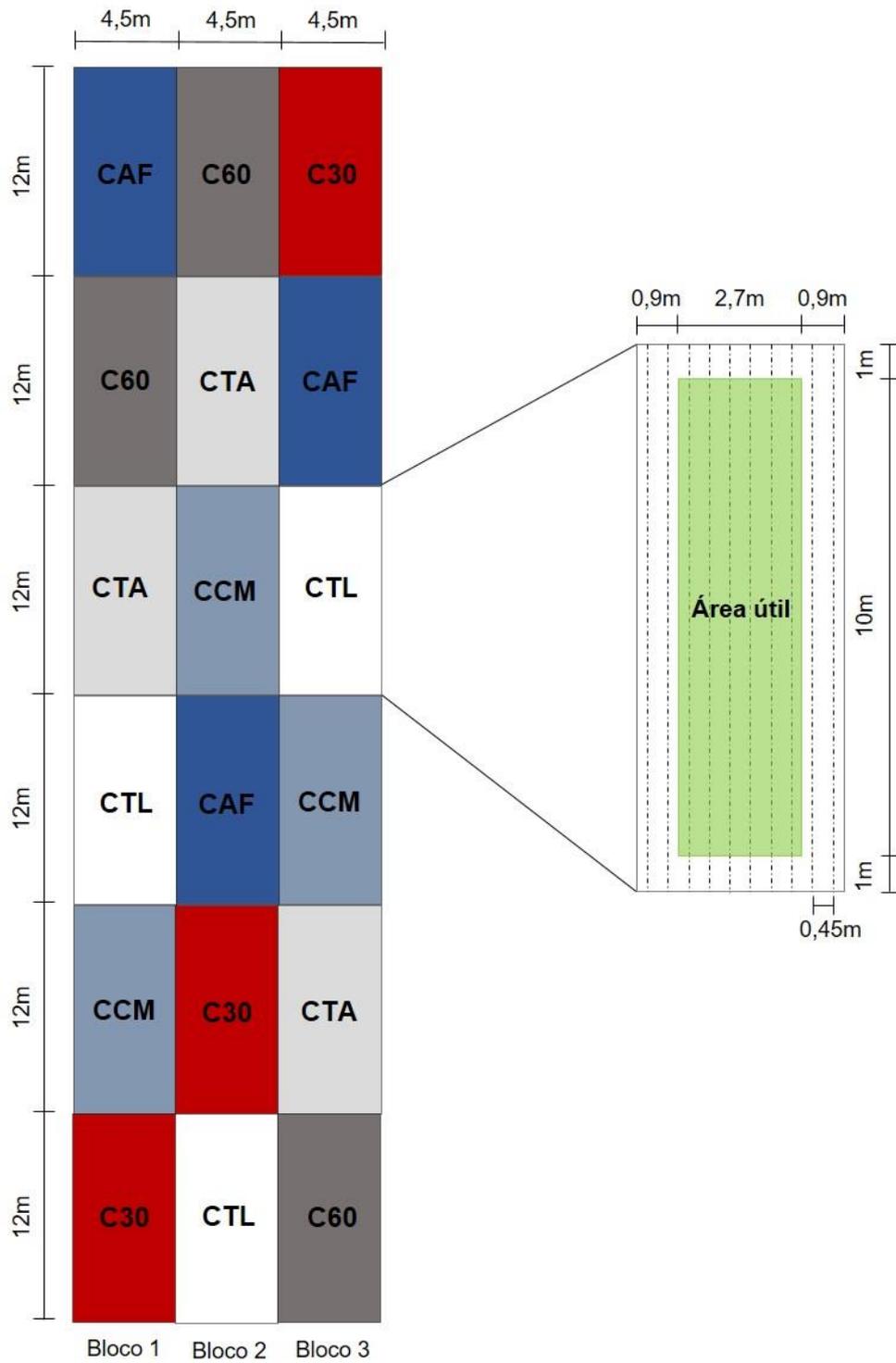


Figura 9 Croqui da área experimental.
Figura sem escala.

Quadro 8 Descrição geral dos tratamentos

Nomenclatura do tratamento	Especificação geral
C30	Composto orgânico estabilizado com 30 dias de compostagem + fertilizante mineral
C60	Composto orgânico estabilizado com 60 dias de compostagem + fertilizante mineral
CTA	Composto orgânico estabilizado até processo de compostagem atingir temperatura ambiente + fertilizante mineral
CCM	Composto orgânico comercial produzido em usina de compostagem da região + fertilizante mineral
CAF	Cama de frango sem estabilização controlada + fertilizante mineral
CTL	Apenas fertilizante mineral

Tabela 1 Redução da adubação mineral e orgânica ao longo das safras avaliadas

Safra	Ano	Formulação fertilizante mineral NPK	Fertilização mineral recomendada (kg/ha)	Fertilização mineral aplicada (kg/ha)	Composto orgânico aplicado ¹ (Mg/ha)
I	2016/2017	10-15-15	330	231	8
II	2018	10-15-15	330	200	6
III	2019	10-15-15	250	125	5
IV	2020	10-15-15	250	100	4

¹Com base na matéria seca; para o tratamento controle (CTL) a fertilização mineral recomendada foi aplicada 100% em todas as safras.



Figura 10 Semeadura do milho.



Figura 11 Aplicação dos tratamentos de acordo com delineamento experimental. a) Compostos orgânicos preparados para aplicação; b) Aplicação dos compostos orgânicos na cultura de milho; c) Área experimental.

4.2 Caracterização dos compostos orgânicos

Os compostos orgânicos utilizados nos tratamentos definidos (C30, C60, CTA, CCM e CAF) apresentaram diferentes características de processo de estabilização. O material orgânico dos tratamentos C30, C60 e CTA foi obtido em processo de compostagem conduzido em pátio com cobertura e impermeabilização de solo, no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola da UNIOESTE. Os resíduos estabilizados foram lodo de flotor, invólucro celulósico de salsicha, resíduo de incubatório, cinza de caldeira, resíduo de ração e poda de arborização urbana. A compostagem dos resíduos foi realizada entre 2016 e 2019. Anualmente, três leiras de compostagem com a mesma composição foram confeccionadas. Cada leira foi conduzida em tempo de estabilização aproximado de 30 dias, 60 dias, e até que a temperatura interna da leira fosse similar à temperatura ambiente (aproximadamente 100 dias). Detalhes do processo de estabilização supracitado podem ser encontrados em Chiarelotto et al. (2019). Após o processo de estabilização, o material orgânico foi seco a temperatura ambiente, peneirado (peneira com abertura de 1 cm) e armazenado em sacos de rafia até a aplicação em solo.

Para o tratamento CCM, o material orgânico utilizado foi coletado em usina de compostagem em escala comercial, localizada na região Oeste do Paraná. Essa planta de compostagem trabalha com o tratamento de resíduos orgânicos gerados em agroindústrias da região. Os resíduos são dispostos no formato de leiras em pátio sem cobertura e impermeabilização de solo. A unidade apresenta tempo médio do processo de compostagem de 120 dias. Após o processo, o material orgânico é peneirado e armazenado para comercialização. A cama de frango utilizada no tratamento CAF foi coletada em unidades de criação de frangos de corte da região Oeste do Paraná. O resíduo é composto por maravalha e dejetos de aves. Após o ciclo de 8 a 12 lotes de produção, o resíduo é retirado dos galpões e encaminhado para áreas descobertas e sem impermeabilização de solo.

Na aplicação dos compostos orgânicos em solo, amostras foram coletadas para a caracterização físico-química. As variáveis analisadas foram: pH, condutividade elétrica (CE), COT, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), relação C/N, fósforo total, potássio total, sódio, cobre, manganês, ferro, zinco, cádmio, chumbo, alumínio, CTC e relação CTC/C.

Para determinação de pH e CE, 10 g de amostra in natura foram adicionados em 50 mL de água destilada (TEDESCO et al., 1995). Posteriormente, o material foi agitado por 30 minutos a 250 rpm. As leituras no extrato líquido foram realizadas com auxílio de pHmetro e condutímetro de bancada. A concentração de COT foi

determinada por via seca. Uma alíquota de 50 mg de amostra de composto orgânico foi transferida para um recipiente de porcelana e encaminhada para analisador modelo TOC-V CPH, da marca Shimadzu®. A concentração de NTK foi determinada por meio da digestão de 0,2 g de amostra com 0,7 g de solução digestora e ácido sulfúrico a 350 °C. Posteriormente, as amostras foram destiladas em destilador Kjeldahl (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989). A relação C/N foi determinada pela razão entre COT e NTK.

Para quantificar potássio e fósforo total, as amostras foram encaminhadas à digestão nitro-perclórica em bloco digestor a 220 °C. Com o extrato, a leitura de fósforo total foi realizada em espectrofotômetro (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989), potássio total em fotômetro de chama (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1989) e Cu, Mn, Fe, Zn, Cd, Pb e Al por espectrômetro de absorção atômica (EMBRAPA, 2009). Para determinação da CTC, 2 g de amostra, 1 g de carvão ativado e 100 mL de HCL 0,5 mol/L foram homogeneizados em agitação constante por 30 min. Após agitação, as amostras foram filtradas e lavadas com água destilada até volume de 400 mL. A amostra retida no filtro foi lavada com 10 mL de solução de CaCO₃ (pH 7) e com água destilada até atingir volume de 350 mL. Este volume foi titulado com solução de NaOH 0,1 mol/L com fenolftaleína como indicador (MAPA, 2014).

4.3 Amostragem e análises físico-químicas do solo

4.3.1 Coleta das amostras de solo

Para determinação de parâmetros analíticos no solo, foram realizadas quatro coletas (Figura 12). A primeira amostragem teve como objetivo caracterização inicial da área experimental e foi realizada antes da semeadura do milho safra I, no ano de 2016. As coletas II, III e IV foram realizadas antes da semeadura do milho das safras II, III e IV, respectivamente.

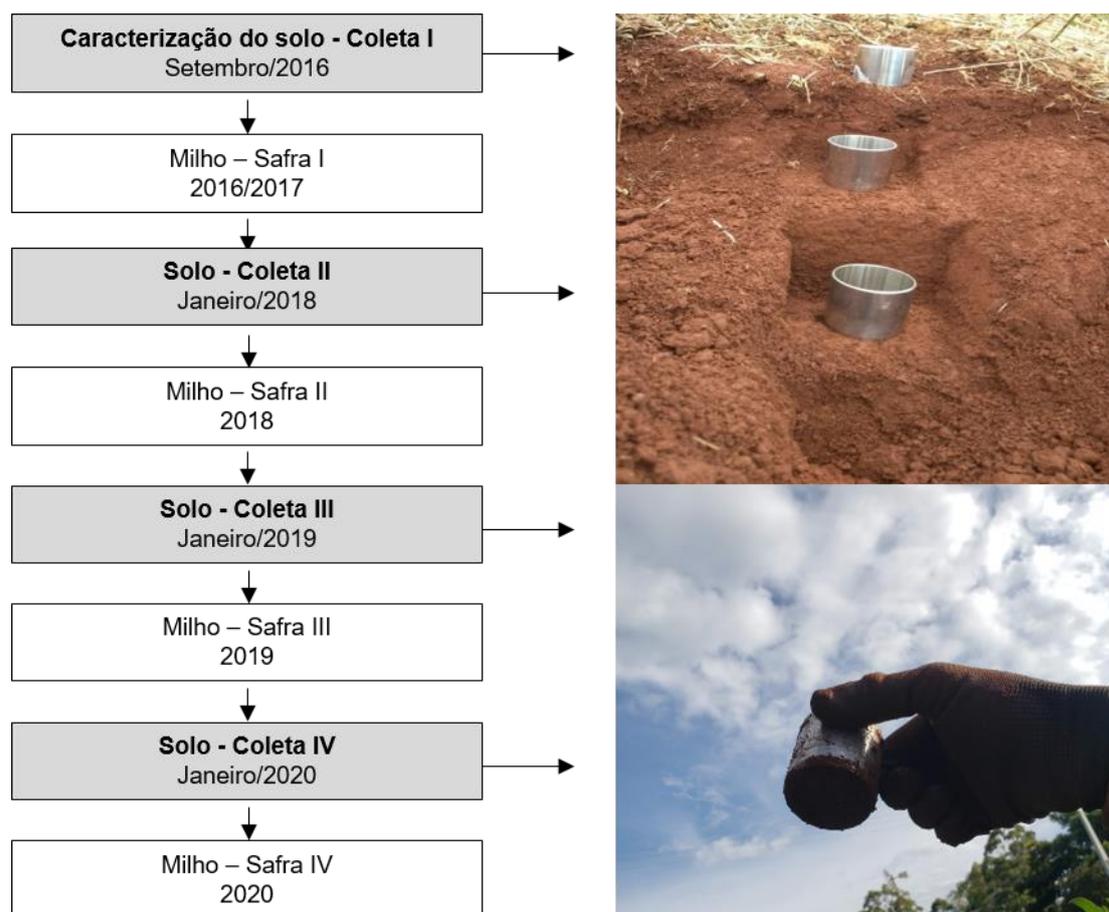


Figura 12 Diagrama das coletas de solo no período experimental.

Para as análises físico-químicas, as amostras de solo foram coletadas em três profundidades no mesmo ponto de amostragem: 0 a 0,1; 0,1 a 0,2; 0,2 a 0,3 m (Figura 13). Para as análises físicas, foram coletadas amostras indeformadas com auxílio de cilindros de aço inox. Após a coleta de cada cilindro, ainda em campo, o excesso de solo nas paredes externas foi retirado. Os cilindros foram armazenados em latas de alumínio para o transporte até o laboratório. Para análises químicas, foram coletadas amostras com auxílio de trado e adicionadas em sacos plásticos identificados para transporte até o laboratório. A amostragem foi realizada em dois pontos aleatórios da área útil de cada parcela, totalizando 36 pontos de coleta para a área experimental.

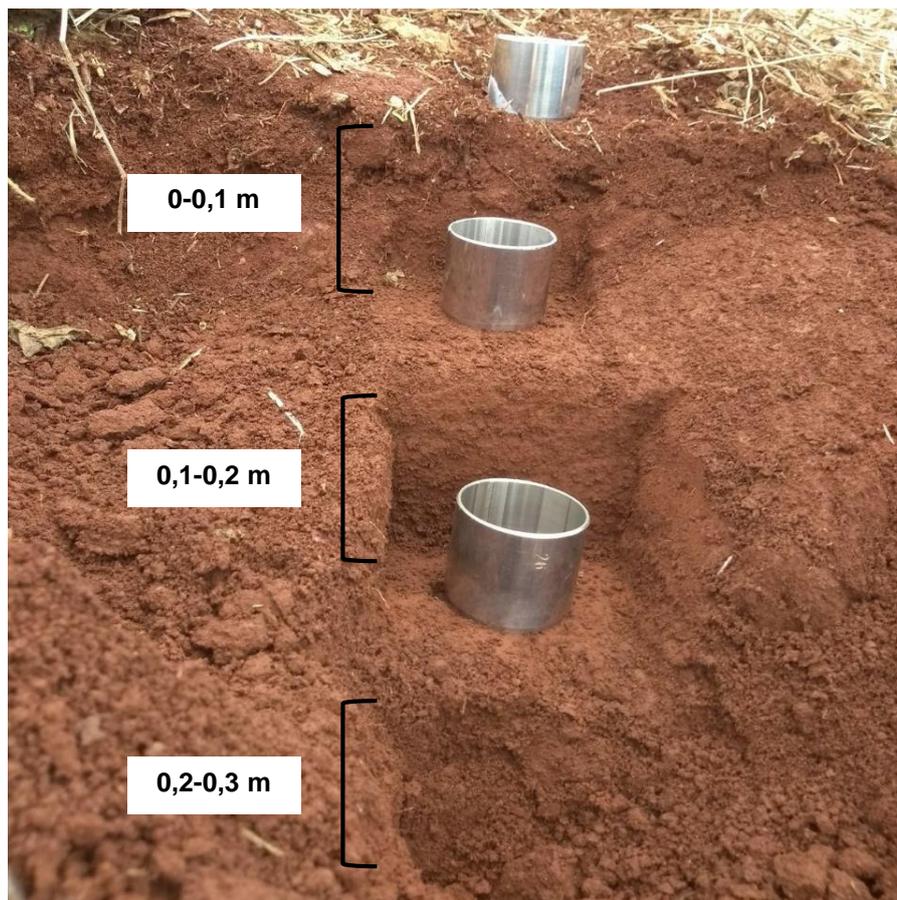


Figura 13 Perfil de coleta para cada ponto de amostragem.

Em laboratório, foi realizada a limpeza externa dos cilindros e a retirada do excesso de amostra de solo. As amostras para análises químicas foram secas em estufa a 40 °C, trituradas em moinho tipo martelo e peneiradas em peneira de 2 mesh.

4.3.2 Parâmetros físicos do solo

Para todo o período experimental foram determinadas a densidade do solo (D_s), a densidade de partículas, a porosidade total, a microporosidade e a macroporosidade. A D_s foi determinada pelo método do anel volumétrico, segundo Embrapa (2017). O conjunto cilindro-amostra foi encaminhado para estufa a 105 °C por 48h. Após estufa, foi determinada a massa do conjunto. O volume interno do cilindro foi determinado por meio das dimensões altura e diâmetro, obtidas com auxílio de paquímetro digital. A densidade de partícula foi determinada com 20 g de amostra seca em estufa a 105 °C. A massa determinada foi transferida para balão volumétrico aferido de 50 mL, com posterior adição de álcool etílico até o volume total do balão (EMBRAPA 2017).

Porosidade total, micro e macro porosidades foram determinadas de acordo com Embrapa (2017). A massa do conjunto amostra-cilindro foi determinada e na sua parte inferior adicionado tecido apropriado preso com liga de borracha com massa conhecida. O conjunto amostra-cilindro-tecido-liga foi transferido para bandeja plástica. Água destilada foi adicionada até coluna de cerca de 1 cm da parte superior do cilindro. O conjunto permaneceu nessas condições até completa saturação da amostra (aproximadamente 12h). Posteriormente, foi determinada a massa do conjunto amostra-cilindro-tecido-liga para estimativa do conteúdo de água com 0 kPa de potencial. O conjunto foi disposto em mesa de tensão ajustada a coluna de água com potencial de 6 kPa. Após 48h em mesa de tensão, foi determinada a massa do conjunto amostra-cilindro-tecido-liga e encaminhado para estufa a 105 °C por 48h. Após secagem, a massa do conjunto amostra-cilindro e tecido-liga foi determinada. A massa do cilindro sem amostra foi verificada e seu volume interno determinado por meio das dimensões altura e diâmetro, com auxílio de paquímetro digital.

4.3.3 Parâmetros químicos do solo

As variáveis químicas do solo analisadas durante o experimento foram: pH em CaCl_2 , fósforo disponível (P_{disp}), potássio (K), zinco, cobre, manganês e ferro. Para determinar o pH em CaCl_2 , 10 g de solo foram adicionados em tubo falcon de 50 mL juntamente com 25 mL de CaCl_2 0,01 mol/L. A amostra foi agitada por 60 s, seguido de repouso de 1 h. Após repouso, a amostra foi ligeiramente agitada com bastão de vidro, seguido da determinação de pH por meio de pHmetro de bancada (EMBRAPA, 2017).

As concentrações de P_{disp} e K trocável, foram determinadas segundo Embrapa (2017). Em Erlenmeyer de 125 mL, 10 g de solo foram adicionados juntamente com 100 mL de solução extratora Mehlich-1 (HCl 0,05 mol/L e H_2SO_4 0,0125 mol/L). As amostras foram agitadas durante 5 minutos, seguido de repouso por uma noite. Após repouso, com auxílio de pipeta, 25 mL do extrato sobrenadante foi encaminhado para recipiente de vidro. Para determinar a fração de fósforo correspondente ao teor utilizado pelas plantas (P_{disp}), 5 mL do extrato sem filtrar foram adicionados a 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e 30 mg de ácido ascórbico em pó. As amostras foram agitadas por 2 minutos, seguido de repouso de 1 hora. Posteriormente, a leitura da densidade óptica foi realizada em espectrofotômetro UV-Vis em 660 nm. Para determinar a fração de potássio trocável, 20 mL do extrato obtido por meio de extração Mehlich-1 foram encaminhados para leitura em fotômetro de chama.

Por meio do método Mehlich modificado (EMBRAPA, 2017), foram determinados quatro microelementos (Zn, Cu, Mn e Fe). Em tubos falcon, a 5 g de solo

foram adicionados 25 mL de solução extratora de Mehlich-1. As amostras foram agitadas por 5 minutos e filtradas logo em seguida. As concentrações de zinco, cobre, manganês e ferro foram determinadas com auxílio de espectrômetro de absorção atômica, modelo AA-6300, Shimadzu®.

4.3.4 Caracterização da MO do solo

As variáveis relacionadas a MO do solo analisadas durante o experimento foram: COT e caracterização espectroscópica das frações da MO, empregando a espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR).

4.3.4.1 Determinação do teor de COT

Para determinar o teor de COT nas amostras de solo por via seca, uma alíquota de 50 mg da amostra de solo foi transferida para um recipiente de porcelana. A amostra foi encaminhada para analisador modelo TOC-V CPH, da marca Shimadzu®, e a concentração de COT foi determinada pela diferença entre o teor de carbono total (CT) e de carbono inorgânico (CI).

4.3.4.2 Fracionamento químico da MO do solo e caracterização espectroscópica

O fracionamento da MO do solo foi realizado em amostras de solo referentes às coletas I e IV, para a camada de 0 a 10 cm. O fracionamento do AH foi realizado por meio da solubilidade em soluções ácido base, separando humina, AF e AH, baseado em metodologia da Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS), adaptada por Swift (1996).

Para o fracionamento químico, 100 g de amostra de solo foram homogeneizadas em 1L de solução de HCl 0,1 mol/L (pH 1-2) sob agitação constante ao longo de 1h, seguido de repouso de 3 h. O precipitado foi coletado e homogeneizado com 1L de solução NaOH 0,1 mol/L (pH 12-13) sob agitação constante durante 4 h e posterior repouso por 20 h. O sobrenadante foi centrifugado por 10 minutos a 10.000 rpm. Após a etapa de centrifugação, 20 mL de HCl foram adicionados ao sobrenadante seguido de repouso por 16 h. Finalizada a etapa de repouso, o material foi centrifugado nas mesmas condições supracitadas. O precipitado foi redissolvido com 50 mL de KOH 0,1 mol/L, seguido de agitação constante por 2 h. Após esse processo, 0,745g de KCl sólido foram adicionados, seguido de centrifugação por 10 minutos a 10.000 rpm. O precipitado foi descartado e no sobrenadante foi adicionado HCl 6 mol/L

até pH 1,0 seguido de repouso por 16 h. Após repouso, o material foi centrifugado por 10 minutos a 10.000 rpm e ao precipitado foi adicionado 100 mL de HCl 0,1 mol/l + HF 0,3 mol/L, seguido de agitação por 16 h. Em seguida foi repetida a etapa anterior. Então, o material foi centrifugado por 10 minutos a 10.000 rpm e o precipitado encaminhado para tubos de diálise previamente preparados. O processo de purificação dos AH via diálise foi realizado com água ultrapura por sete dias.

Após o fracionamento químico da MO do solo, foram preparadas pastilhas por meio de pressão sob vácuo com 1 mg de AH extraído e 100 mg de KBr, respeitando a proporção 1:100. As pastilhas foram encaminhadas para espectrofotômetro FTIR Perkin Elmer Frontier. Os espectros foram obtidos a partir de 64 varreduras, com resolução espectral de 4 cm⁻¹, no intervalo espectral de 4000 a 400 cm⁻¹ (STEVENSON, 1994).

4.3.4.3 Estoque, taxa e eficiência do sequestro de carbono do solo

Os estoques de carbono do solo (ECOS) foram determinados em três profundidades (0-,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3 m) para todas as coletas. A base para os cálculos (Equação 1) foram as concentrações de COT, além da densidade do solo, determinadas conforme metodologias supracitadas. Os estoques de carbono foram determinados segundo Howard et al. (1995).

$$ECOS \left(\frac{Mg}{ha} \right) = COS \left(\frac{g}{kg} \right) \times Ds \left(\frac{g}{cm^3} \right) \times profundidade \text{ do solo } (m) \quad \text{Eq.1}$$

A taxa de sequestro (Equação 2) e eficiência de sequestro de COT no solo (Equação 3) foram calculadas de acordo com Li et al. (2021). ECOS_f representa o estoque de carbono final (2020); ECOS_i representa o estoque de carbono inicial (2016).

$$Taxa \text{ de sequestro de COT no solo } \left(\frac{Mg}{ha.ano} \right) = \frac{ECOS_f - ECOS_i}{Anos \text{ de experimentação}} \quad \text{Eq. 2}$$

$$Eficiência \text{ de sequestro de COT no solo } (\%) = \frac{ECOS_f - ECOS_i}{Entrada \text{ de C acumulado}} \quad \text{Eq. 3}$$

4.4 Amostragem e análises físico-químicas do milho

Para caracterização do milho, foram realizadas quatro coletas ao longo do período experimental (Figura 14). Para cada safra foi realizada uma coleta para diagnose foliar e uma coleta para determinar a produtividade.

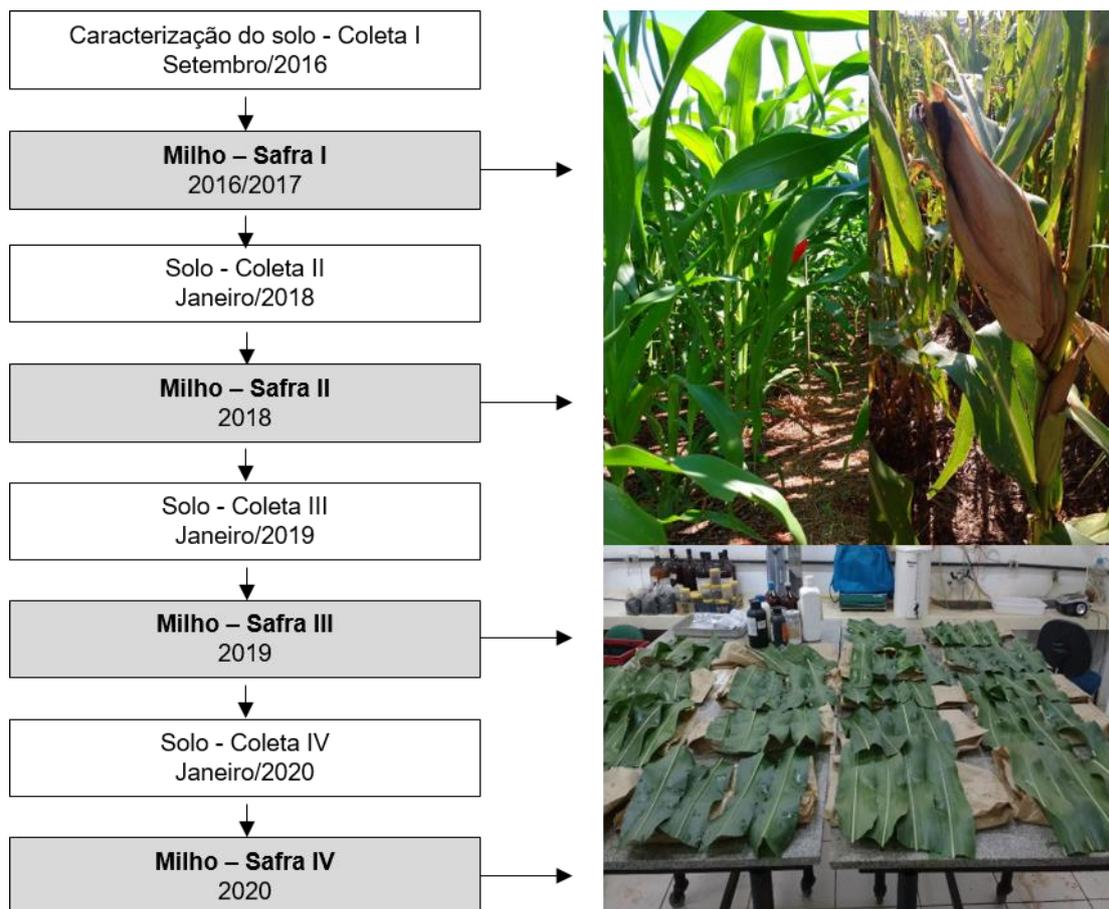


Figura 14 Fluxograma das coletas de milho no período experimental.

4.4.1 Diagnóstico foliar do estado nutricional

Para avaliar a resposta do milho à estratégia de adubação proposta, a análise de diagnóstico foliar do estado nutricional da planta foi realizada. Para cada safra de milho, no estágio R1 (estilos-estigmas visíveis) foram coletadas duas folhas por parcela. A folha índice consistiu na primeira folha fisiologicamente madura, localizada na parte oposta e abaixo da primeira espiga (GOTT et al., 2014). As folhas coletadas foram lavadas com água destilada, acondicionadas em sacos de papel, secas em estufa de circulação forçada de ar a 60 °C e trituradas em moinho tipo facas (EMBRAPA, 2009).

Em tubo digestor, 500 mg de amostra de material vegetal foram adicionados juntamente com 8 mL de mistura ácida (Ácido nítrico e ácido perclórico, 3:1). O material foi mantido em pré-digestão a frio por 4 horas, seguido de digestão em bloco digestor a 200 °C por 4 horas. Posteriormente, foram adicionados 25 mL de água destilada. No extrato obtido, foram determinados os nutrientes fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês e zinco. Para determinação de NTK, foi realizada digestão com ácido sulfúrico e mistura catalizadora.

As concentrações de fósforo e potássio foram determinadas segundo Embrapa (2009). Para fósforo, foram pipetados 5 mL da solução digerida em mistura ácida e encaminhados para tubos, juntamente com 10 mL de solução de molibdato e ácido ascórbico. A solução foi agitada e após 30 minutos a leitura efetuada em espectrofotômetro a 660 nm. Para determinação da concentração de potássio, foram pipetados 2 mL do extrato obtido na digestão com mistura ácida e adicionados a 20 mL de água. A leitura das amostras foi realizada em fotômetro de chama após calibração do equipamento.

As concentrações de cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês e zinco foram determinadas segundo Embrapa (2009). Em tubos de vidro, foram adicionados 15 mL da solução digerida com mistura ácida e encaminhadas para espectrômetro de absorção atômica, modelo AA-6300, Shimadzu®, para determinação de cobre, ferro, manganês e zinco. Para determinação de cálcio e magnésio, 1 mL da solução digerida foi adicionada com 20 mL de água destilada, denominada alíquota b. Uma alíquota de 1 mL de b foi homogeneizado com 4 mL de solução de lantânio 1%. As leituras foram realizadas em espectrômetro de absorção atômica, modelo AA-6300, Shimadzu®.

Para determinação de NTK segundo Embrapa (2017), em tudo digestor, 100 mg de amostra foram adicionados juntamente com 1 g de mistura catalisadora, 3 mL de ácido sulfúrico concentrado e 1 mL de peróxido de hidrogênio. A combinação foi disposta em bloco digestor a 350 °C até apresentar característica de líquido viscoso esverdeado. Posterior à digestão, foi completado o volume até 50 mL com água destilada. O extrato digerido foi destilado em destilador Kjeldahl com adição de 10 mL de hidróxido de sódio 40%. O destilado foi recolhido com 25 mL de solução de ácido bórico 2% e encaminhado para titulação com solução de ácido clorídrico 0,01 mol/L.

4.4.2 Produtividade

Para determinar a produtividade do milho, foram colhidas quatro linhas centrais da área útil de cada parcela (Figura 9). A colheita das espigas foi realizada manualmente. A separação dos grãos foi realizada por debulhador mecânico. Após esse processo, com auxílio de balança digital foi verificada a massa de grãos obtida em cada parcela. Amostras de milho para cada parcela foram coletadas para determinação da umidade do grão no momento da coleta. Posteriormente, a umidade foi corrigida para 13%.

4.5 Métodos estatísticos

4.5.1 Análise de variância, componentes principais e cluster

Para as variáveis da MO (COT do solo, ECOS, taxa e eficiência de sequestro de COT do solo), físicas (Ds, porosidade total, macro e micro porosidade) e químicas (pH, $P_{disp.}$, K, Zn, Fe, Mn e Cu) do solo, diagnose foliar (NTK, P, K, Ca, Mg, Zn, Fe, Mn e Cu) e produtividade do milho foi aplicada análise de variância (ANOVA) após verificação da normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk. As médias foram comparadas por meio de teste Tukey com 5% de significância.

As variáveis COT, NTK, relação C/N, pH, CE, P, K, CTC e CTC/COT dos compostos orgânicos foram submetidos à análise de componentes principais (ACP) e análise hierárquica de agrupamentos. Regiões específicas ($3692-2831$; $1753-956\text{ cm}^{-1}$) dos espectros de AH obtidos por meio da análise de FTIR foram submetidas à ACP e a análise hierárquica de agrupamentos. As componentes principais (CP) foram extraídas da matriz de correlação das variáveis originais, evitando a interferência das unidades observadas. O critério adotado para a seleção das CP foi o da proporção acumulada de explicação mínima de 70% da variância total dos dados (FERREIRA, 2011) e o critério de Kaiser, com autovalores superiores a 1 ($\lambda \geq 1$).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Segurança ambiental e agrônômica dos compostos orgânicos

5.1.1 Avaliação de parâmetros físico-químicos

O uso agrícola de composto orgânico tratado via compostagem apresenta-se como alternativa para potencializar a economia circular. A ação pode contribuir para reduzir os impactos negativos provocados por meio da gestão incorreta dos resíduos da CPFC. No Brasil, devido à expressiva produção de frangos de corte, a aplicação de cama de frango em culturas agrícolas é comum, uma vez que aparece como alternativa para a disposição desse resíduo. No entanto, para garantia de segurança ambiental e qualidade agrônômica, os compostos devem estar de acordo com limites de parâmetros definidos pelas agências reguladoras locais. No Brasil, a Resolução CONAMA 481/2017, IN SDA nº 35/2006, IN SDA nº 7/2016 e IN SDA nº 61/2020 apresentam limites para parâmetros físico-químicos e microbiológicos; dentre os parâmetros estão o teor de água, COT, NTK, relação C/N, pH, CTC e CTC/COT (Figura 15).

A IN SDA nº 61/2020 permite teor de água máximo de 50% em compostos orgânicos. O tratamento CTA apresentou valores acima do limite máximo (Figura 15), especialmente no quarto ano de observação (Apêndice A – Tabela 19). No entanto, o teor de água pode ser corrigido a partir da disposição dos compostos em local coberto e arejado. C30, C60, CCM e CAF apresentaram teor de água de acordo com a IN. A definição de limites máximos para teor de água apresenta importância para a comercialização do composto orgânico. Caso os valores máximos não sejam cumpridos, o produtor agrícola aplicará no solo menor concentração de nutrientes (CESTONARO et al., 2022).

Para o COT a IN SDA nº 35/2006 e IN SDA nº 61/2020 permitem concentração mínima de 15%. O tratamento CCM não atingiu a concentração mínima de COT nos quatro anos verificados. Esse comportamento pode estar vinculado a característica dos resíduos da CPFC, com elevada concentração de nitrogênio (COSTA et al., 2017), o que gera desafios na correção da relação C/N em processos de ampla escala. No entanto, a exigência da concentração mínima para COT garante a característica orgânica do produto e dificulta a adição de materiais inorgânicos (CESTONARO et al., 2022). Os tratamentos C30 e C60, mesmo com tempo de compostagem (30 e 60 dias, respectivamente) inferior ao convencional, apresentaram concentração de COT de acordo com as IN brasileiras. Asses et al. (2019) observaram valores de COT de 26,45% após 90 dias de compostagem de resíduos da CPFC.

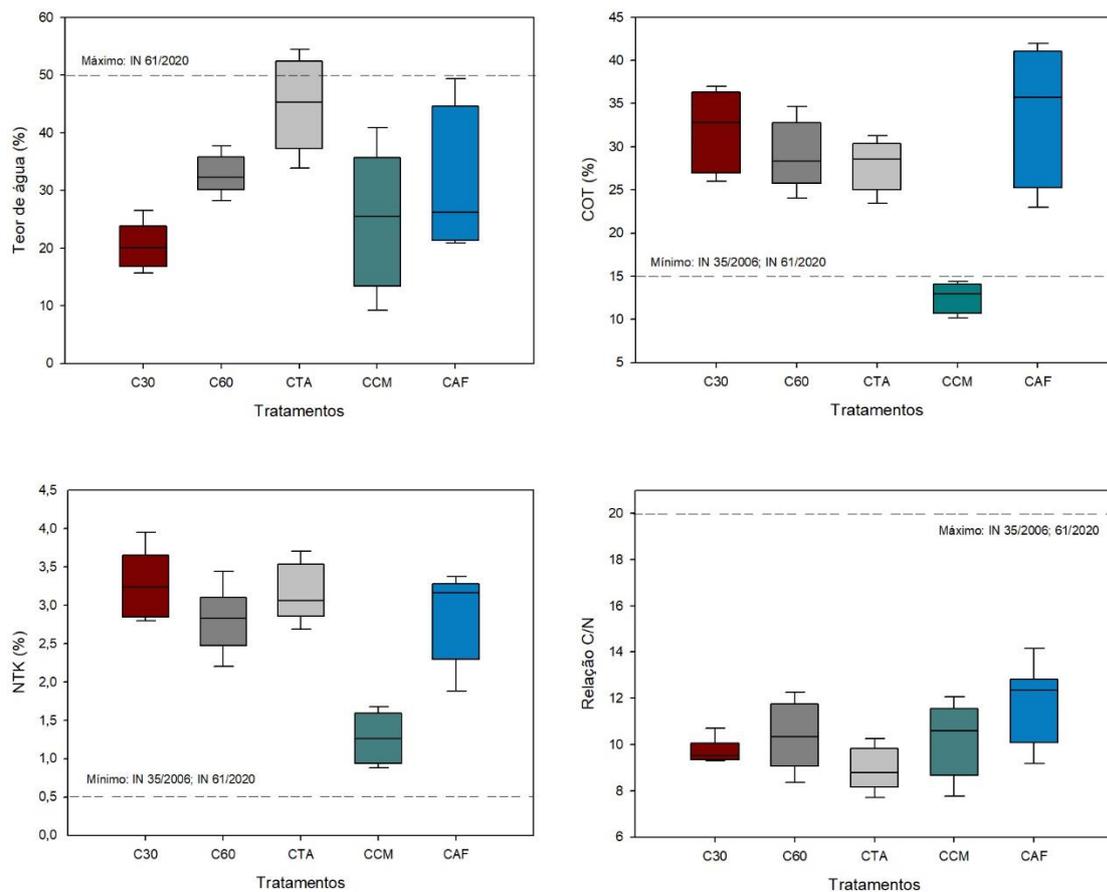


Figura 15 Boxplots de teor de água (A), COT (B), NTK (C) e relação C/N (D) verificados nos compostos orgânicos ao longo dos quatro anos de período experimental.

A relação C/N final em compostos orgânicos é reflexo da degradação do COT, das transformações e das perdas de nitrogênio ao longo do processo de estabilização. A IN SDA nº 35/2006 e a IN SDA nº 61/2020 determinam relação C/N máxima de 20. A Resolução CONAMA 481/2017 apresenta a relação C/N como parâmetro de controle da qualidade ambiental do processo e produto final, exigindo valor máximo de 20. Todos os tratamentos avaliados atenderam ao valor máximo exigido (Figura 15). Os tratamentos C30 e C60, mesmo com tempo de estabilização (30 e 60 dias, respectivamente) aquém do convencional, apresentaram valores de relação C/N de acordo com as normativas brasileiras. Niedzialkoski et al. (2019), em compostagem de resíduos da CPFC realizada por 69 dias, observaram relação C/N do produto final entre 13,5 e 14,8. Cestonaro et al. (2022), em usina de compostagem de resíduos domiciliares e poda de árvores, observaram que 47% dos lotes de composto orgânico não apresentaram conformidade com as normativas brasileiras. Segundo os autores, a não-conformidade pode ser relacionada com a elevada relação C/N inicial, impulsionada pela grande quantidade de resíduos de poda de árvores, comportamento oposto ao observado pelas usinas de compostagem de resíduos da CPFC.

Os valores de pH para C30, C60, CTA e CCM variaram entre 6,53 e 7,91 (Figura 16). O tratamento CAF apresentou faixas de pH ligeiramente superiores, entre 7,46 e 8,55. A aplicação de CaO ou Ca(OH)₂ para o tratamento de camas de aviário contra patógenos pode proporcionar valores de pH mais alcalinos (ROLL et al., 2011). As IN brasileiras não apresentam limites mínimos ou máximos para pH. Apenas a IN SDA nº 61/2020 determina que o valor de pH seja declarado no registro dos compostos. Pensando no uso agrícola e melhorias da qualidade do solo, Hogg et al. (2022) indicam que os compostos orgânicos apresentem pH entre 6,0 e 8,5.

As IN brasileiras não apresentam limites para CE. Lasaridi et al. (2006) indicam que valores acima de 12 mS/cm podem proporcionar toxicidade para a maioria das plantas. Os valores observados para C30, C60, CTA e CCM variaram entre 0,23 e 2,67 mS/cm (Figura 16). Para CAF, os valores variaram entre 4,01 e 5,77 mS/cm. Niedzialkoski et al. (2019), em compostagem de resíduos da CPFC, observaram valores similares de CE entre 1,18 e 2,73 mS/cm. Asses et al. (2019), em composto oriundo de resíduos da CPFC, verificaram CE de 1,33 mS/cm.

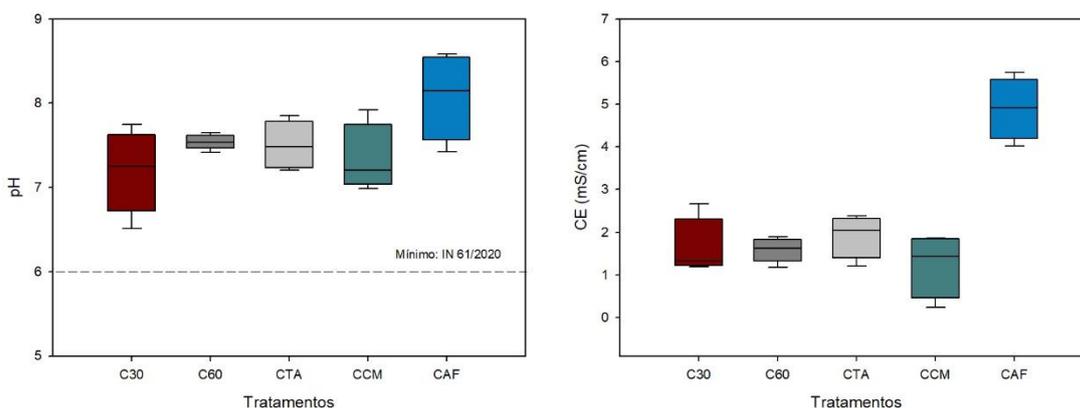


Figura 16 Boxplots de pH (A) e CE (B) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.

A CTC e relação CTC/COT são parâmetros utilizados para avaliar a qualidade de compostos orgânicos, principalmente o grau de humificação (BUSTAMANTE et al., 2008; ONWOSI et al., 2017). A IN SDA nº 35/2006 exige limite mínimo de 200 mmol/kg para compostos orgânicos registrados como condicionadores de solo. A IN SDA nº 61/2020 não apresenta limites mínimos, mas exige que os valores de CTC e relação CTC/COT sejam declarados. Bernal et al. (2009) indicam que para efeitos positivos em solo, os valores de CTC devem ser maiores que 60 cmolc/kg. Para relação CTC/COT Roig et al. (1988) indicam valores superiores a 1,7.

Os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram valores de CTC entre 132,42 e 161,78 cmolc/kg, indicando que ocorreu a humificação dos compostos (Figura 17).

Destaca-se que os tratamentos C30 e C60 foram estabilizados em tempo reduzido de processo (30 e 60 dias, respectivamente). O tratamento CCM apresentou CTC entre 71,26 e 107,99 cmol_e/kg , também de acordo com as normativas brasileiras e literatura internacional. O tratamento CAF apresentou CTC entre 51,18 e 102,33 cmol_e/kg , de acordo com as IN brasileiras, porém abaixo dos valores indicados por Bernal et al. (2009), especialmente para os segundo e quarto anos de análise (Apêndice A, Tabelas 18 e 19). O processo de compostagem, além de estabilizar os resíduos orgânicos, potencializa o processo de humificação dos compostos finais (GAVILANES-TERÁN et al., 2016). Como CAF não foi encaminhado para tratamento por compostagem, a CTC observada foi menor em comparação aos outros compostos orgânicos.

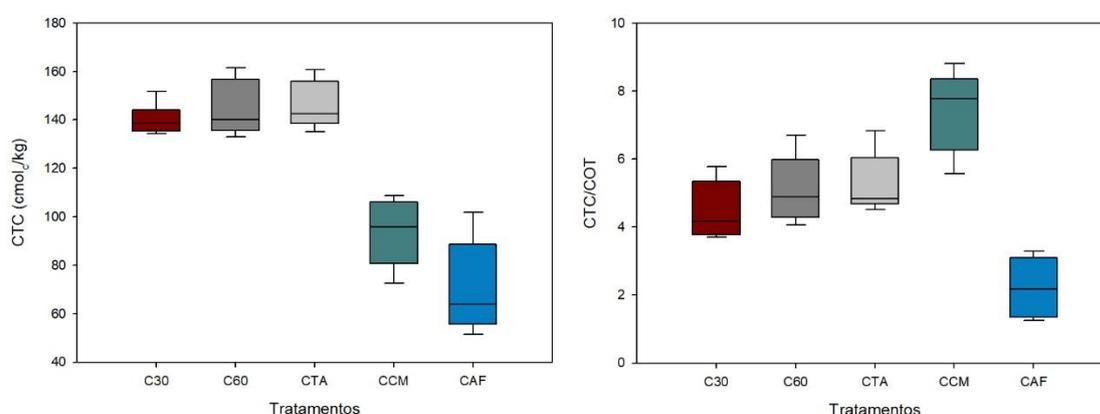


Figura 17 Boxplots de CTC (A) e CTC/COT (B) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.

Para os tratamentos C30, C60 e CTA os valores da relação CTC/COT variaram entre 3,7 e 6,99 (Figura 17). Destaque para o tratamento CCM com valores entre 5,57 e 8,88. Os valores elevados para CCM foram impulsionados pela baixa concentração de COT, conforme já detalhado. Os quatro tratamentos apresentaram valores superiores ao indicado por Roig et al. (1988), de 1,7, e indicam que ocorreu a humificação dos compostos. Para CAF, os valores observados variaram entre 1,24 e 3,29. Principalmente nos segundo e quarto anos, os valores foram menores que o indicado pela literatura. Como CAF não passou por processo de tratamento via compostagem, o processo de humificação do composto foi comprometido.

5.1.2 Avaliação dos teores de fósforo e potássio em diferentes compostos orgânicos

Os parâmetros P e K não estão diretamente relacionados com a estabilidade ou maturação dos compostos orgânicos; nesse caso, as IN brasileiras não apresentam limites mínimos ou máximos. No entanto, sob a perspectiva da economia circular, são

variáveis importantes na valorização agrônômica dos resíduos orgânicos. Os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram concentração similar de P, variando entre 4,01 e 8,95 g/kg (Figura 18). Esses tratamentos apresentaram características similares de resíduos estabilizados ao longo do tempo. Para CCM, os valores variaram entre 5,78 e 19,51 g/kg, o que pode ser explicado pela variação dos resíduos e falta de fontes de carbono durante o tratamento em larga escala. Cestonaro et al. (2021), ao avaliar as concentrações de P em usina de compostagem de resíduos sólidos urbanos (RSU) e podas de árvores, constataram que leiras com maior relação C/N inicial apresentaram menores concentrações de P final.

Para CAF, a concentração de P variou entre 12,42 e 24,0 g/kg, correspondendo a maiores valores comparados com os outros tratamentos. A aplicação repetida de cama de frango ao solo pode proporcionar excesso de P no solo (CHAKRABORTY et al., 2021). Esse comportamento pode provocar o transporte desse nutriente via escoamento superficial e potencializar a eutrofização de corpos hídricos locais (CHAKRABORTY; PRASAD, 2021). Mesmo que a cama de frango possa ser comercializada, seu transporte em grandes distâncias pode apresentar limitações econômicas (SZOGI; VANOTTI, 2009), o que pode fomentar sua aplicação em solos de regiões com intensa produção avícola (CHAKRABORTY et al., 2021).

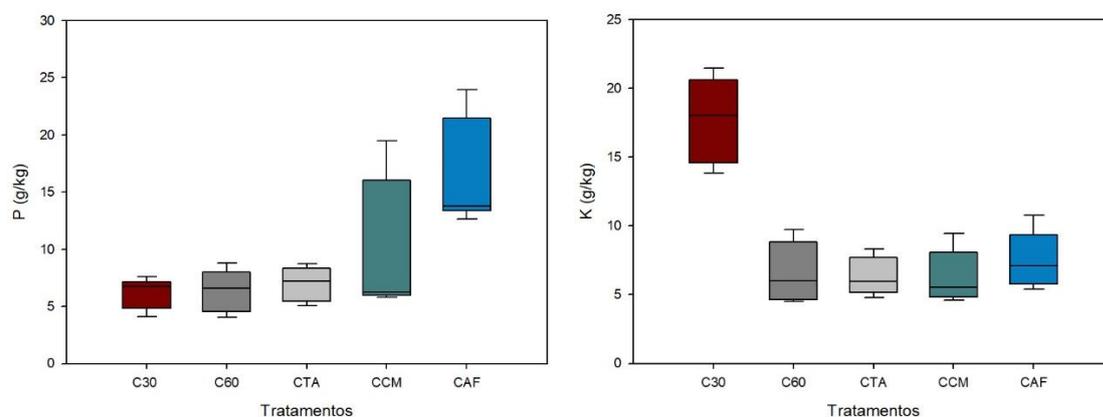


Figura 18 Boxplots de P (A) e K (B) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.

Os tratamentos C60, CTA, CCM e CAF apresentaram concentração similar para K, variando entre 4,47 e 9,82 g/kg (Figura 18). Para C30 a concentração foi superior, variando entre 13,83 e 21,5 g/kg nos quatro anos avaliados. O K é caracterizado pela sua alta solubilidade (COSTA et al., 2016), portanto as menores concentrações em C60, CTA, CCM e CAF podem ser decorrentes da manutenção do teor de água na compostagem ou decorrentes de chuva para CCM e CAF. Como o tratamento C30 apresentou processo de estabilização reduzido (30 dias), a manutenção de K foi potencializada.

A avaliação conjunta de parâmetros que inferem sobre a segurança ambiental e qualidade agronômica potencializa a valorização de resíduos da CPFC. Além disso, a avaliação da qualidade dos compostos finais ganha importância, pois as características dos resíduos iniciais são variáveis (CESTONARO et al., 2021).

5.1.3 Aplicação de ACP na avaliação da qualidade dos compostos orgânicos

A segurança ambiental e a qualidade agronômica dos compostos orgânicos foram analisadas a partir dos parâmetros pH, CE, COT, NTK, P, K, relação C/N, CTC e relação CTC/COT, associados a ACP (Figura 19). Acredita-se que a avaliação da estabilização ou maturação de compostos orgânicos não deve ser realizada com base em apenas um parâmetro (BERNAL et al., 2009). A ACP surge como alternativa para avaliação simultânea de parâmetros de qualidade ambiental e agronômica. Costa et al. (2015) observaram as relações entre os parâmetros físico-químicos para compostos orgânicos originários de dejetos de ovinos e bovinos. Lorin et al. (2016) avaliaram as características dos fertilizantes produzidos por leira estática e compostagem, dentre outros processos, com auxílio da ACP. Idrovo-Novillo et al. (2018) aplicaram ACP para estudo de parâmetros relacionados à degradação e a humificação da MO em compostagem de resíduos de rosas, serragem e dejetos de aves. Costa et al. (2021) avaliaram a qualidade ambiental e agronômica de compostos da CPFC, por meio da ACP.

A ACP selecionou duas CP, capazes de explicar 71,4% dos dados (Figura 19). O CP1 correspondeu a 40,9% da variação total dos dados e foi capaz de separar as amostras em 2 grandes grupos. Os parâmetros pH, CE e P apresentaram correlação positiva com o tratamento CAF, localizado à direita, uma vez que estes apresentaram os maiores valores de pH, CE e P ao longo do período experimental. O parâmetro CTC/COT apresentou correlação negativa com CP1. Os tratamentos CTA, C60, C30 e CCM, localizados à esquerda, apresentaram maiores valores para relação CTC/COT.

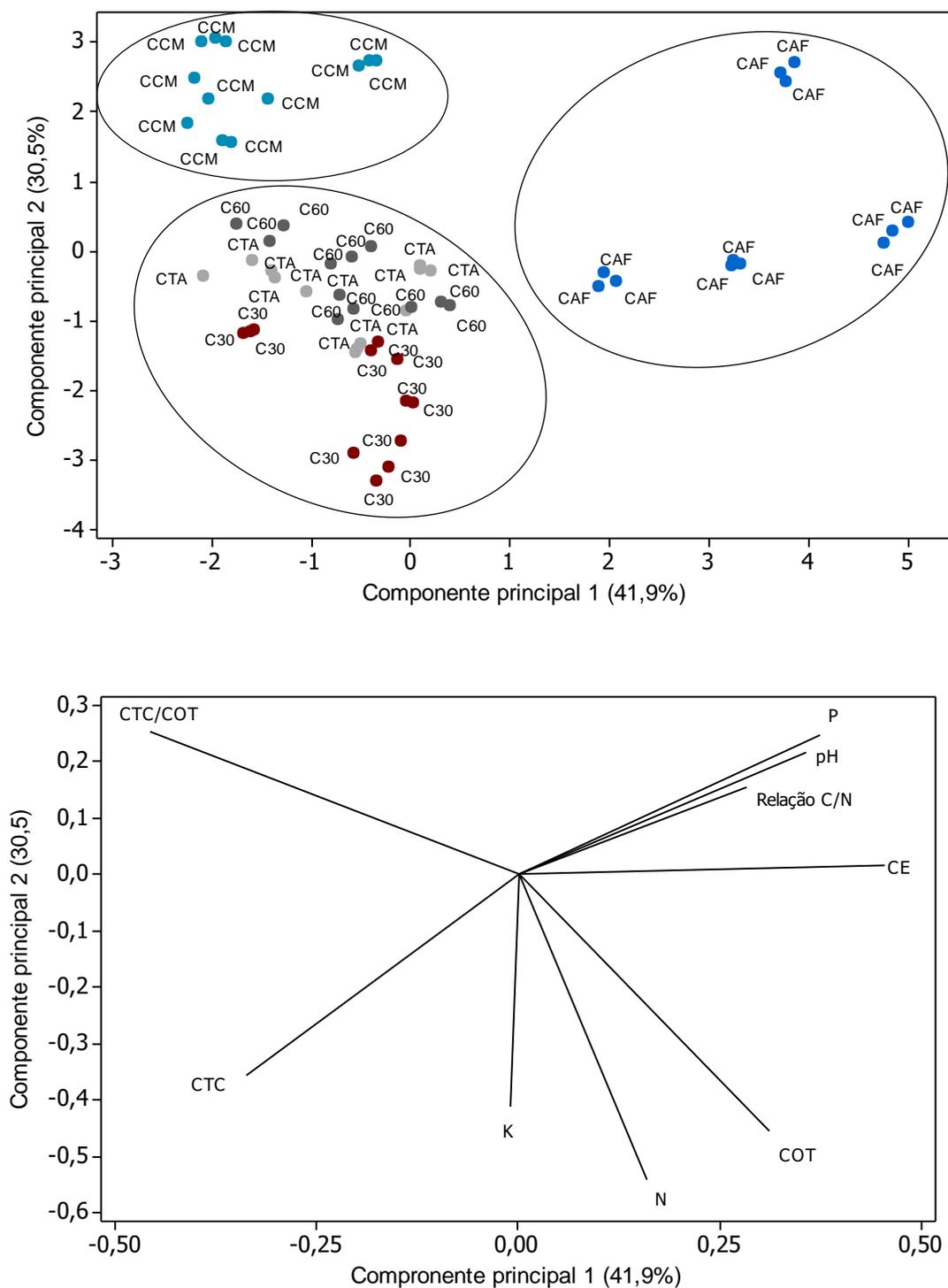


Figura 19 Análise de componentes principais (ACP) para parâmetros químicos das matrizes orgânicas.

O CP2 corresponde a 30,5% da variação total dos dados (Figura 19), e foi responsável por separar o CCM dos demais. Os parâmetros NTK e K apresentaram correlação negativa com CP2. C30 apresentou as maiores concentrações para os dois nutrientes. Compostagem conduzida por menor tempo pode apresentar maiores

concentrações de NTK e K no composto final. Com a redução do tempo e consequentemente redução do número de revolvimentos, as perdas de nitrogênio por volatilização são reduzidas (CHIARELOTTO et al., 2019). O menor tempo de processo também pode acarretar menor lixiviação de K (COSTA et al., 2016). O tratamento CCM, apresentou menores valores de NTK e K, o que pode ser atrelado ao maior tempo de compostagem (120 dias).

As variáveis COT e CTC foram explicadas por CP1 e CP2. COT apresentou correlação positiva com CP1 e negativa com CP2. CTC apresentou correlação negativa para CP1 e CP2. Os maiores valores de COT foram observados em CAF e C30. Para a variável CTC, os maiores valores foram observados em C30, C60 e CTA. Destaca-se que para a variável CTC/COT os maiores valores foram observados para CCM. Mesmo que a relação CTC/COT, assim como a CTC, indiquem o grau de maturação dos compostos, esse comportamento foi intensificado devido às baixas concentrações de COT em CCM. Conforme supracitado, esse comportamento pode ser vinculado às dificuldades de inserção de fontes de carbono no processo de compostagem em grande escala (COSTA et al. 2017).

A ACP foi responsável por separar o conjunto de dados em três grupos. Os compostos orgânicos C30, C60 e CTA apresentaram características semelhantes. Esses compostos foram estabilizados em pátio de compostagem com cobertura e impermeabilização. Outros dois grupos, um formado por CCM e outro por CAF apresentaram características distintas (Figura 19). CCM corresponde a composto orgânico oriundo de tratamento em larga escala, em pátio de compostagem sem cobertura e impermeabilização. CAF corresponde a cama de frango sem estabilização.

5.1.4 Microelementos

A qualidade dos compostos orgânicos envolve concentrações seguras de microelementos de acordo com limites estabelecidos pelas agências reguladoras locais (XU et al., 2022). Os microelementos avaliados nos compostos orgânicos foram Al, Fe, Cu, Mn, Zn, Cd e Pb (Figura 20). A IN SDA nº 7/2016 determina limites máximos para Cd e Pb com concentração de 3 e 150 mg/kg, respectivamente. Para os compostos analisados, Cd e Pb não foram detectados.

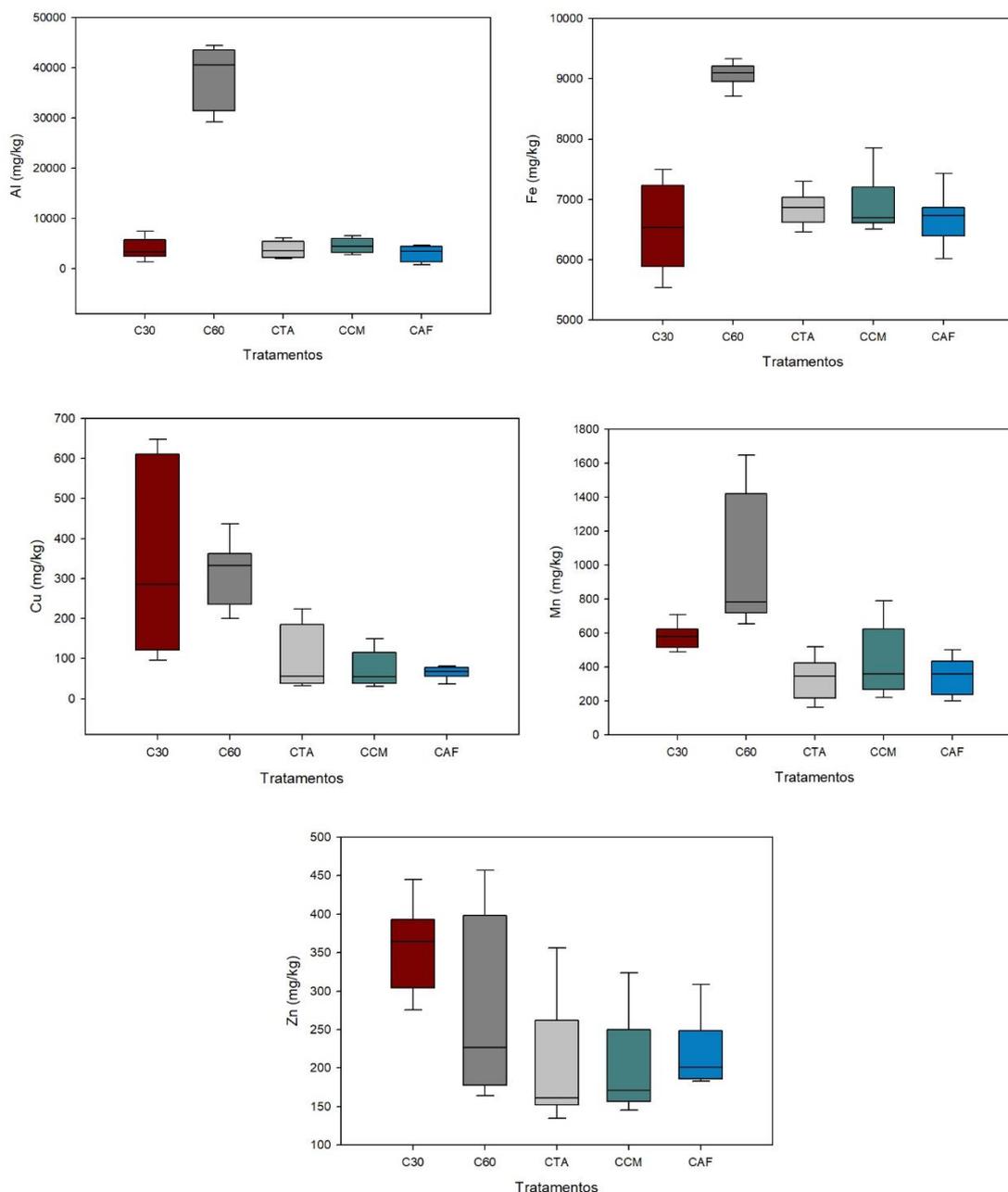


Figura 20 Boxplots de Al (A), Fe (B), Cu (C), Mn (D) e Zn (E) verificados ao longo dos quatro anos de período experimental.

As concentrações máximas de Cu para os tratamentos C30, C60, CTA, CCM e CAF foram 650, 448, 227, 140 e 82 mg/kg, respectivamente (Figura 20, Apêndice A – Tabelas 18 e 19). No Reino Unido, a concentração máxima permitida é 200 mg/kg, na Espanha de 400 mg/kg e nos EUA de 1500 mg/kg (WEI et al., 2017). Para Zn, as concentrações máximas foram C30: 457 mg/kg; C60: 458 mg/kg; CTA: 358 mg/kg; CCM: 330 mg/kg; e CAF: 325 mg/kg. No Reino Unido, a concentração máxima permitida para Zn é 400 mg/kg, na Espanha de 1000 mg/kg e nos EUA de 2800 mg/kg (WEI et al.,

2017). Asses et al. (2019), em composto orgânico de resíduos da CPFC, observaram concentrações de 3,8 e 16,9 mg/kg para Cu e Zn, respectivamente.

Para os tratamentos C30, CTA, CCM e CAF, as concentrações de Al variaram entre 1400mg e 7664 mg/kg. O tratamento C60 apresentou concentrações maiores que os demais, com variação entre 29219 e 44715 mg/kg. As concentrações de Fe variaram entre 5490 e 7563 mg/kg para os tratamentos C30, CTA, CCM e CAF. Para o tratamento C60, os valores observados estiveram entre 8657 e 9340 mg/kg. Asses et al. (2019), em composto orgânico de resíduos da CPFC, observaram concentração de 212 mg/kg para Fe. Para Mn, os valores determinados estiveram entre 155 e 799 mg/kg, para C30, CTA, CCM e CAF. Para C60, as concentrações variaram de 635 a 1654 mg/kg. Concentrações mais elevadas de Al, Fe e Mn foram observadas para o tratamento C60 (Figura 20). Destaca-se que os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram a mesma composição inicial dos resíduos, variando apenas o tempo de estabilização. Portanto, esse comportamento pode ser vinculado a fatores do processo de compostagem, como condições ambientais, alteração das características dos materiais e atividade dos microrganismos (XU et al., 2022).

5.2 Matéria orgânica do solo

5.2.1 Carbono orgânico no solo

As entradas de COT no solo variaram de acordo com o tratamento (Tabela 3). Foram aplicadas 8, 6 e 5 Mg/ha (Tabela 1) para cada tratamento para os anos I, II e III, respectivamente. Durante o experimento, as maiores entradas de carbono foram para o tratamento CAF, e as menores para CCM, devido à concentração de COT observada nos compostos (Apêndice A, Tabelas 18 e 19).

Tabela 2 Entrada anual e total de carbono no solo a partir de composto orgânico

Tratamento	Ano I	Ano II	Ano III	Total
	2016/2017	2018	2019	
	(Mg C/ha.ano)			(Mg C/ha.ano)
C30	2,09	1,80	1,82	5,71
C60	1,99	1,63	1,70	5,32
CTA	1,97	1,61	1,45	5,03
CCM	1,06	0,61	0,69	2,36
CAF	1,86	2,43	1,54	5,83
CTL	0	0	0	0

A avaliação da concentração do carbono orgânico no solo ganha destaque pois o solo é um reservatório importante e um componente vital do ciclo global do carbono (DAVIDSON et al., 2000). A concentração de carbono orgânico do solo na coleta inicial foi igual estatisticamente ($p < 0,05$) entre todas as parcelas (Tabela 4). Os efeitos da primeira aplicação de compostos orgânicos foram observados na camada 0-0,1 m (Tabela 4). O tratamento C60 apresentou maior concentração de carbono orgânico em comparação ao CTL ($p < 0,05$). Após a segunda aplicação dos compostos orgânicos (coleta III – 2019), as mudanças na concentração de carbono orgânico foram mais intensas na camada 0-0,1 cm (Tabela 4). Todos os tratamentos aumentaram significativamente as concentrações de carbono orgânico no solo em comparação ao controle. Os tratamentos C60 e CTA apresentaram as maiores concentrações de carbono orgânico no solo e iguais estatisticamente ($p < 0,05$). Foram observadas mudanças na camada 0,1-0,2 m (Tabela 4). A concentração de carbono orgânico no solo para C60 e CTA foi maior em comparação ao controle e igual estatisticamente com os outros tratamentos (C30, CCM e CAF).

Tabela 3 Carbono orgânico do solo nos diferentes tratamentos no período experimental (%)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta inicial I – 2016						
0 – 0,1 m	3,21±0,01a	3,20±0,01a	3,23±0,03a	3,25±0,01a	3,22±0,03a	3,18±0,02a
0,1 – 0,2 m	2,98±0,05a	2,99±0,03a	3,00±0,07a	2,99±0,05a	3,01±0,05a	2,97±0,01a
0,2 – 0,3 m	2,83±0,06a	2,81±0,04a	2,82±0,07a	2,82±0,05a	2,83±0,08a	2,81±0,06a
Coleta II - 2018						
0 – 0,1 m	3,62±0,07ab	3,67±0,18a	3,61±0,12ab	3,41±0,16ab	3,39±0,17ab	3,26±0,12b
0,1 – 0,2 m	3,16±0,22a	3,12±0,10a	3,30±0,21a	3,18±0,10a	2,95±0,13a	3,02±0,14a
0,2 – 0,3 m	3,06±0,20a	2,97±0,06a	3,17±0,14a	3,03±0,09a	2,99±0,10a	2,89±0,11a
Coleta III - 2019						
0 – 0,1 m	3,72±0,08c	4,06±0,12a	3,99±0,02ab	3,78±0,05bc	3,63±0,14c	3,30±0,11d
0,1 – 0,2 m	3,18±0,06ab	3,20±0,10a	3,21±0,06a	3,13±0,07ab	3,05±0,07ab	3,01±0,02b
0,2 – 0,3 m	3,07±0,05a	3,03±0,13a	3,08±0,07a	2,98±0,11a	2,98±0,12a	2,84±0,16a
Coleta final IV – 2020						
0 – 0,1 m	3,93±0,06b	4,10±0,02a	4,07±0,01a	3,84±0,04c	3,77±0,01c	3,46±0,03d
0,1 – 0,2 m	3,25±0,04a	3,33±0,07a	3,33±0,04a	3,06±0,04b	3,02±0,02b	2,83±0,01c
0,2 – 0,3 m	3,04±0,02a	3,08±0,03a	3,05±0,03a	2,94±0,04b	2,86±0,01c	2,82±0,03c

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

Após quatro anos de experimento, o teor de carbono orgânico no solo foi afetado significativamente ($p < 0,05$) pela adição de compostos orgânicos. Na camada

0-0,1 m, todos os tratamentos com compostos orgânicos apresentaram maiores concentrações de carbono orgânico comparados ao controle ($p < 0,05$). C60 e CTA apresentaram os maiores valores para carbono orgânico ($p < 0,05$) em 0-0,1 m, representando aumento de 21,95 e 20,64%, respectivamente, durante quatro anos. CCM e CAF foram iguais, maiores que o controle e menores estatisticamente ($p < 0,05$) que C60, CTA e C30. Na camada 0,1-0,2 m, os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram as maiores concentrações. Em CCM e CAF, o teor de carbono orgânico foi maior estatisticamente que o controle. Na camada 0,2-0,3 m, o comportamento foi similar, exceto para o tratamento CAF, que apresentou concentração de carbono orgânico igual ($p < 0,05$) ao controle. A fixação do carbono nas diferentes camadas é uma ação importante realizada por meio da adição do composto orgânico como insumo agrícola (MAZUMDER et al., 2021).

Os aumentos de carbono orgânico no solo nesse estudo podem ser atribuídos à entrada de carbono via compostos orgânicos aplicados entre 2016 e 2020. Mesmo que o manejo no CTL tenha sido realizado de acordo com conceitos de conservação do solo, com retorno da palhada das culturas, os tratamentos com aplicação de compostos orgânicos apresentaram aumento significativo no carbono orgânico, principalmente nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m. Li et al. (2021) observaram aumento significativo nos valores de carbono orgânico no solo a partir da aplicação de esterco de ovelha estabilizado em comparação ao retorno de palha de trigo. López et al. (2021) observaram que a aplicação de compostos orgânicos oriundos de compostagem de resíduos urbanos e lodo de esgoto aumentaram o teor de carbono orgânico do solo de 0,66 para 3,28 e 3,47%, respectivamente.

Os resultados indicam que o consórcio entre os compostos orgânicos e a redução gradativa de fertilização NPK (Tabela 1) podem proporcionar aumento no carbono orgânico do solo significativamente. Chaudhary et al. (2017) observaram que a aplicação conjunta de esterco bovino estabilizado e fertilizantes NPK aumentou o teor de carbono orgânico significativamente em comparação à aplicação exclusiva de NPK. Ghosh et al. (2012) observaram aumento de 16% no carbono orgânico do solo para tratamento com integração de compostos orgânicos e fertilizantes NPK, em comparação com apenas fertilização NPK.

As características dos compostos orgânicos aplicados em solo também influenciaram as concentrações de carbono (Tabela 4). Compostos com tempo de estabilização de 60 e 100 dias, aproximadamente (C60 e CTA), e teor de COT dentro dos limites exigidos pelas normativas brasileiras apresentaram maiores aumentos de carbono orgânico do solo. O menor aumento de carbono orgânico em CCM em comparação a C60 e CTA pode ser decorrente da concentração de COT abaixo dos

limites exigidos pelas normativas brasileiras (Figura 15). Portanto, destaca-se a manutenção de teores mínimos de COT para garantia da qualidade dos compostos orgânicos (CESTONARO et al., 2022).

Os menores valores de carbono orgânico do solo verificados em C30 e CAF em comparação a C60 e CTA podem ser decorrentes do tempo e da qualidade do processo de estabilização dos resíduos. Para C30, os resíduos da CPFC foram tratados em aproximadamente 30 dias de compostagem, o que pode resultar em variações na estabilidade dos compostos orgânicos finais. Chiarelotto et al. (2019), em compostagem de resíduos da CPFC, observaram maior concentração de C solúvel em composto preparado em 35 dias (1%) em comparação a compostos estabilizados em 63 e 95 dias (0,73%).

Para CAF, geralmente os resíduos de cama de frango após uso são dispostos incorretamente em pilhas estáticas (CHIARELOTTO et al., 2021). Normalmente, nenhum procedimento para garantia da qualidade da estabilização desses resíduos é aplicado, o que pode afetar a qualidade do composto produzido. Compostos com estabilização ineficiente ou insuficiente podem apresentar altas concentrações de nutrientes prontamente disponíveis e matéria orgânica facilmente biodegradada (COZZOLINO et al., 2016; LUO et al. 2022). Já compostos mais estabilizados contêm compostos aromáticos concentrados e hidrofóbicos, dificultando o acesso ao carbono hidrofílico biolábil quando aplicados no solo (SPACCINI; PICCOLO, 2007; LUO et al. 2022). Cozzolino et al. (2016) observaram que a maior concentração de carbono lábil em compostos orgânicos favorece o crescimento de populações microbianas em solo com eficiência na degradação de carbono lábil.

O comportamento dos valores de carbono orgânico nas diferentes camadas de solo pode ser visualizado na Figura 21. A caracterização inicial já apresentava maiores concentrações na camada 0-0,1 m. No entanto, após as aplicações de compostos orgânicos, o acréscimo de carbono orgânico do solo na primeira camada foi mais significativo. Esse comportamento também foi observado no tratamento controle, devido ao acréscimo de carbono via biomassa das culturas. Li et al. (2021) observaram aumento significativo do carbono orgânico do solo principalmente na camada de 0-0,1 m a partir da adição de esterco de ovelha estabilizado em comparação ao retorno de palha de trigo.

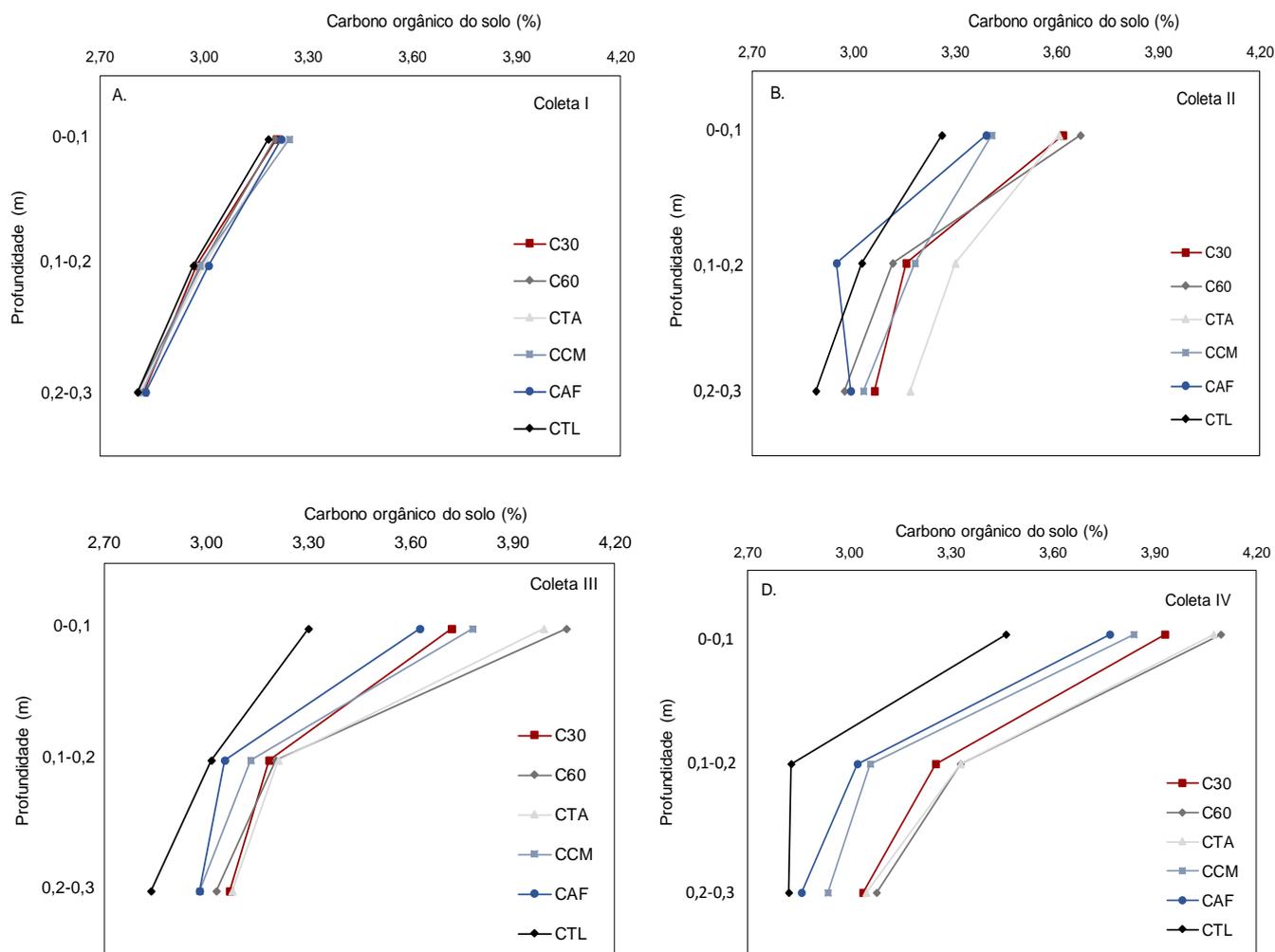


Figura 21 Carbono orgânico do solo nos diferentes tratamentos no período experimental (%).

5.2.2 Estoque, taxa e eficiência de sequestro de carbono orgânico no solo

A partir do teor de carbono orgânico e da densidade do solo, o estoque de carbono orgânico do solo (ECOS) foi calculado. O ECOS na coleta inicial foi igual estatisticamente ($p < 0,05$) entre todas as parcelas (Tabela 5). Os efeitos da primeira aplicação de compostos orgânicos não resultaram em variações significativas no ECOS (Tabela 5). Uma das variáveis para o cálculo do ECOS é a densidade do solo (Tabela 5). No ano III (2019) após duas aplicações de compostos orgânicos, os tratamentos C60, CTA e CCM apresentaram maiores ECOS na camada de solo de 0-0,1 m, em comparação aos outros tratamentos ($p < 0,05$).

Tabela 4 Estoque de carbono orgânico no solo nos diferentes tratamentos no período experimental – ECOS (Mg/ha)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I - 2016						
0 – 0,1 m	40,63±1,25a	41,16±0,19a	40,71±0,38a	40,89±0,18a	40,06±0,40a	40,64±0,10a
0,1 – 0,2 m	38,44±0,69a	39,09±0,43a	38,85±0,89a	37,89±0,61a	38,51±0,62a	38,00±0,60a
0,2 – 0,3 m	36,03±0,74a	35,79±0,42a	36,41±0,93a	35,97±0,67a	36,62±1,04a	36,22±0,69a
Coleta II - 2018						
0 – 0,1 m	41,39±0,84a	41,00±2,03a	40,26±1,30a	41,39±1,93a	40,05±1,97a	40,37±1,50a
0,1 – 0,2 m	37,68±2,61a	38,32±1,12a	39,88±2,59a	38,27±1,18a	35,80±1,59a	36,95±1,72a
0,2 – 0,3 m	38,16±2,50a	35,83±0,74a	37,86±1,72a	36,36±1,07a	35,01±1,23a	34,84±1,28a
Coleta III - 2019						
0 – 0,1 m	41,46±0,94b	45,65±1,41a	46,00±0,24a	45,75±0,63a	42,33±1,60b	42,43±1,42b
0,1 – 0,2 m	37,32±0,66a	37,49±1,17a	37,92±0,69a	38,45±0,92a	37,83±0,83a	37,74±0,20a
0,2 – 0,3 m	35,82±0,61a	36,56±1,55a	37,33±0,81a	36,48±1,36a	35,62±1,41a	34,70±1,95a
Coleta IV - 2020						
0 – 0,1 m	48,35±0,76b	50,13±0,11a	49,69±0,09a	47,26±0,37c	47,41±0,03bc	45,87±0,44d
0,1 – 0,2 m	40,98±0,54ab	41,79±0,94a	41,82±0,51a	40,05±0,48b	40,33±0,23b	38,07±0,14c
0,2 – 0,3 m	38,04±0,15ab	38,88±0,35a	38,67±0,39a	37,70±0,49b	37,08±0,12bc	36,60±0,37c

Letras distintas indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$).

No ano IV (2020), após três aplicações de compostos orgânicos, variações mais significativas nos valores de ECOS foram observadas (Tabela 5). Na camada 0-0,1 m, os tratamentos C60 e CTA apresentaram maiores ECOS. Todos os tratamentos com aplicação de compostos orgânicos foram maiores que o controle ($p < 0,05$). Na camada 0,1-0,2 m, os tratamentos C30, C60 e CTA foram iguais estatisticamente e apresentaram maiores valores de ECOS. Todos os tratamentos apresentaram maiores valores em comparação ao controle. Na camada de solo de 0,2-0,3 m, o tratamento CAF apresentou ECOS igual aos tratamentos controle, C30 e CCM. Os tratamentos C30, C60, CTA e CCM apresentaram maiores estoques de COS em comparação ao controle ($p < 0,05$). Li et al. (2021) observaram que o retorno da palha de trigo ao solo contribuiu para menor sequestro de carbono em comparação com compostos orgânicos. De acordo com os autores, a palha de trigo apresentou maior teor de polissacarídeos lábeis, enquanto os adubos orgânicos apresentaram maior teor de compostos recalcitrantes.

Analisando os quatro anos do período experimental, foi observado que os ECOS foram afetados pela aplicação dos compostos orgânicos (Tabela 5). A camada do solo de 0-0,1 m apresentou os maiores aportes de carbono (Figura 21). Os tratamentos C60 e CTA apresentaram os maiores ECOS ($p < 0,05$) em 0-0,1 m, com aumento de 17,89 e 18,07%, respectivamente, durante os quatro anos. O tratamento

controle (CTL) aumentou 11,40% no mesmo período. Mesmo sem a aplicação de compostos orgânicos, o aumento do ECOS no controle pode ser oriundo do retorno da biomassa das culturas a partir da colheita dos grãos. Na camada de 0,1-0,2 m do solo, os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram os maiores ECOS, com aumento de 6,20, 6,46 e 7,10%, respectivamente. Huang et al. (2019), em estudo de dez anos, observaram aumento de 94% no ECOS a partir da aplicação de 50% fertilizante mineral e 50% esterco de aves. Na camada de 0,2-0,3 m, os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram aumento no ECOS de 5,28, 7,95 e 5,84%, respectivamente.

O ECOS nas diferentes camadas do solo pode ser visualizado na Figura 22. A caracterização inicial já apresentava maiores estoques na camada 0-0,1 m. No entanto, após as aplicações de compostos orgânicos, o ECOS na primeira camada teve aumento considerável. Os compostos orgânicos aplicados apresentaram maior sequestro de carbono orgânico do solo em comparação ao controle em quatro anos.

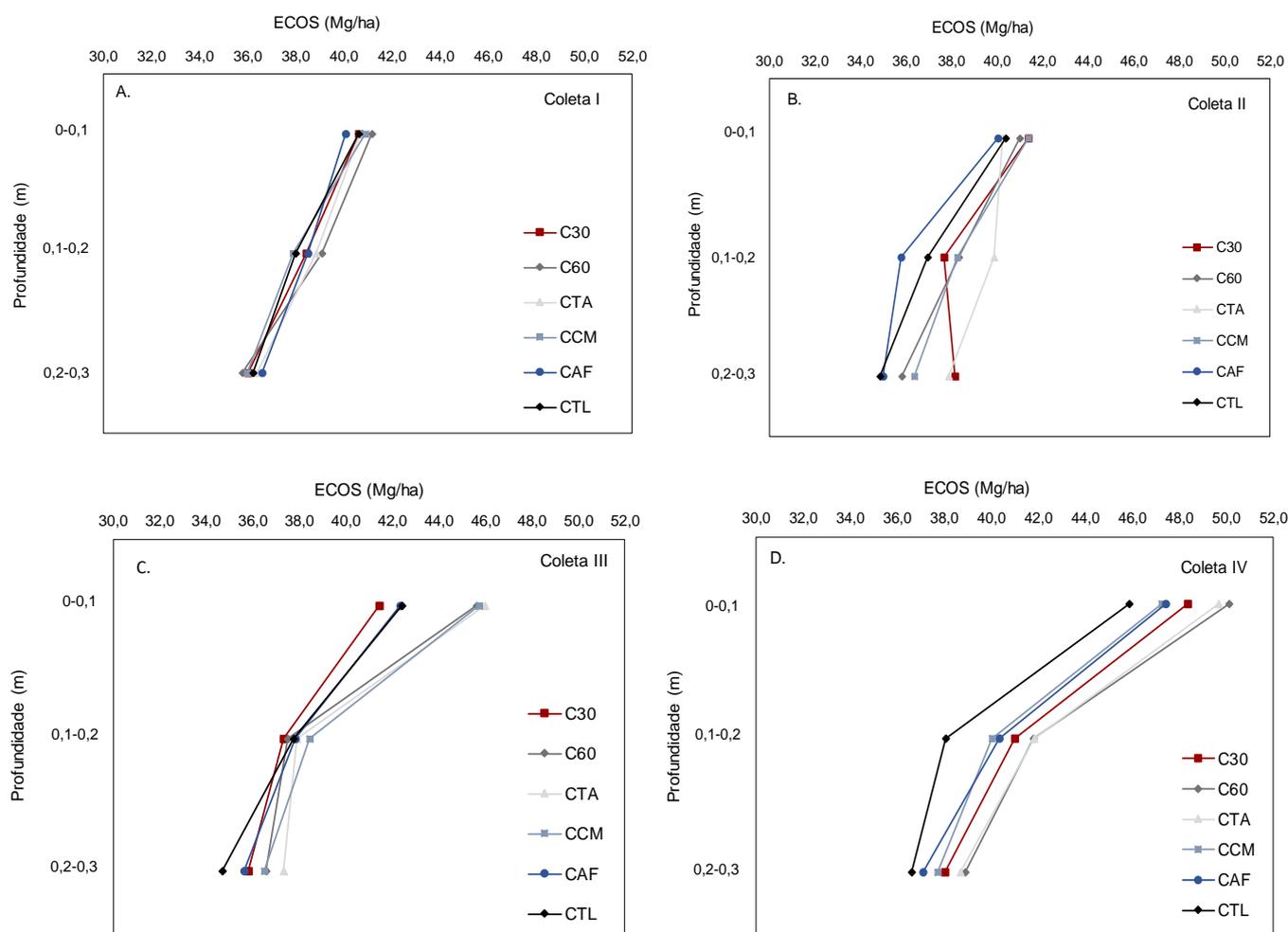


Figura 22 Estoque de carbono orgânico no solo – ECOS nos diferentes tratamentos no período experimental (Mg/ha).

O aumento do ECOS pode ser potencializado por meio da integração de técnicas adequadas na agricultura. Aplicação de compostos orgânicos, rotação de culturas apropriadas, utilização de fertilizantes minerais em taxas adequadas e sistemas de plantio direto podem proporcionar sequestro de carbono no solo e manutenção da qualidade do solo (FAN et al., 2014; CHAUDHARY et al., 2017). Nesse estudo, além dos diferentes compostos orgânicos aplicados em solo, a rotação de culturas e o retorno da biomassa após colheita foram aplicadas e os resultados nos estoques e taxas de sequestro de carbono foram positivos em todos os tratamentos em quatro anos (Figuras 22 e 23). Além disso, a aplicação dos compostos orgânicos foi realizada anualmente entre 2016 e 2020 com redução gradativa da quantidade aplicada (Tabela 1). A combinação de compostos orgânicos com fertilizantes minerais pode ter impulsionado o sequestro de carbono no solo (HUANG et al., 2019; LI et al., 2021). Além do estoque de carbono, as taxas de sequestro de COS foram positivas após quatro anos em todas as camadas de solo estudadas com aplicação de compostos orgânicos (Figura 23).

As taxas de sequestro de carbono no solo foram influenciadas pela adição e características dos compostos orgânicos aplicados (Figura 23). As maiores taxas de sequestro de carbono na camada de 0-0,1 m foram nos tratamentos C60 e CTA (2,99 Mg/ha.ano), seguidos por C30 (2,57 Mg/ha.ano), CAF (2,45 Mg/ha.ano), CCM (2,12 Mg/ha.ano) e por fim CTL (1,75 Mg/ha.ano) (Apêndice B, Tabela 20, $p < 0,05$). Na camada de 0,1-0,2 m, as taxas de sequestro de carbono para os tratamentos C30, C60, CTA e CCM foram maiores que CTL (Figura 23, $p < 0,05$). O tratamento CAF apresentou taxa igual aos demais tratamentos, incluindo CTL. Na camada de 0,2-0,3 m, C60 apresentou maior taxa de sequestro de carbono em comparação ao CTL ($p < 0,05$).

Huang et al. (2019) observaram taxa de sequestro de carbono no solo de 1,219 Mg/ha.ano para consórcio entre fertilização mineral e esterco de aves (50% cada). Apenas com aplicação de fertilização mineral verificaram taxa de 0,947 Mg/ha.ano.

Assim como as concentrações e ECOS, os tratamentos C60 e CTA apresentaram maiores taxas de sequestro de carbono, principalmente na camada de 0-0,1 m de solo. Conforme relatado, a estabilidade e a presença de compostos aromáticos dificultam a degradação e a liberação do carbono (LUO et al., 2022). Esses efeitos contribuem na segurança ambiental e na valorização agrônômica dos compostos orgânicos. Nesse estudo, C60 e CTA foram produzidos a partir da estabilização de resíduos orgânicos da CPFC, em processo de compostagem de 60 e 100 dias, respectivamente. Quando aplicados em solo, essa característica do processo contribuiu para o maior sequestro de carbono em comparação aos demais tratamentos.

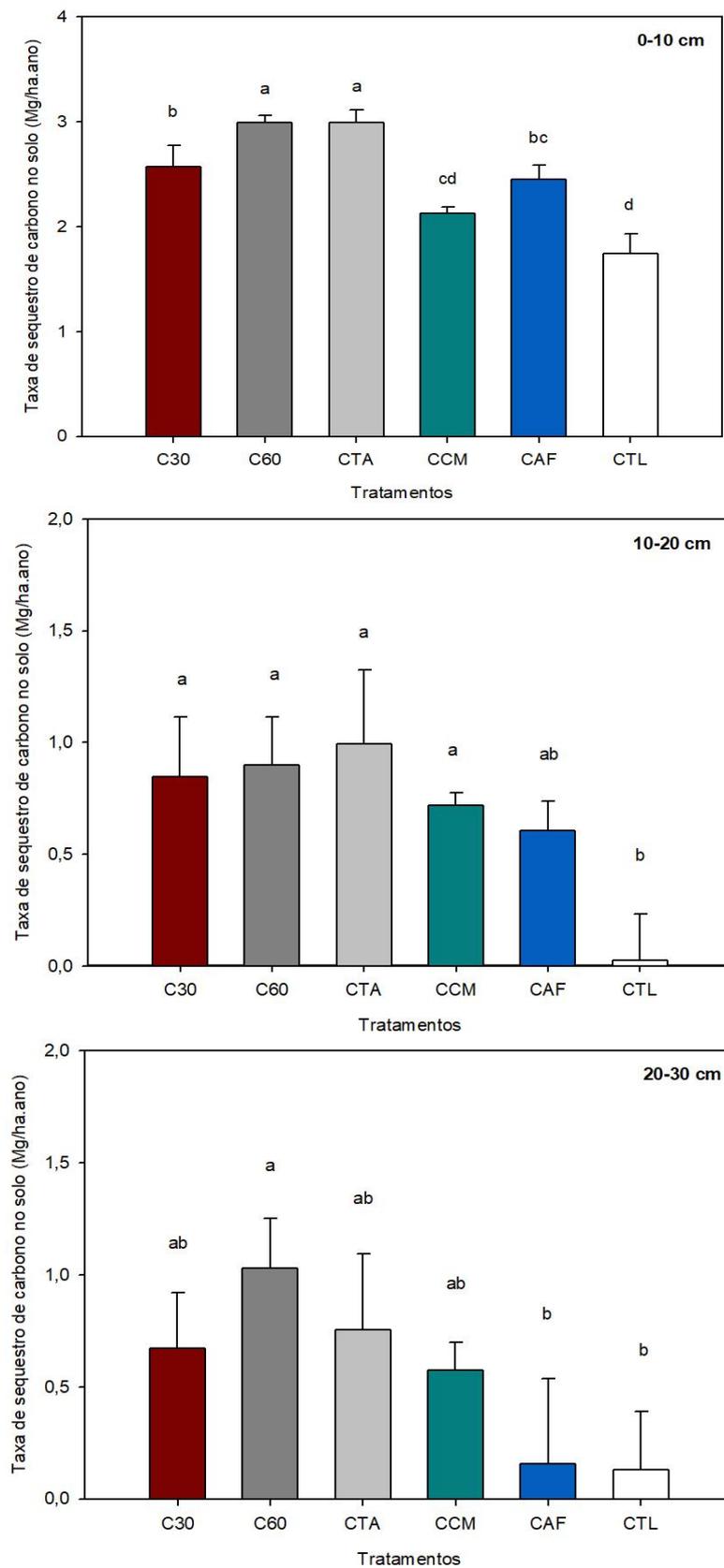


Figura 23 Taxa de sequestro de COS (Mg/ha.ano) referente ao ano inicial (coleta I: 2016) e final (coleta IV: 2020). Letras distintas indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$).

Os tratamentos C30 e CAF, por conta das características do processo de estabilização, quando aplicados em solo, podem ter proporcionado aos microrganismos compostos lábeis para seu metabolismo. Esse comportamento pode ter proporcionado menor sequestro de carbono no solo (LI et al., 2021) em comparação a C60 e CTA. Compostos lábeis podem aumentar as taxas de crescimento de microrganismos do solo, potencializando a degradação de substâncias orgânicas e conseqüentemente menor sequestro de carbono (CUI et al., 2020; LI et al., 2021).

Mesmo com as características supracitadas, os tratamentos C30 e CAF não acarretaram o efeito priming no solo e proporcionaram aumentos no ECOS durante os quatro anos de estudo e maiores taxas de sequestro de carbono em comparação ao controle. É importante destacar que a aplicação de compostos orgânicos instáveis ou resíduos frescos pode induzir efeitos adversos no solo, como a imobilização de nutrientes e degradação do carbono endógeno (HUESO-GONZÁLEZ et al., 2018; LUO et al., 2022). A adição de elevado teor de matéria orgânica lábil em solo pode aumentar as emissões de CO₂ e proporcionar efeito adverso ao desejado com o sequestro de COS (SÓRIA et al., 2021).

Para todos os tratamentos as maiores taxas de sequestro de carbono no solo foram observadas na camada de 0-0,1 m de solo. Esse comportamento é evidenciado pela eficiência de sequestro de carbono nos tratamentos com adição de compostos orgânicos (Figura 24). Os tratamentos CTA e C60 apresentaram maior eficiência no sequestro do carbono adicionado via compostos orgânicos (Tabela 2). Mesmo que o tratamento CAF tenha apresentado a maior entrada de carbono (Tabela 2), sua eficiência no sequestro de carbono foi uma das menores observadas na camada 0-0,1 m durante o período experimental. Esse comportamento evidencia a importância da valorização agrônômica dos resíduos orgânicos da CPFC. Quando aplicados em solo, esses compostos podem contribuir para a melhoria da qualidade do solo (MUSCOLO et al., 2018), para uma agricultura sustentável em vista das mudanças climáticas (SÓRIA et al., 2021b) e fomentar a economia circular na CPFC (CHIARELOTTO et al., 2021).

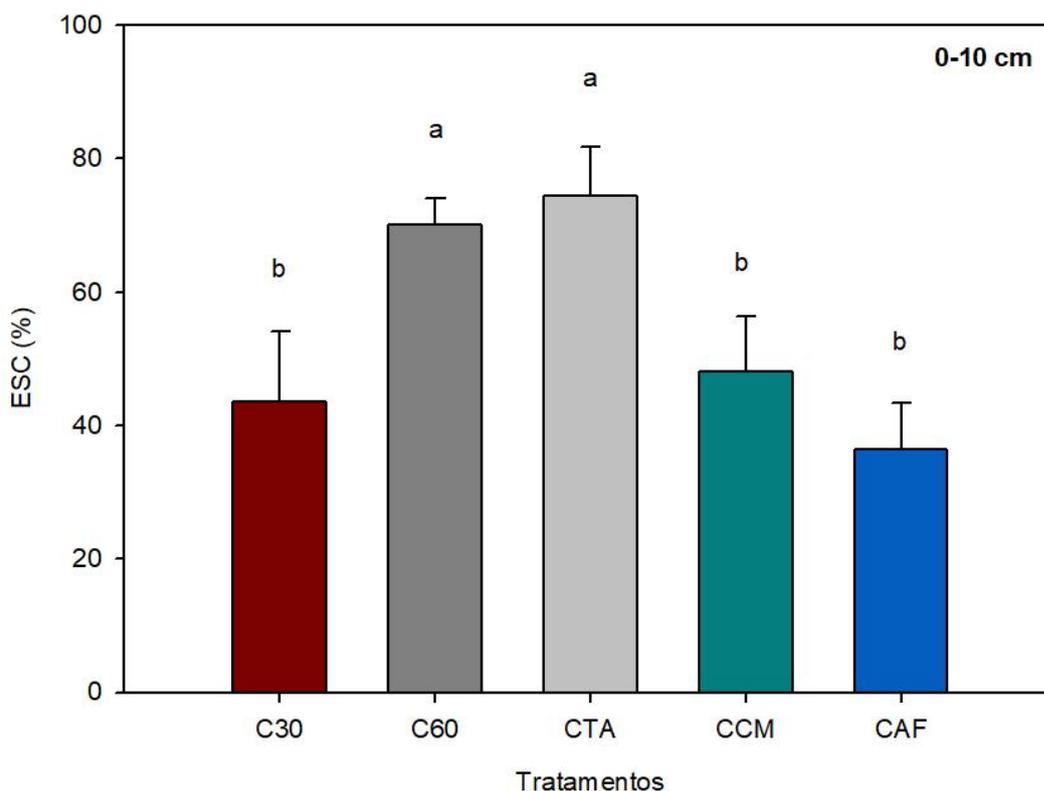


Figura 24 Eficiência aparente no sequestro de carbono no solo (ESC) em tratamentos com compostos orgânicos entre ano inicial (coleta I: 2016) e final (coleta IV: 2020). Camada de solo: 0-0,1 m. Letras distintas indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$).

5.2.3 Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

Estudos empregando FTIR foram realizados como uma alternativa na caracterização da MO (PELTRE et al., 2017; MACHADO et al., 2020; PARNPUU et al., 2022). Para esse estudo, os AH extraídos das amostras de solo no início e final (após quatro anos) do experimento (Figuras 25 e 26) foram analisadas. A camada avaliada foi de 0-0,1 m de solo.

Os sinais em cada espectro são atribuídos a grupos funcionais específicos (STEVENSON, 1994). Para os seis tratamentos, foram observados sinais próximos a 3250, 2920, 1620, 1380 e 1230 cm^{-1} (Figuras 25 e 26). O sinal em 3250 cm^{-1} está associado a ligação simples OH de grupos fenólicos (KUKULS et al., 2019; PARNPUU et al., 2022). O sinal próximo a 2920 cm^{-1} pode ser atribuído a ligações C-H alifáticas (LIU et al., 2019; DATTA et al., 2022). O pico de absorção em 1620 cm^{-1} está relacionado às ligações C=C de estruturas aromáticas (NDZELU et al., 2021; DATTA et al., 2022). O sinal em torno de 1380 cm^{-1} pode ser atribuído ao estiramento de C-H alifático (MACHADO et al., 2020; PARNPUU et al., 2022). O sinal em 1230 cm^{-1} pode ser associado ao estiramento de C-O do grupo carboxila (NDZELU et al., 2021).

Nas amostras iniciais e finais, a manutenção do sinal em 3250 cm^{-1} foi verificada em todos os tratamentos (Figuras 25 e 26). Os tratamentos C60 e CTA apresentaram redução na intensidade de absorção em 2920 cm^{-1} em comparação à caracterização inicial (Figura 25). C30, CCM e CAF também apresentaram redução, porém com sinais mais visíveis em comparação a C60 e CTA. O tratamento CTL apresentou comportamento similar entre caracterização inicial e final. Foi observada a permanência do sinal em 1620 cm^{-1} , para os tratamentos C30, C60, CTA e CCM. Pequena redução em 1620 cm^{-1} foi verificada em CAF, provavelmente devido à entrada de MO menos estável devido às características do composto orgânico. Redução significativa do sinal em 1620 cm^{-1} foi observada para o tratamento controle, provavelmente devido à entrada apenas de resíduos frescos das culturas. Ndzelu et al. (2021) observaram redução da intensidade do sinal em 1620 cm^{-1} a partir do retorno da palha de milho, indicando que a estrutura do AH nessa condição apresentou mais grupos alifáticos em comparação aos aromáticos. Os tratamentos C30, C60, CTA, CCM e CAF também apresentaram retorno de resíduos de culturas; no entanto, a adição dos compostos orgânicos pode ter auxiliado na manutenção dos grupos aromáticos.

Após três aplicações de compostos orgânicos ao longo de quatro anos, os espectros de AH do solo foram comparados (Figura 27). Foi observada redução no sinal em 2920 cm^{-1} para os tratamentos C60 e CTA em comparação aos tratamentos C30, CCM e CAF. Esse comportamento pode ser devido as características do processo de estabilização dos resíduos, sendo C60 e CTA originários de processo de compostagem conduzido por 60 e 100 dias, respectivamente. Kong et al. (2018), em compostagem de esterco de aves e palha de arroz, observaram redução de grupos alifáticos conforme o avanço da compostagem.

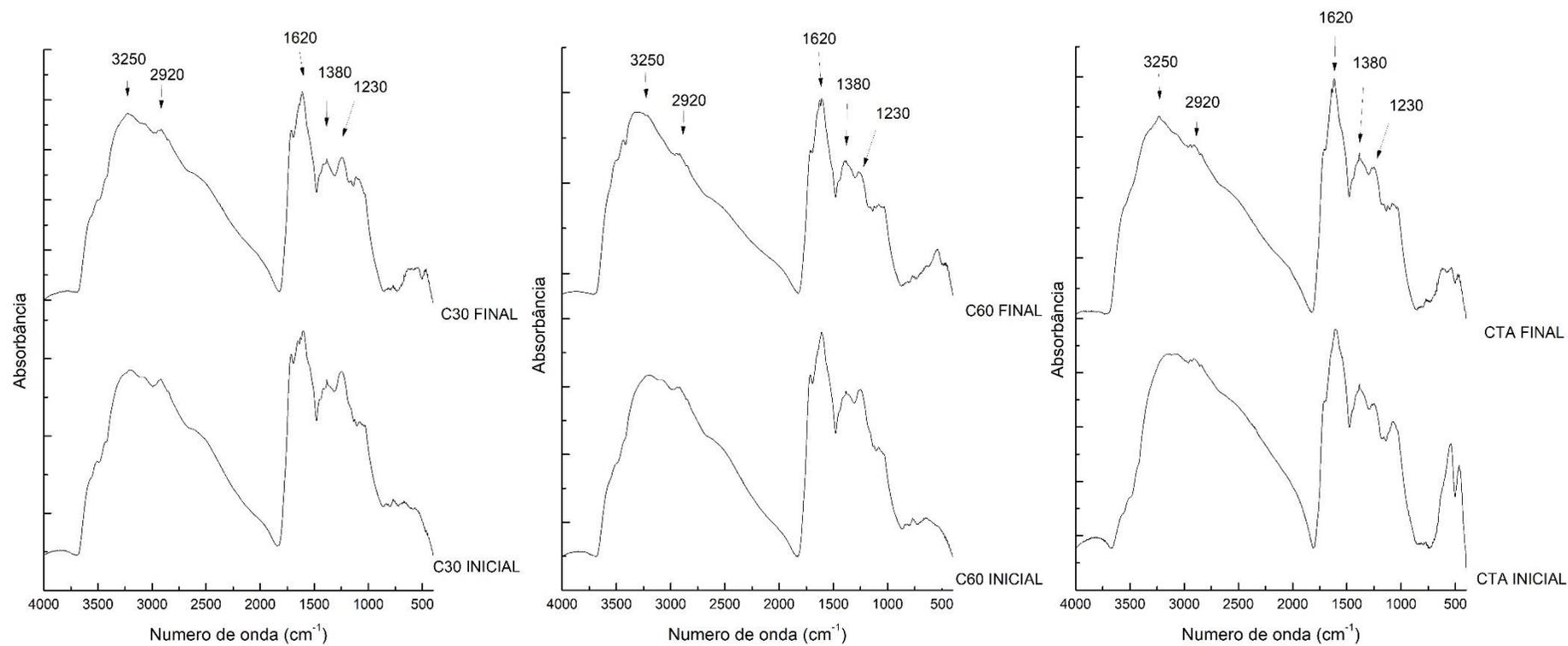


Figura 25 FTIR para amostras iniciais e finais dos tratamentos C30, C60 e CTA.

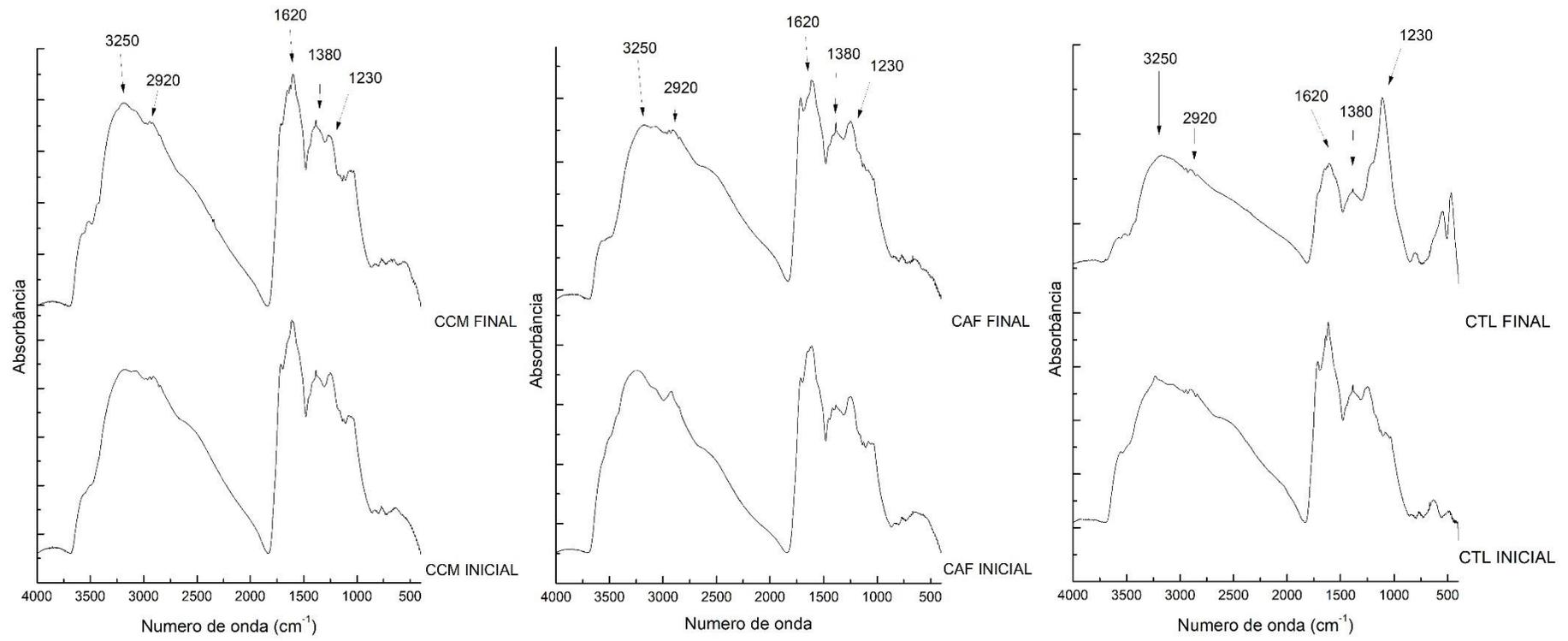


Figura 26 FTIR para amostras iniciais e finais dos tratamentos CCM, CAF e CTL.

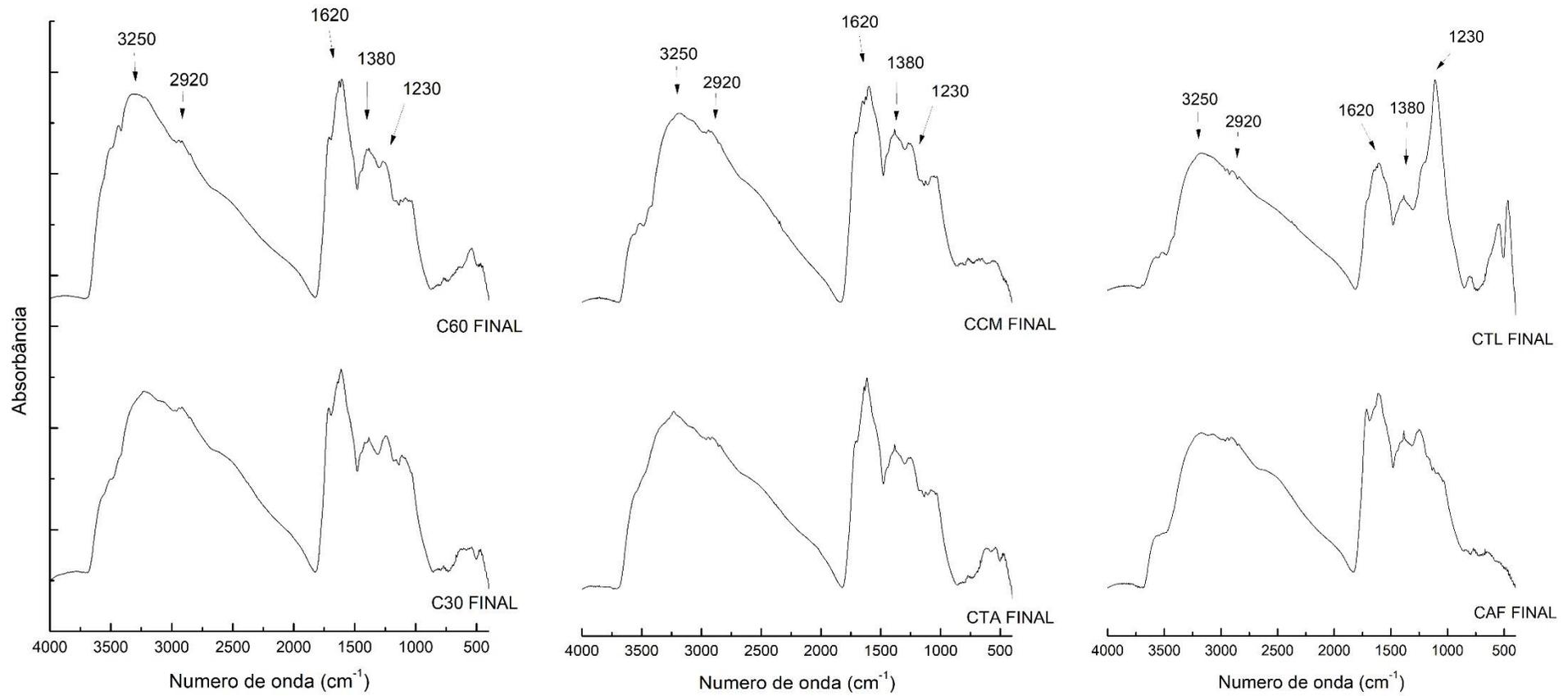


Figura 27 FTIR para amostras finais dos tratamentos C30, C60, CTA, CCM, CAF e CTL.

Maior intensidade do sinal em 1620 cm^{-1} , correspondentes às estruturas aromáticas, foram observados para os tratamentos C30, C60, CTA, CCM e CAF em comparação ao CTL, comportamento que corrobora com o maior sequestro de COS (Tabela 5) para esses tratamentos em comparação ao CTL. A entrada de MO no solo a partir de compostos orgânicos, principalmente estabilizados, pode potencializar a formação de estruturas aromáticas (LIU et al., 2019). Destaca-se que as alterações nas SH, principalmente AH, não ocorrem logo após a primeira aplicação de compostos orgânicos.

Portanto, em sistemas de produção agrícola intensiva, a adubação exclusivamente orgânica pode não proporcionar efeitos imediatos (ASSES et al., 2018). Nesse sentido, a aplicação combinada de fertilização mineral e compostos orgânicos pode proporcionar manutenção da produtividade a curto prazo e melhoria na qualidade do solo a médio e longo prazos (WEI et al., 2016).

Além da avaliação dos sinais de absorbância nos espectros, a interpretação dos resultados de FTIR pode ser auxiliada pela ACP e a análise hierárquica de agrupamentos (Figura 28). A componente principal 1 (CP1) explicou 98,26% da variância total dos dados, enquanto a componente principal 2 (CP2) explicou 1,41%, com explicação acumulada de 99,67%. Por meio da ACP é possível inferir sobre a semelhança entre os AH extraídos do solo.

As características do processo de estabilização dos resíduos podem contribuir para esse efeito, pois a MO pode tornar-se mais complexa à medida que o período de estabilização avança, além do controle de parâmetros do processo em faixas ideais (EL OUAQOUDI et al., 2015). A avaliação da ACP associada à análise hierárquica de agrupamentos (Figura 28) permite inferir que há maior similaridade entre os tratamentos C30, C60 e CTA. Os tratamentos CCM e CAF também formam um grupo similar. O tratamento CTL apresentou menor similaridade em comparação aos tratamentos com aplicação de compostos orgânicos.

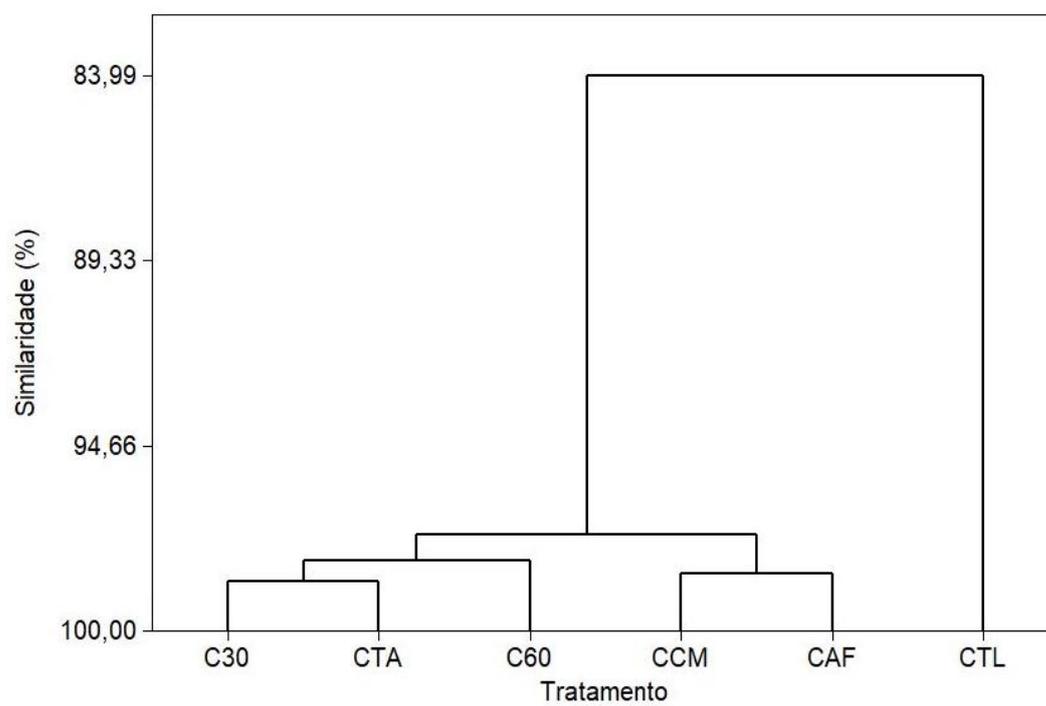
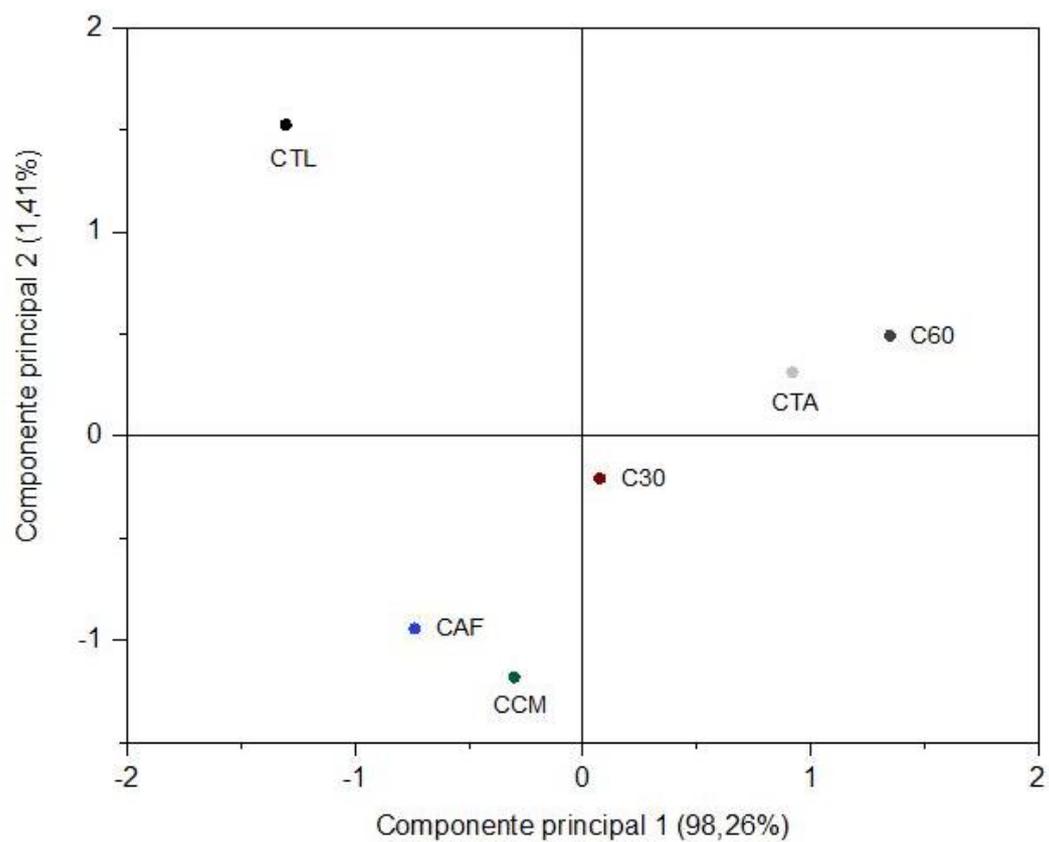


Figura 28 Análise de componentes principais (ACP) e análise hierárquica de agrupamentos para FTIR.

5.3 Parâmetros físicos do solo

5.3.1 Densidade aparente do solo

A densidade aparente do solo (D_s) na coleta inicial foi igual estatisticamente ($p < 0,05$) entre todas as parcelas (Tabela 6 e Figura 29). Variações na D_s foram observadas após a primeira aplicação de compostos orgânicos, na camada 0-0,1 m do solo (Tabela 6). Os tratamentos C30 e C60 apresentaram menor D_s em comparação ao tratamento CTL ($p < 0,05$). Nas camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m, não foram observadas diferenças significativas após a primeira aplicação. Como a adição dos compostos orgânicos ocorreu na superfície, sem revolvimento do solo, as primeiras mudanças nas características físicas ocorreram na camada 0-0,1 m (CATTLE et al., 2020).

Após a segunda aplicação dos compostos orgânicos (coleta III – 2019) foram observadas mudanças na D_s nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m (Tabela 6, Figura 29). Os tratamentos C30 e C60 apresentaram menor D_s em comparação ao CTL ($p < 0,05$). Os tratamentos CTA, CCM e CAF foram iguais estatisticamente aos tratamentos C30, C60 e CTL.

Tabela 5 Densidade aparente do solo (Mg/m^3) nas coletas I, II, III e IV

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta inicial I – 2016						
0 – 0,1 m	1,27±0,05a	1,28±0,06a	1,26±0,06a	1,26±0,02a	1,24±0,07a	1,28±0,09a
0,1 – 0,2 m	1,29±0,06a	1,31±0,06a	1,30±0,08a	1,27±0,06a	1,28±0,01a	1,27±0,10a
0,2 – 0,3 m	1,27±0,02a	1,27±0,05a	1,29±0,06a	1,27±0,06a	1,29±0,03a	1,27±0,03a
Coleta II - 2018						
0 – 0,1 m	1,06±0,10b	1,07±0,04b	1,12±0,10ab	1,21±0,07ab	1,18±0,04ab	1,26±0,04a
0,1 – 0,2 m	1,19±0,03a	1,23±0,03a	1,21±0,06a	1,20±0,10a	1,21±0,03a	1,22±0,06a
0,2 – 0,3 m	1,25±0,01a	1,21±0,07a	1,20±0,03a	1,20±0,02a	1,17±0,03a	1,21±0,03a
Coleta III - 2019						
0 – 0,1 m	1,11±0,02b	1,12±0,09b	1,15±0,03ab	1,21±0,06ab	1,23±0,04ab	1,29±0,04a
0,1 – 0,2 m	1,17±0,02b	1,17±0,03b	1,18±0,01ab	1,23±0,03ab	1,24±0,03ab	1,25±0,04a
0,2 – 0,3 m	1,17±0,05a	1,21±0,06a	1,21±0,06a	1,22±0,02a	1,19±0,03a	1,22±0,08a
Coleta final IV – 2020						
0 – 0,1 m	1,23±0,03b	1,22±0,04b	1,22±0,04b	1,23±0,03b	1,26±0,02ab	1,33±0,02a
0,1 – 0,2 m	1,26±0,01b	1,26±0,04b	1,26±0,03b	1,31±0,04ab	1,33±0,01a	1,35±0,02a
0,2 – 0,3 m	1,25±0,01a	1,26±0,03a	1,27±0,03a	1,28±0,05a	1,30±0,01a	1,30±0,03a

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

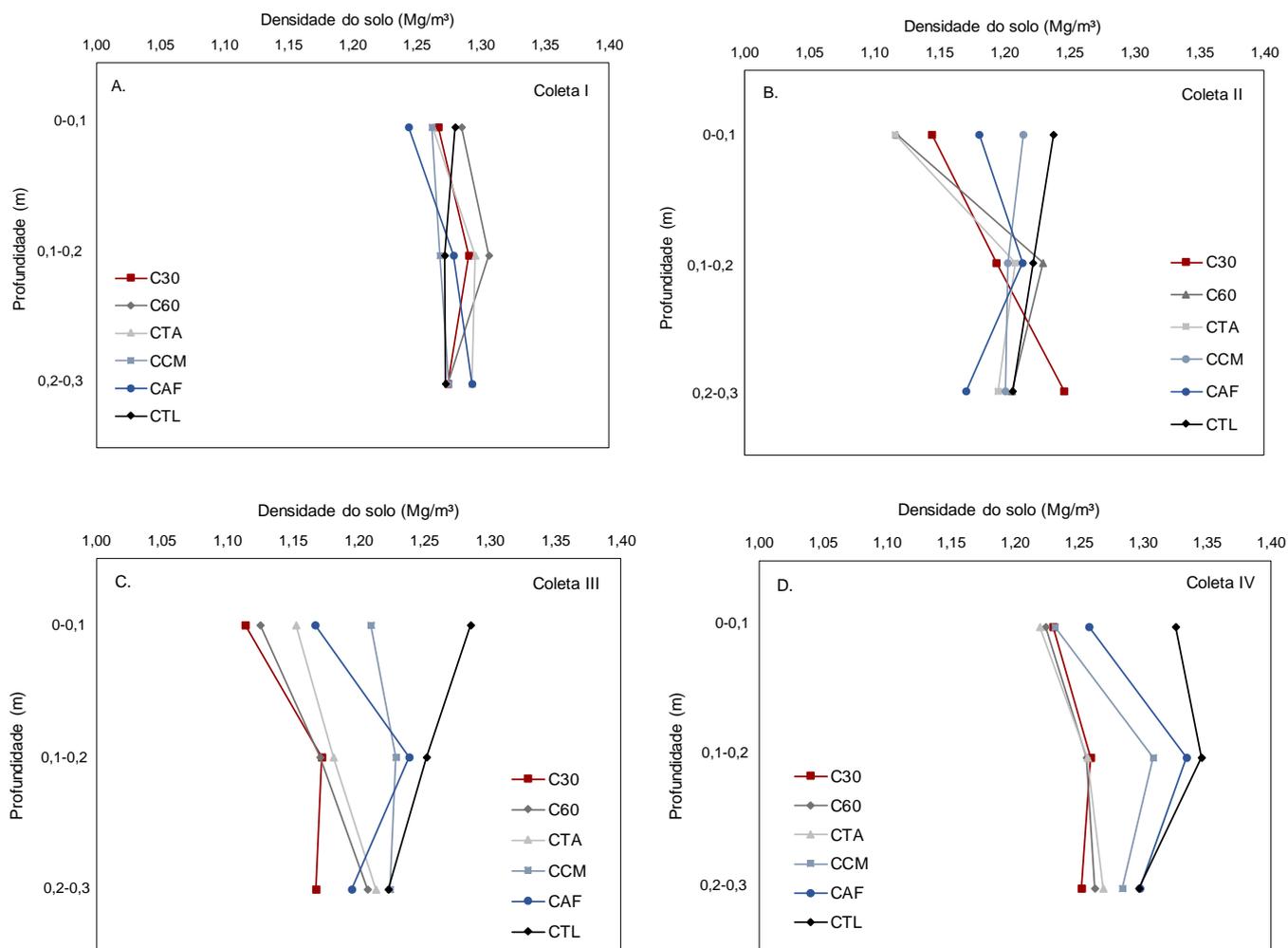


Figura 29 Densidade aparente do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

Após três aplicações de compostos orgânicos (coleta IV) os tratamentos C30, C60, CTA e CCM apresentaram Ds menor em comparação ao CTL ($p < 0,05$) na camada de 0-0,1 m. Os tratamentos C30, C60 e CTA também diferiram estatisticamente de CTL na camada de 0,1-0,2 m, apresentando menor Ds (Tabela 6 e Figura 29). Durante o período experimental não foram observadas diferenças estatísticas na camada de 0,2-0,3 m de solo. Esses resultados destacam a capacidade do composto orgânico de estabilizar a estrutura e reduzir a densidade do solo (MUSCOLO et al., 2018), promovendo sua agregação, por meio da adição de material menos denso (EKWUE, 1992).

Maiores valores de Ds podem indicar menor porosidade do solo (JAIN et al., 2020), o que corrobora com os resultados encontrados (Tabelas 6 e 29). As maiores reduções de Ds ocorreram nos tratamentos com maior sequestro de carbono no solo (Tabela 5). A adição de compostos orgânicos no solo implica na adição de SH, que potencializam a redução da densidade e podem aumentar a capacidade de retenção de

água, por meio de grupos funcionais com alto conteúdo hidrofílico (AQUINO et al., 2009; GUO et al., 2019). A redução mais intensa da Ds foi observada logo nas primeiras aplicações de composto orgânico. Segundo Jain et al. (2020), quanto maior a quantidade de composto orgânico aplicada, maior redução da Ds pode ser verificada. Destaca-se que foram aplicados 8 Mg/ha no primeiro ano de experimento, seguindo com redução da quantidade nos anos subsequentes. Chaudhary et al. (2017) observaram que a adição combinada de fertilizantes minerais NPK e 10 Mg/ha de composto orgânico de dejetos de animais (Ds: 1,44 Mg/m³) proporcionaram redução significativa da Ds em relação à aplicação isolada de fertilizantes minerais (Ds: 1,51 Mg/m³).

5.3.2 Porosidade total do solo

A porosidade é uma importante propriedade do solo, pois influencia na disponibilidade de oxigênio e água, afetando trocas gasosas e desenvolvimento de culturas (FRANZLUEBBERS, 2002). Na coleta inicial, a porosidade total, foi igual estatisticamente ($p < 0,05$) entre todas as parcelas (Tabela 7 e Figura 30). Após a primeira aplicação de compostos orgânicos, na camada 0-0,1 m do solo (Tabela 7), variações na porosidade total foram observadas. Os tratamentos C30 e C60 apresentaram maior porosidade total em comparação ao tratamento CTL ($p < 0,05$). Nas camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,2 m não foram observadas diferenças significativas.

Após a segunda aplicação dos compostos orgânicos (coleta III – 2019) foram observadas mudanças nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m (Tabela 7 e Figura 30). Os tratamentos C30 e C60 apresentaram maior porosidade total em comparação ao CTL ($p < 0,05$). Os tratamentos CTA, CCM e CAF foram iguais estatisticamente a C30, C60 e CTL. Os tratamentos C30, C60, CTA e CCM apresentaram porosidade total maior em comparação ao CTL ($p < 0,05$) na camada de 0-0,1 m com três aplicações de compostos orgânicos (coleta IV). C30, C60 e CTA também diferiram estatisticamente do tratamento CTL na camada de 0,1-0,2 m, apresentando maiores valores (Tabela 7 e Figura 30). Durante o período experimental não foram observadas diferenças estatísticas na camada de 0,2-0,3 m de solo. Como a porosidade total é correlacionada com a densidade do solo, o comportamento dos dados foi similar ao observado anteriormente (Tabela 6 e Figura 29).

Tabela 6 Porosidade total do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0,1 m	52,19±1,98a	51,51±3,34a	52,37±2,36a	52,39±0,73a	53,06±2,74a	51,70±3,44a
0,1 – 0,2 m	51,29±2,13a	50,70±2,72a	51,12±3,09a	52,14±2,09a	51,75±0,29a	52,01±3,74a
0,2 – 0,3 m	51,90±0,85a	51,90±0,80a	51,20±2,34a	51,89±2,23a	51,19±0,94a	51,98±1,09a
Coleta II						
0 – 0,1 m	60,10±3,65a	59,59±1,59a	57,89±3,89ab	54,16±2,59ab	55,46±1,42ab	52,28±1,45b
0,1 – 0,2 m	54,94±1,27a	53,60±1,15a	54,40±2,18a	54,61±3,59a	54,19±1,05a	53,88±2,13a
0,2 – 0,3 m	52,98±0,48a	54,51±2,50a	54,90±1,06a	54,70±0,90a	55,83±1,26a	54,47±1,22a
Coleta III						
0 – 0,1 m	57,97±0,82a	57,55±3,53a	56,51±1,12ab	54,36±2,13ab	54,67±0,90ab	51,50±1,65b
0,1 – 0,2 m	55,77±0,91a	55,83±1,10a	55,45±0,33ab	53,65±1,04ab	53,26±1,08ab	52,75±1,59b
0,2 – 0,3 m	55,95±1,80a	54,47±2,26a	54,21±2,23a	53,81±0,85a	54,57±0,87a	53,87±2,90a
Coleta IV						
0 – 0,1 m	54,96±0,08a	53,82±2,02a	53,99±2,14a	53,55±1,97a	51,78±0,60ab	48,60±0,47b
0,1 – 0,2 m	52,48±0,55a	52,60±1,36a	52,57±1,28a	50,65±1,33ab	49,61±0,38b	49,20±0,78b
0,2 – 0,3 m	52,77±0,56a	52,36±1,02a	52,13±0,98a	51,54±1,70a	50,98±0,43a	51,05±1,16a

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

O aumento da porosidade total, foi mais intenso na camada de 0-0,1 m do solo (Tabela 7), o que pode ser relacionado com a maior presença de MO (Tabela 4). Como a MO possui uma microestrutura mais porosa, a porosidade total da camada superficial tende a ser maior, permitindo percolação de água e troca gasosa (CATTLE et al., 2020).

A adição de compostos orgânicos estabilizados por compostagem proporcionou aumento na porosidade total do solo em comparação ao controle. Jain et al. (2020), após aplicação de composto orgânico oriundo de dejetos de animais e serragem, observaram efeito similar no aumento da porosidade total do solo. Chaudhary et al. (2017), a partir da aplicação combinada de fertilizantes minerais e compostos orgânicos, observaram aumento de 15,3% na porosidade total na camada de 0-0,15 m de solo. A adição de composto orgânico em solo potencializa a formação de pequenos agregados de matéria e permite espaços para ar e água, contribuindo para o crescimento de raízes e acesso a nutrientes (MAZUMDER et al., 2021).

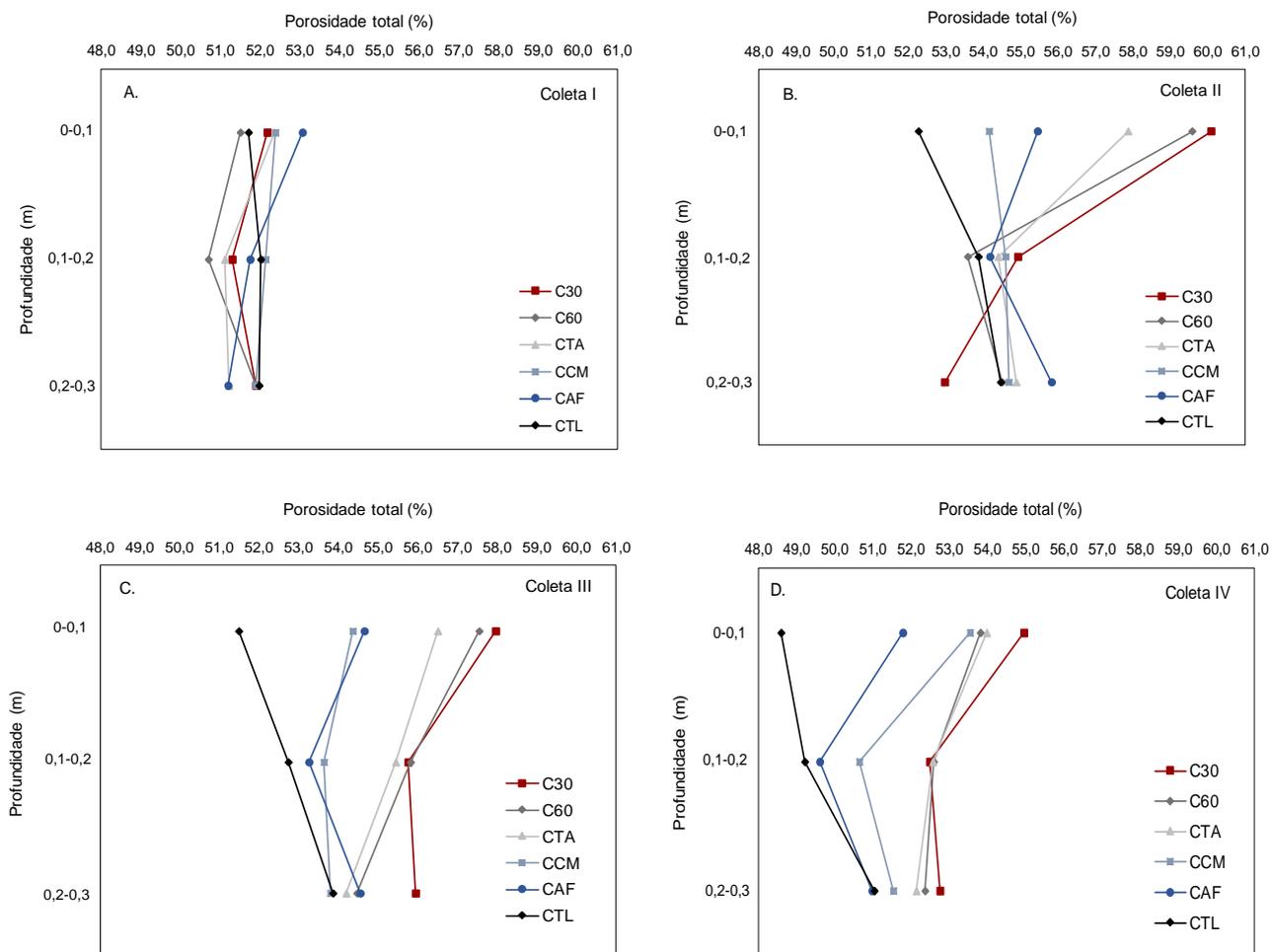


Figura 30 Porosidade total do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

5.3.3 Macro e microporosidade do solo

A macroporosidade do solo na coleta inicial foi igual estatisticamente ($p < 0,05$) entre todas as parcelas (Tabela 8 e Figura 31). Diferente da D_s e porosidade total, não foram observadas mudanças significativas na macroporosidade, nas três camadas de solo, após a primeira aplicação de compostos orgânicos (Tabela 8 e Figura 31). Após a segunda aplicação dos compostos orgânicos (coleta III – 2019) foram observadas mudanças na macroporosidade do solo nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m (Tabela 8 e Figura 31). Na camada 0-0,1 m, os tratamentos C30 e C60 apresentaram maior macroporosidade em comparação ao CTL ($p < 0,05$). CTA, CCM e CAF foram iguais estatisticamente aos tratamentos C30, C60 e CTL. Na camada 0,1-0,2 m, os tratamentos C30 e C60 foram iguais estatisticamente e maiores que o CTL. Na camada 0,2-0,3 m não foram observadas mudanças significativas.

Tabela 7 Macroporosidade do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	14,69±1,33a	15,12±1,54a	14,90±0,04a	13,54±1,25a	15,89±1,87a	14,97±1,41a
0,1 – 0,2 m	14,48±0,68a	14,17±1,65a	15,00±1,46a	14,95±0,73a	13,90±0,62a	16,05±1,61a
0,2 – 0,3 m	13,70±1,10a	14,17±0,70a	14,07±2,28a	14,44±2,33a	13,77±0,47a	14,56±2,01a
Coleta II						
0 – 0,1 m	19,34±3,43a	19,76±1,60a	18,01±4,56a	15,37±1,31a	17,08±1,47a	15,61±1,15a
0,1 – 0,2 m	17,47±0,71a	17,00±1,63a	16,87±1,46a	17,06±1,62a	17,21±1,05a	17,28±1,88a
0,2 – 0,3 m	16,45±0,37a	16,39±2,29a	17,74±0,71a	17,65±1,07a	18,25±0,95a	16,84±0,17a
Coleta III						
0 – 0,1 m	21,81±1,41a	21,87±1,97a	20,00±1,70ab	18,08±1,77ab	19,39±0,10ab	16,92±1,61b
0,1 – 0,2 m	20,90±0,32ab	21,16±0,70a	20,24±0,54abc	19,26±0,71bc	19,80±0,85abc	18,55±0,68c
0,2 – 0,3 m	21,76±0,44a	19,71±1,27a	19,39±1,16a	19,16±1,05a	20,15±1,20a	19,77±2,45a
Coleta IV						
0 – 0,1 m	17,48±0,64a	17,82±0,81a	16,78±1,51a	15,70±1,32a	16,06±1,17a	12,45±1,31b
0,1 – 0,2 m	16,24±0,35ab	16,83±0,77a	16,61±0,91a	14,63±0,24bc	13,76±0,63c	13,32±0,60c
0,2 – 0,3 m	16,06±1,45a	15,73±1,88a	14,66±0,96a	14,82±0,77a	13,87±0,64a	14,51±1,80a

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

Com três aplicações de compostos orgânicos (coleta IV), os tratamentos C30, C60, CTA, CCM e CAF apresentaram macroporosidade igual estatisticamente e maior que CTL ($p < 0,05$) na camada de 0-0,1 m de solo. Os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram maior macroporosidade na camada 0,1-0,2 m em comparação a CAF e CTL (Tabela 8 e Figura 31). Durante o período experimental não foram observadas diferenças estatísticas na camada de 0,2-0,3 m. A microporosidade do solo foi igual estatisticamente para as quatro coletas realizadas, independente da camada (Figura 32).

A porosidade do solo influencia, por exemplo, na infiltração e na retenção da água, transporte de nutrientes e trocas gasosas (CATTLE et al., 2020; KOCHIIERU et al., 2022). As características dos poros podem ser influenciadas pela concentração de MO (GUO et al., 2018; KOCHIIERU et al., 2022). A interação entre MO, minerais e organismos do solo pode estar relacionada com a formação de agregados, reduzindo a D_s e aumentando o espaço poroso, especialmente macroporosidade (BONETTI et al., 2017). Nesse estudo, foi possível observar aumento no COT, redução da D_s , aumento na porosidade total e macroporosidade e manutenção da microporosidade, para os tratamentos com adição de compostos orgânicos em comparação ao CTL. Esse comportamento foi verificado principalmente nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m do solo, e após três aplicações de composto orgânico.

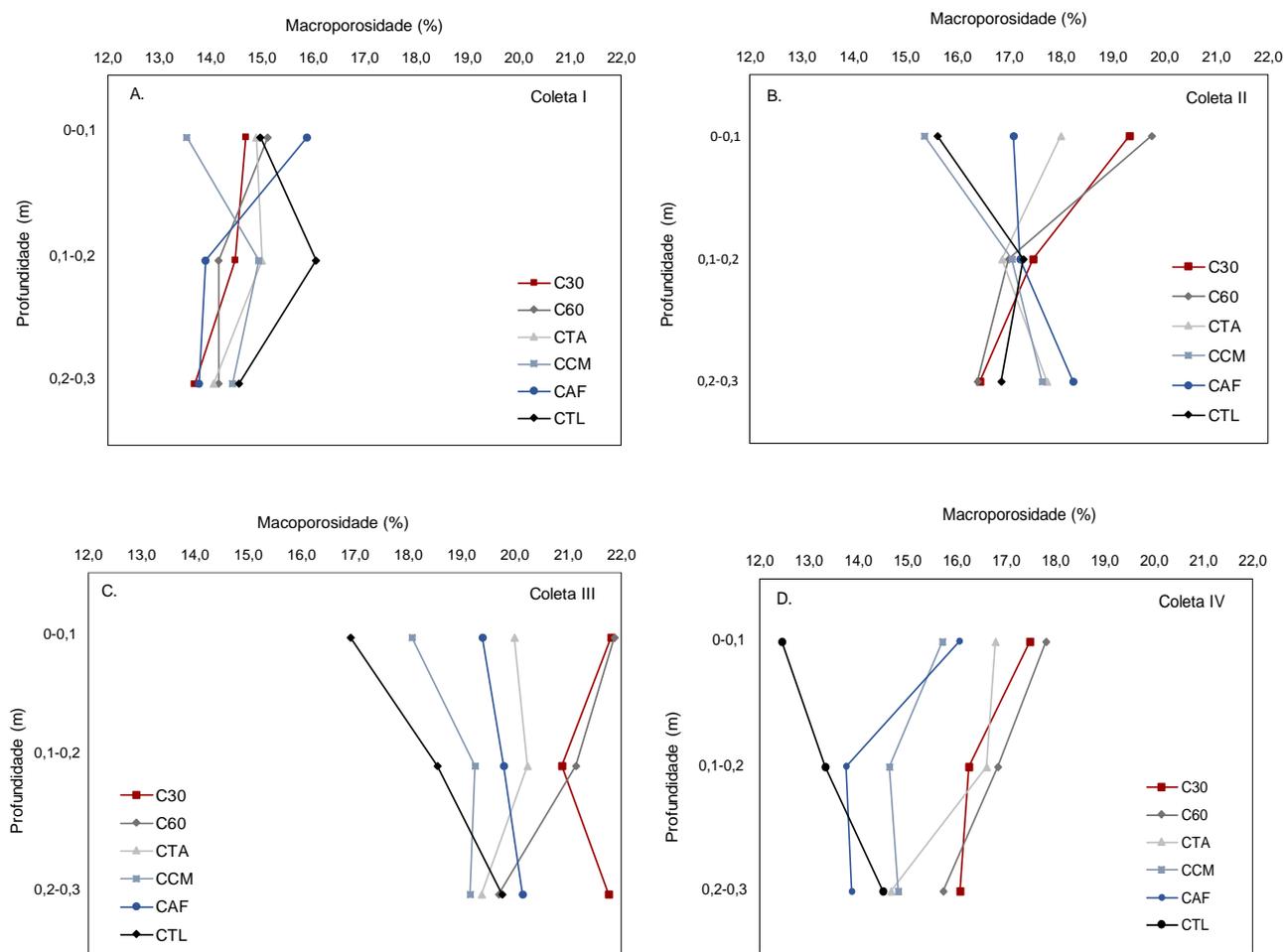


Figura 31 Macroporosidade do solo nas profundidades 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

O aumento da macroporosidade e a manutenção da microporosidade para os tratamentos C30, C60, CTA, CCM e CAF, especialmente para a camada 0-0,1 m de solo, pode promover o equilíbrio entre a capacidade de trocas gasosas e espaço para desenvolvimento de raízes, e de retenção de água (PAGLIAI; ANTISARI, 1993; BONETTI et al., 2017). Lozano-García et al. (2011), após três anos de aplicação de resíduos do processamento de azeite, observaram aumento significativo no teor de MO, redução da Ds e aumento da macroporosidade na camada de 0-0,1 m de solo.

O solo é parte importante de muitos ciclos globais de nutrientes, sendo diretamente afetado pelas atividades antrópicas (KOCHEIIERU et al., 2022). A manutenção da qualidade do solo torna-se aspecto importante para o desenvolvimento de culturas agrícolas (LOZANO-GARCÍA et al., 2011). No entanto, mesmo que a adição de compostos orgânicos originários de resíduos possa melhorar a estrutura do solo, a segurança ambiental deve ser destacada. Alguns contaminantes físicos, como

microplásticos, podem estar presentes em resíduos orgânicos e, quando encaminhados ao solo, podem comprometer a conectividade da rede de poros, reduzindo o deslocamento de água e as trocas gasosas (CATTLE et al., 2020).

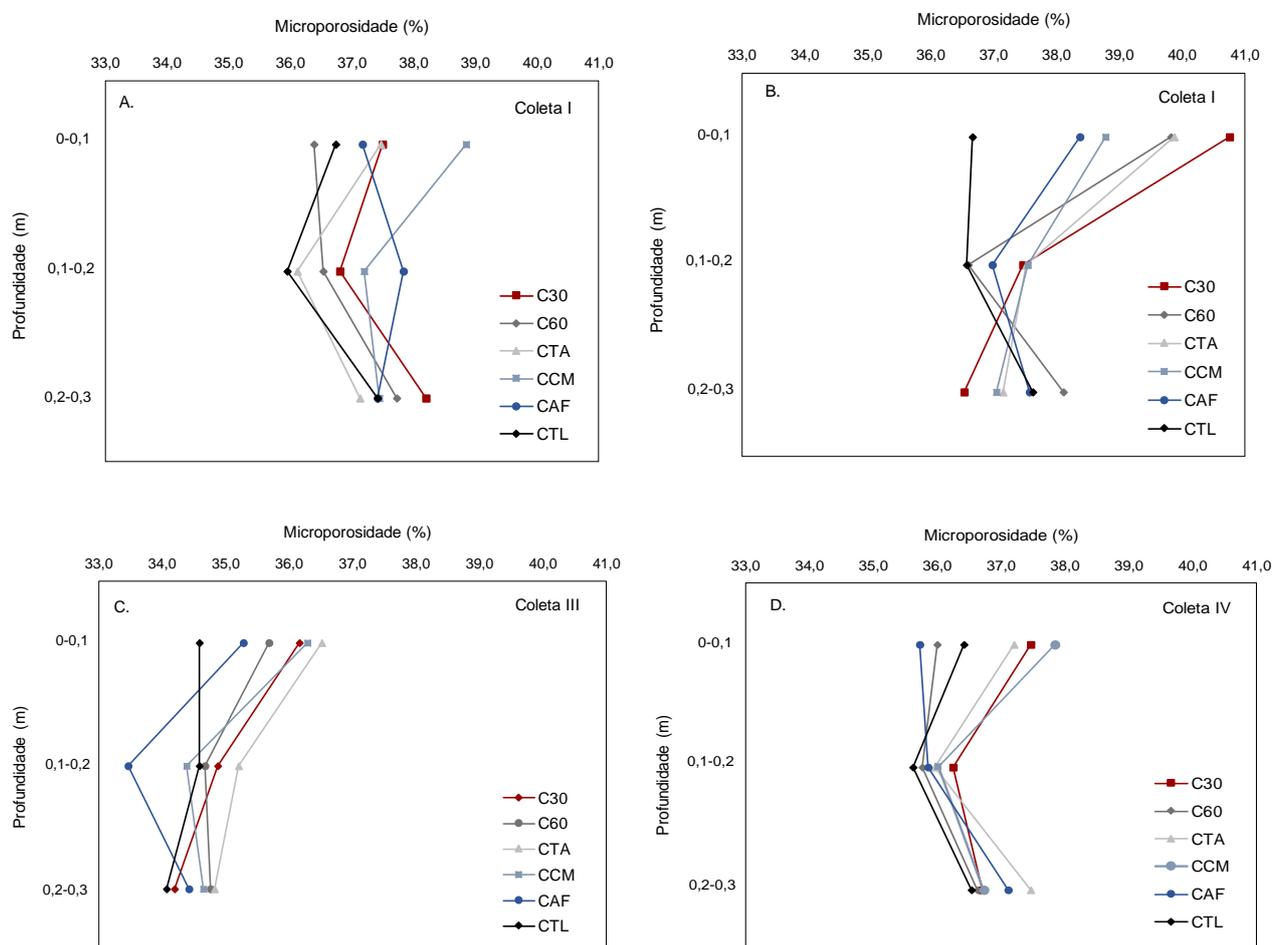


Figura 32 Microporosidade do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

5.4 Parâmetros químicos do solo

5.4.1 pH do solo

Raij (2017) destaca que os valores de pH em CaCl_2 podem ser relacionados com a acidez do solo. Segundo o autor, $\text{pH} < 4,3$ indica acidez muito alta; entre 4,4-5,0 acidez alta; entre 5,1-5,5 média; 5,6-6,0 baixa; e $\text{pH} > 6,0$ acidez muito baixa. Os valores de pH do solo na coleta inicial foram iguais estatisticamente ($p < 0,05$) entre todas as parcelas (Tabela 9 e Figura 33). Inicialmente o solo apresentou valores de pH entre 4,70 e 5,01 apresentando alta acidez.

Variações no pH do solo foram observadas após a primeira aplicação de compostos orgânicos (Tabela 9). Na camada 0-0,1 m de solo, os tratamentos C30, C60, CTA e CCM apresentaram maiores valores de pH em comparação ao controle ($p < 0,05$). Nessa camada, os solos apresentaram acidez média, de acordo com a classificação de Raij (2017). Nas camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m, não foram observadas diferenças significativas após primeira aplicação.

Após a segunda aplicação dos compostos orgânicos (coleta III – 2019) foram observadas mudanças no pH do solo nas três camadas estudadas (Tabela 9 e Figura 33). Na camada 0-0,1 m, os tratamentos C30, C60 e CTA foram iguais estatisticamente e maiores em comparação aos demais tratamentos ($p < 0,05$), inclusive o CTL. As faixas de pH para os tratamentos com uso de compostos orgânicos apresentaram valores entre 5,6 e 5,88, indicando acidez baixa. Nessa camada, o tratamento CTL apresentou acidez média, segundo Raij (2017). Na camada 0,1-0,2 m, os tratamentos C30, C60 e CTA foram maiores que o CTL. Na camada 0,2-0,3 m apenas o tratamento C60 apresentou pH maior que o CTL.

Após três aplicações de compostos orgânicos (coleta IV) as mudanças de pH nas três camadas foram evidentes. Na camada 0-0,1 m, os tratamentos C60 e CTA apresentaram os maiores valores de pH, seguidos de C30, CCM e CAF. Todos os tratamentos com aplicação de compostos orgânicos foram maiores que o CTL. Na camada de 0-0,1 m de solo, os tratamentos C60 e CTA apresentaram acidez muito baixa, C30, CCM e CAF acidez baixa e CTL acidez média (RAIJ, 2017). Bedada et al. (2014) indicam que o uso exclusivo de fertilizante mineral pode reduzir o pH do solo, devido às formações de ácidos a partir da aplicação de fertilizantes como fosfato de diamônio, nitrato de amônio e ureia. No entanto, para o tratamento CTL (apenas fertilização mineral) foi observado leve aumento do pH do solo na camada 0-10 (Tabela 9), o que pode ser relacionado às boas práticas de manejo com o retorno dos resíduos das culturas.

Tabela 8 pH do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	4,98±0,14a	4,93±0,16 ^a	5,01±0,06a	4,92±0,01a	5,01±0,01a	4,98±0,17a
0,1 – 0,2 m	4,84±0,07a	4,82±0,12 ^a	4,83±0,12a	4,79±0,07a	4,83±0,04a	4,84±0,16a
0,2 – 0,3 m	4,77±0,15a	4,72±0,15 ^a	4,80±0,05a	4,72±0,10a	4,70±0,015a	4,72±0,09a
Coleta II						
0 – 0,1 m	5,39±0,02a	5,41±0,08 ^a	5,45±0,07a	5,36±0,08ab	5,20±0,06bc	5,11±0,01c
0,1 – 0,2 m	5,03±0,06a	5,12±0,11 ^a	5,06±0,06a	5,09±0,05a	5,04±0,11a	5,00±0,05a
0,2 – 0,3 m	4,98±0,09a	5,02±0,08 ^a	5,04±0,11a	5,00±0,07a	4,91±0,06a	4,92±0,08a
Coleta III						
0 – 0,1 m	5,60±0,08b	5,84±0,09 ^a	5,88±0,05a	5,63±0,04b	5,59±0,04b	5,21±0,08c
0,1 – 0,2 m	5,34±0,03a	5,31±0,11ab	5,28±0,06ab	5,03±0,09c	5,08±0,06bc	4,90±0,13c
0,2 – 0,3 m	5,01±0,04ab	5,19±0,05 ^a	5,08±0,09ab	4,92±0,09b	4,95±0,12b	4,93±0,09b
Coleta IV						
0 – 0,1 m	5,83±0,03b	6,10±0,05 ^a	6,17±0,03a	5,80±0,11b	5,63±0,14b	5,30±0,11c
0,1 – 0,2 m	5,29±0,24ab	5,52±0,07 ^a	5,48±0,02a	5,31±0,07ab	5,08±0,04bc	4,81±0,05c
0,2 – 0,3 m	5,02±0,11b	5,36±0,14 ^a	5,19±0,03ab	5,06±0,14ab	4,93±0,11bc	4,71±0,09c

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

Para os tratamentos com adição de compostos orgânicos, o pH aumentou nas três camadas de solo (Tabela 9). Este aumento pode ser atribuído à alcalinidade decorrente da mineralização de matéria orgânica oriunda dos compostos orgânicos adicionados (BEDADA et al., 2014; SUKITPRAPANON et al., 2020). Valores de pH entre 5 e 6,2 contribuem para o declínio da solubilidade do alumínio (ANTONANGELO et al., 2022). A toxicidade do alumínio pode apresentar séria limitação no desenvolvimento e na produtividade de culturas (SHETTY et al., 2021). Os maiores valores de pH observados em C60 e CTA podem ser devidos à maior mineralização da MO para esses tratamentos. Esses resultados destacam o potencial dos compostos orgânicos na redução da acidez do solo. Destaca-se que valores baixos de pH podem limitar a disponibilidade de nutrientes e a produtividade das culturas em solos tropicais e subtropicais (FONTOURA et al., 2019).

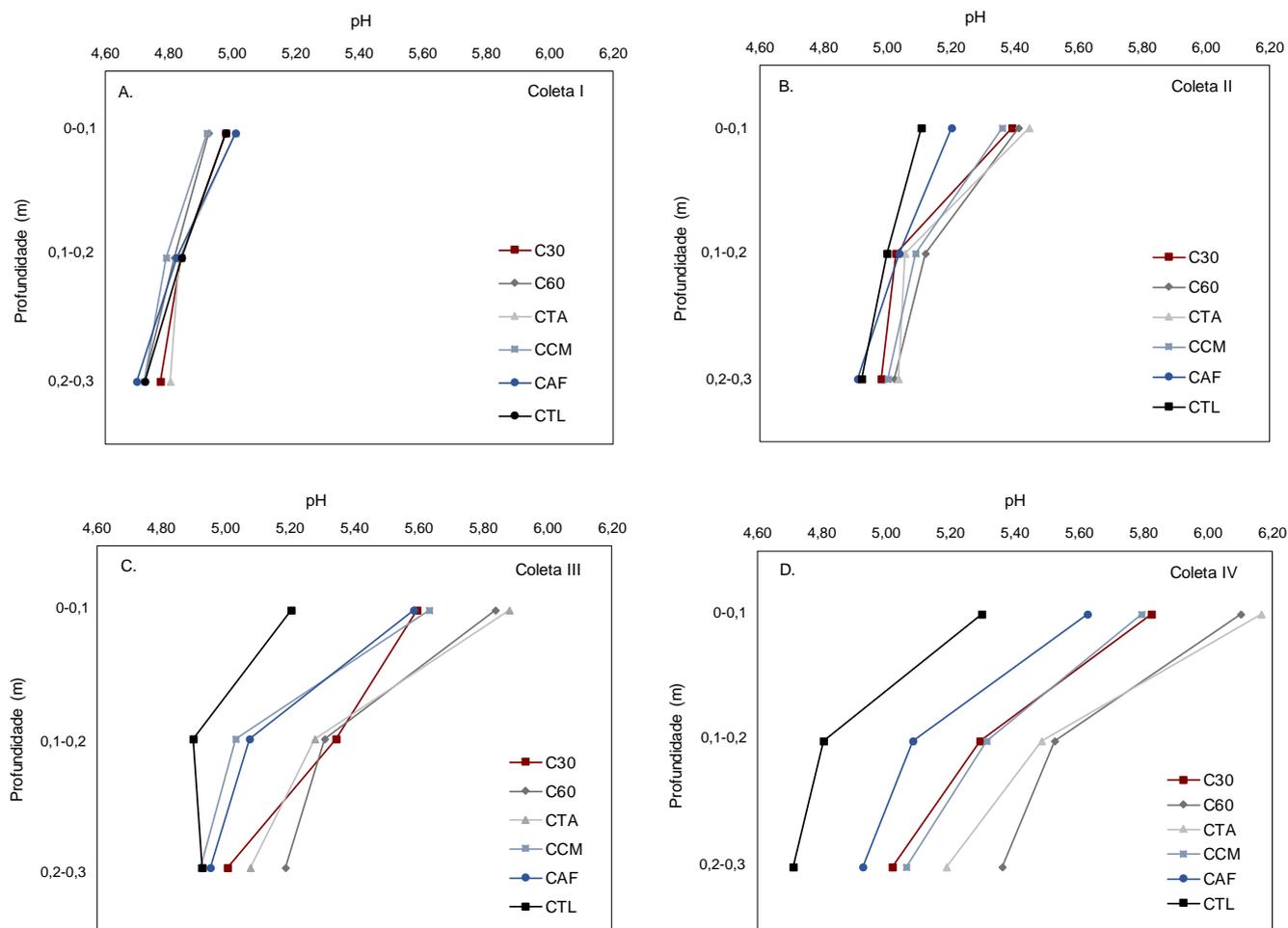


Figura 33 pH do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

Nas camadas 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m, os tratamentos C30, C60, CTA e CCM apresentaram pH maior que CTL. Os efeitos das aplicações sucessivas dos compostos orgânicos ficam evidentes a partir da observação dos valores ao longo do tempo (Figura 33). Willekens et al. (2014), após três anos de aplicações de compostos orgânicos, encontraram pH significativamente mais alto em comparação com parcelas que não receberam composto. Steel et al. (2012) verificaram considerável aumento do pH do solo, comparado ao tratamento em branco, após aplicação de compostos orgânicos diversos.

5.4.2 Fósforo disponível e potássio trocável do solo

O P_{disp} e K trocável na coleta inicial apresentaram concentrações iguais estatisticamente ($p < 0,05$) entre todas as parcelas (Tabelas 10 e 11). Variações nos valores de P_{disp} e K foram observadas após a primeira aplicação de compostos

orgânicos (Figuras 34 e 35). Na camada 0-0,1 m, o tratamento C60 apresentou maior concentração de P_{disp} em comparação ao CTL. Nas camadas 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m, todos os tratamentos foram iguais ao CTL. Após a segunda aplicação dos compostos orgânicos (coleta III – 2019), os tratamentos C60 e CTA foram iguais estatisticamente e maiores que CTL. Os tratamentos C30 e CCM também apresentaram maiores concentrações em comparação ao CTL.

Tabela 9 Fósforo disponível (unidade) do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	5,25±1,73a	4,83±0,78a	4,98±0,36a	5,73±0,55a	4,42±1,11a	5,55±0,20a
0,1 – 0,2 m	4,04±1,44a	3,34±0,36a	3,78±0,04a	3,91±1,43a	3,60±1,59a	4,03±1,55a
0,2 – 0,3 m	3,34±0,66a	2,57±1,04a	2,89±0,84a	3,04±1,03a	2,71±1,04a	3,04±1,31a
Coleta II						
0 – 0,1 m	11,12±0,76ab	12,17±1,28a	11,06±1,04ab	10,38±0,84ab	8,77±0,19b	8,84±0,64b
0,1 – 0,2 m	4,26±0,45abc	4,18±0,30bc	5,00±0,31ab	5,16±0,58a	3,98±0,17c	4,55±0,04abc
0,2 – 0,3 m	3,47±0,26a	3,63±0,23a	3,94±0,23a	3,67±0,54a	3,25±0,60a	3,36±0,54a
Coleta III						
0 – 0,1 m	14,41±0,91bc	17,29±1,01a	16,35±0,97ab	14,01±0,78cd	11,96±0,31de	11,24±0,63e
0,1 – 0,2 m	5,74±0,96a	5,78±0,96a	6,05±0,64a	6,16±0,32a	5,67±0,05a	4,94±0,32a
0,2 – 0,3 m	3,60±0,16ab	3,90±1,12ab	4,78±0,40a	3,93±0,74ab	4,07±0,22ab	3,14±0,07b
Coleta IV						
0 – 0,1 m	17,98±1,26bc	23,92±1,56a	21,42±2,13ab	16,73±1,74cd	13,88±0,55d	14,37±0,94cd
0,1 – 0,2 m	7,52±0,32b	10,52±0,32a	9,27±0,82a	6,63±0,32bc	5,70±1,15c	5,61±0,15c
0,2 – 0,3 m	3,52±0,42ab	5,00±1,19ab	5,54±1,11a	4,08±0,23ab	4,21±1,27ab	2,84±0,45b

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

Após três aplicações de compostos orgânicos (coleta IV), os tratamentos C60 e CTA apresentaram concentração de P_{disp} na camada de 0-0,1 m de solo, maior estatisticamente que o CTL (Tabela 10). Na camada de 0,1-0,2 m, a concentração de P_{disp} no solo foi maior para os tratamentos C60 e CTA. O tratamento C30 também foi maior em comparação ao CTL. Inicialmente, os compostos orgânicos (Tabela 10) CAF e CCM apresentavam maiores concentrações de fósforo; no entanto, após três aplicações de todos os compostos no solo, as concentrações de P_{disp} foram maiores para C60 e CTA. Esse comportamento pode ser proveniente dos maiores valores de pH verificados para esses tratamentos (Tabela 9), o que pode acarretar aumento na disponibilidade de P (RAIJ, 2017).

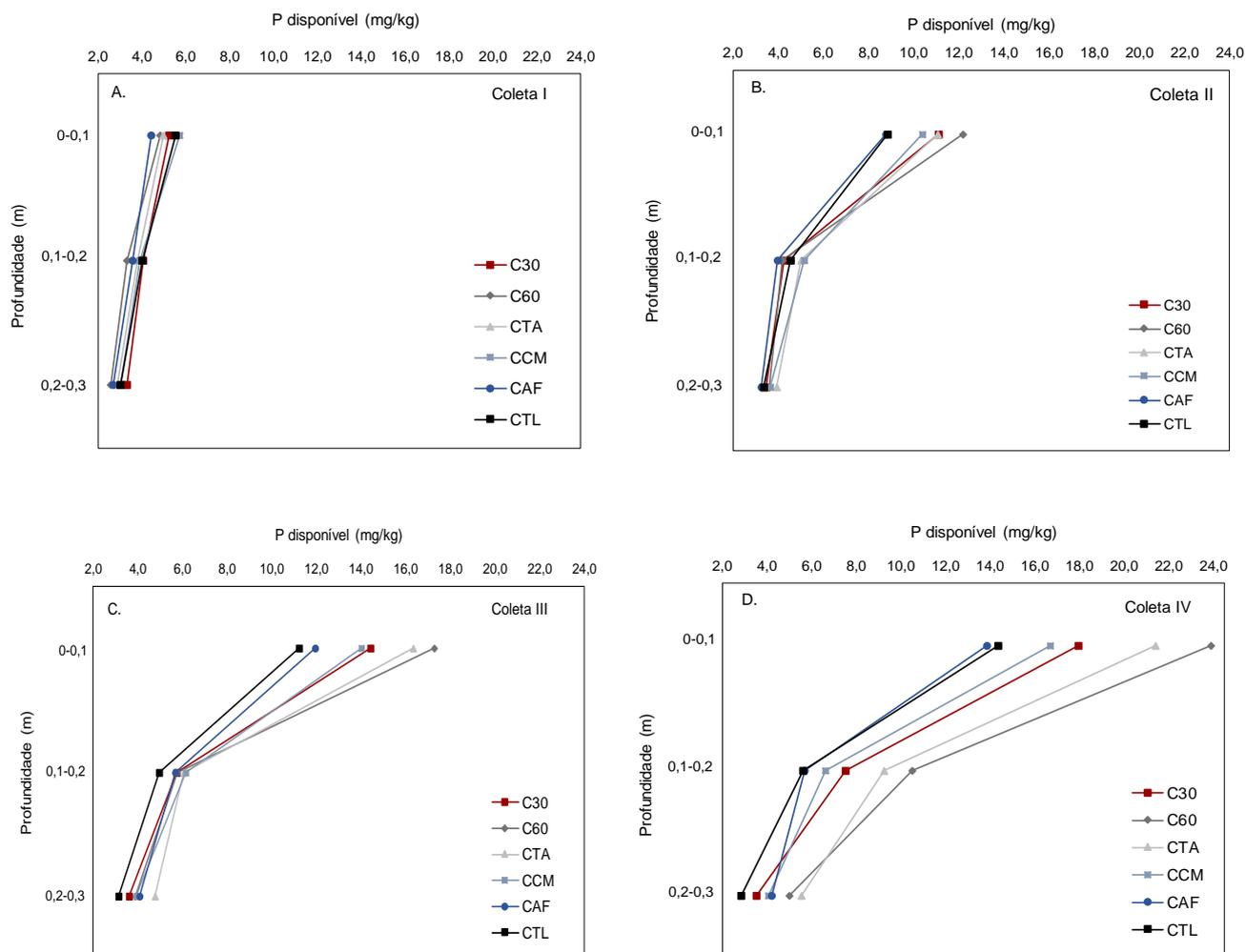


Figura 34 Fósforo disponível do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

Destaca-se que a combinação entre compostos orgânicos e fertilização mineral pode ter potencializado a disponibilidade de P no solo. Sendo ele o macronutriente mais consumido como fertilizante pela agricultura brasileira (RAIJ, 2017), os compostos orgânicos surgem como uma alternativa promissora como fonte de P. Weber et al. (2007) aplicaram durante três anos compostos orgânicos provenientes de resíduos sólidos urbanos e observaram aumento significativo nos teores de P_{disp} . Os autores observaram que enquanto o controle com adubação NPK apresentou 34 mg/kg de P_{disp} , os tratamentos com compostos orgânicos chegaram aos valores de 78 mg/kg. Bedada et al. (2016), após seis anos de aplicação de compostos orgânicos, observaram aumento significativo de P_{disp} na camada de 0-0,1 m de solo (15 mg/kg) em comparação ao controle com apenas fertilização mineral (9 mg/kg). No entanto, a disponibilidade em excesso de P pode provocar impactos ambientais, principalmente vinculados a eutrofização de corpos hídricos, por conta de seu potencial escoamento superficial. Como estratégia para minimizar tal impacto, a aplicação de composto orgânico

incorporado ao solo e não na superfície pode prevenir tais perdas. Para isso, o desenvolvimento de máquinas agrícolas que possibilitem a incorporação do composto orgânico no solo torna-se necessário.

Após a primeira aplicação de compostos orgânicos no solo, as mudanças na concentração de K foram mais significativas em relação ao P_{disp} . Na camada 0-0,1 m, os tratamentos C30, C60, CTA, CCM e CAF apresentaram maiores valores estatisticamente em comparação ao CTL (Tabela 11 e Figura 35). Nas camadas 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m de solo, apenas o tratamento C30 apresentou concentração maior ao CTL. Após duas aplicações de compostos orgânicos (coleta III), o tratamento C30 apresentou a maior concentração de K na camada de 0-0,1 m de solo. Todos os tratamentos apresentaram maiores valores em comparação ao CTL.

Tabela 10 Potássio trocável (unidade) do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	195,0±8,7a	211,0±5,6a	207,5±2,6a	194,2±2,8a	197,7±9,5a	203,2±11,8a
0,1 – 0,2 m	108,7±7,6a	122,7±5,9a	123,5±7,9a	109,8±5,6a	110,3±10,1a	113,7±10,3a
0,2 – 0,3 m	68,8±8,3a	73,7±9,9a	71,5±6,5a	68,7±6,1a	67,8±4,8a	64,8±3,1a
Coleta II						
0 – 0,1 m	281,3±2,1a	266,0±4,6b	257,0±3,0b	268,3±3,1ab	236,0±8,0c	210,3±8,0d
0,1 – 0,2 m	162,7±4,6a	151,0±8,8ab	141,3±7,0b	153,0±7,5ab	134,3±4,9b	136,0±11,0b
0,2 – 0,3 m	124,3±6,5a	107,0±5,6ab	95,0±10,9b	110,0±2,6ab	99,7±5,8b	92,7±5,1b
Coleta III						
0 – 0,1 m	264,3±2,1a	233,8±5,5b	245,8±9,4b	247,7±4,0b	232,2±8,4b	204,5±2,0c
0,1 – 0,2 m	144,2±2,0a	118,2±9,8bc	117,0±1,5bc	123,2±6,2b	130,2±5,3ab	105,7±2,5c
0,2 – 0,3 m	105,5±2,3a	89,3±2,1ab	87,5±4,9b	96,3±9,6ab	95,2±8,3ab	86,7±5,5b
Coleta IV						
0 – 0,1 m	251,0±6,4a	200,7±5c	224,0±9,6b	215,0±9,6bc	196,3±7,6c	172,2±2,4d
0,1 – 0,2 m	147,5±6,9a	83,0±6,2d	107,7±5,9c	105,8±4,3c	127,7±7,5b	82,3±4,5d
0,2 – 0,3 m	102,2±6,6a	66,0±5,3cd	78,7±4,3bc	83,8±6,0b	87,3±3,6b	59,2±4,6d

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

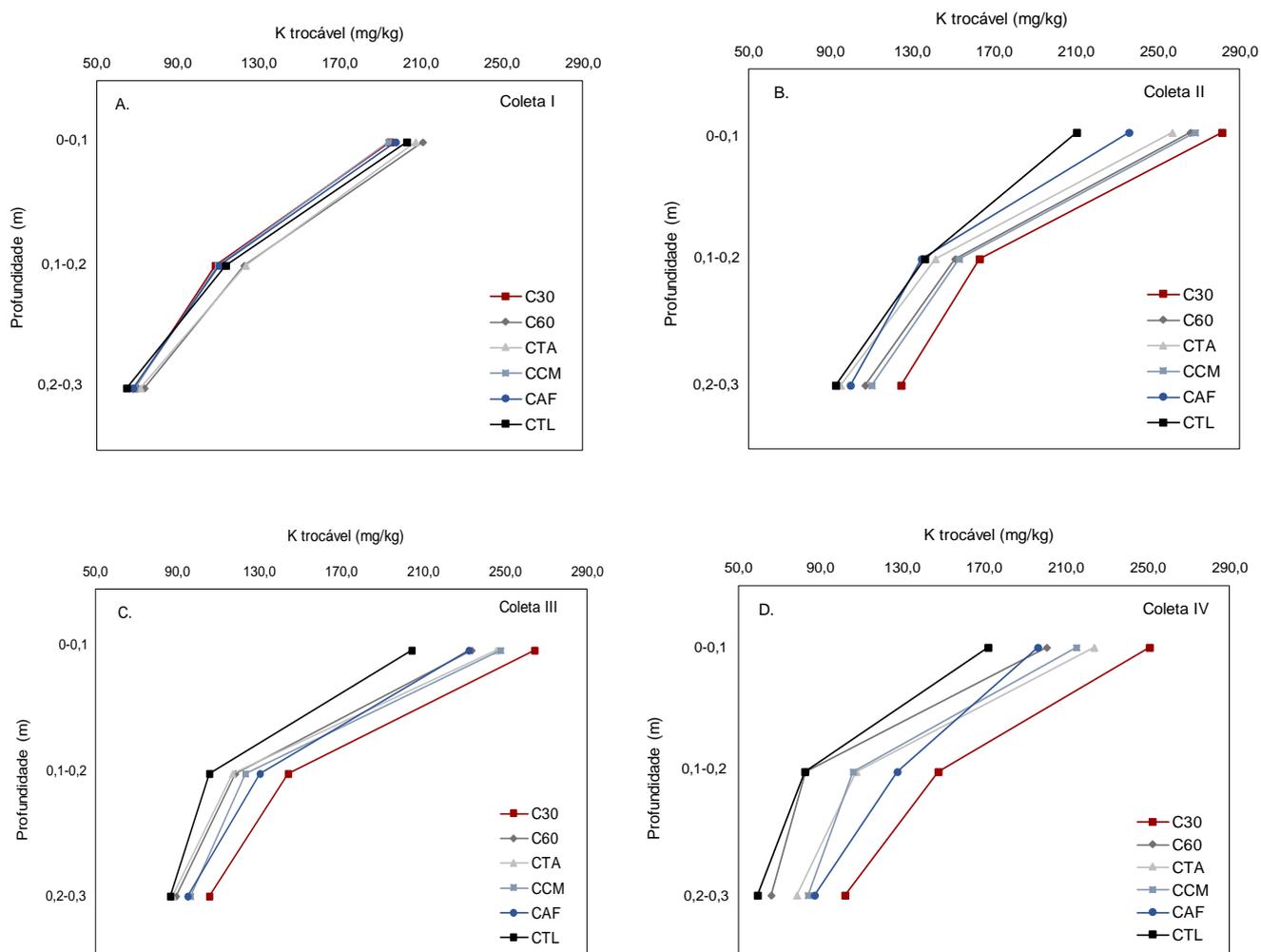


Figura 35 Potássio trocável do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

Com a terceira aplicação de compostos orgânicos (coleta IV), todos os tratamentos apresentaram maior concentração de K em comparação ao CTL, na camada de 0-0,1 do solo (Tabela 11). C30 destacou-se como a maior concentração de K no solo nas três camadas estudadas. Esse comportamento pode ser devido às concentrações de K verificadas no composto C30 (Figura 35). A disponibilidade de K está relacionada com o teor de água no solo (RAIJ, 2017). Como os tratamentos com compostos orgânicos apresentaram melhores resultados para propriedades físicas em comparação ao CTL, indicando maior capacidade de retenção de água, esse fator pode ter influenciado na disponibilidade de K no solo.

Bedada et al. (2016), após seis anos de aplicação de compostos orgânicos, observaram aumento significativo na concentração de K nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m de solo em comparação ao controle com apenas fertilização mineral. Weber et al. (2007) aplicaram durante três anos compostos orgânicos provenientes de resíduos sólidos urbanos e observaram aumento significativo nos teores de K no solo. Os autores

observaram que enquanto o controle com adubação NPK apresentou 116 mg/kg de K, os tratamentos com compostos orgânicos chegaram aos valores de 223 mg/kg.

5.4.3 Microelementos do solo

As concentrações de Zn, Fe, Mn e Cu foram iguais estatisticamente ($p < 0,05$) na coleta inicial em todas as parcelas (Tabelas 12, 13, 14 e 15). Após a primeira aplicação de compostos orgânicos, não foram observadas mudanças significativas nas concentrações desses micronutrientes. Depois da segunda aplicação de compostos orgânicos, alterações foram verificadas. Os tratamentos C30, C60 e CTA apresentaram maiores concentrações de Zn na camada de 0-0,1 m de solo, em comparação ao CTL (Tabela 12 e Figura 36).

Tabela 11 Zinco do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	2,25±0,07a	2,22±0,05a	2,22±0,11a	2,11±0,02a	2,08±0,14a	2,06±0,15a
0,1 – 0,2 m	1,84±0,16a	1,79±0,31a	1,92±0,11a	1,88±0,26a	1,83±0,38a	1,82±0,39a
0,2 – 0,3 m	1,65±0,31a	1,64±0,18a	1,48±0,25a	1,64±0,34a	1,54±0,24a	1,78±0,26a
Coleta II						
0 – 0,1 m	2,17±0,14a	2,05±0,20a	2,23±0,07a	2,18±0,06a	2,11±0,18a	2,26±0,13a
0,1 – 0,2 m	1,67±0,07a	1,63±0,26a	1,51±0,08a	1,73±0,06a	1,73±0,10a	1,57±0,11a
0,2 – 0,3 m	1,69±0,16a	1,64±0,19a	1,63±0,14a	1,57±0,17a	1,60±0,10a	1,46±0,07a
Coleta III						
0 – 0,1 m	2,56±0,08ab	2,69±0,07a	2,44±0,08ab	2,33±0,17bc	2,42±0,15abc	2,14±0,05c
0,1 – 0,2 m	2,50±0,14a	2,56±0,14a	2,36±0,15a	2,31±0,09ab	2,38±0,06a	2,00±0,15b
0,2 – 0,3 m	2,93±0,10ab	3,10±0,17a	2,44±0,14c	2,67±0,12bc	2,62±0,12bc	2,01±0,07d
Coleta IV						
0 – 0,1 m	3,40±0,14a	3,00±0,13b	2,83±0,05b	2,73±0,01b	3,32±0,10a	2,19±0,11c
0,1 – 0,2 m	3,07±0,05ab	2,90±0,16bc	2,62±0,11cd	2,52±0,12d	3,37±0,18a	1,96±0,05e
0,2 – 0,3 m	4,39±0,06a	4,13±0,08a	3,37±0,12b	3,43±0,15b	4,20±0,14a	2,12±0,10c

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

Após a terceira aplicação, os tratamentos C30 e CAF apresentaram valores significativamente maiores na camada 0-0,1 m de solo, em comparação aos tratamentos C60, CTA, CCM e CTL. Na camada de 0,1-0,2 m, os tratamentos com compostos orgânicos apresentaram concentrações maiores em comparação ao CTL. Na camada de 0,2-0,3 m, as maiores concentrações de Zn foram verificadas nos tratamentos C30, C60 e CAF, e todos os tratamentos foram maiores que o CTL.

A adição de MO ao solo por meio de compostos orgânicos pode auxiliar no aumento da concentração de Zn (DHALIWAL et al., 2019). No entanto, a adição de MO com alto grau de maturação pode restringir a disponibilidade de Zn devido à formação de complexos estáveis com SH (SMITH, 2009; RAIJ, 2017). Os aumentos da concentração disponível de Zn no solo podem ser provocados pela decomposição da MO adicionada (DHALIWAL et al., 2019). Nesse estudo, foi possível observar maiores concentrações de Zn para os tratamentos C30 e CAF, o que fortalece esse conceito. A disponibilidade de Zn também pode ser afetada pelo pH, valores maiores de pH tendem a reduzir a disponibilidade de Zn (RAIJ, 2017). Os tratamentos C60 e CTA apresentaram maiores valores de pH (Tabela 9). No entanto, maior influência da maturação da MO foi observada.

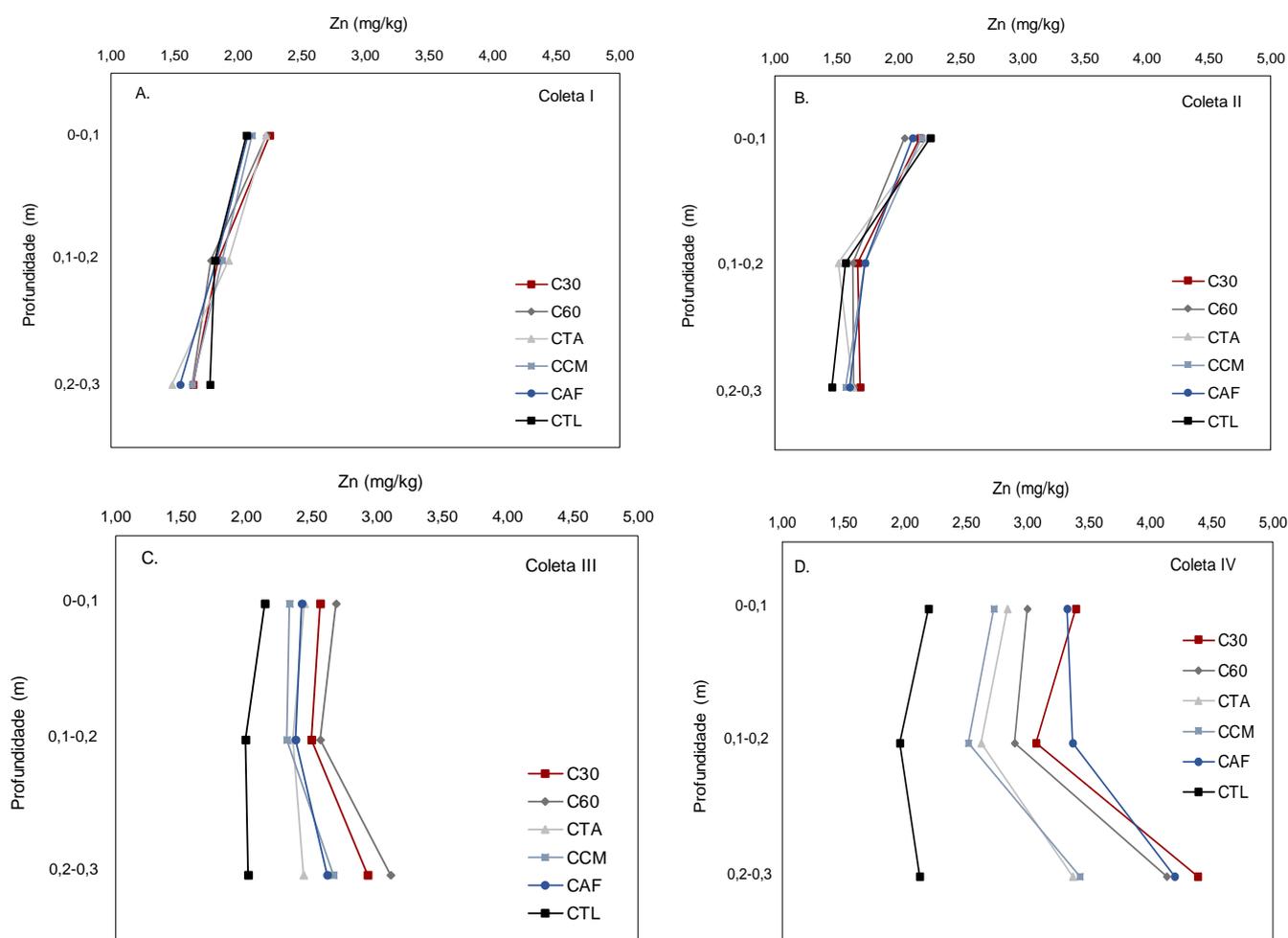


Figura 36 Zinco do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

Após a segunda aplicação de compostos orgânicos, os tratamentos C30 e CAF apresentaram maiores concentrações de Fe em comparação ao CTL, nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m de solo (Tabela 13 e Figura 37). Com a terceira aplicação, os valores de Fe na camada de 0-0,1 m de solo foram maiores para os tratamentos C30, C60 e

CAF em comparação ao controle. Nas camadas de 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m de solo, apenas o tratamento C30 apresentou concentração de Fe maior estatisticamente que o CTL.

A adição de compostos orgânicos no solo é uma fonte de micronutrientes, entre eles o Fe (DHALIWAL et al., 2019). A disponibilidade de Fe no solo também é afetada pelo pH (RAIJ, 2017). Solos com pH elevado podem apresentar menor disponibilidade desse microelemento (BEDADA et al., 2016). A disponibilidade mínima de Fe ocorre entre pH de 7,5 e 8,5 (FAGERIA et al., 2002). As faixas de pH observadas para os tratamentos foram de 5,30 a 6,17. Portanto, é possível inferir que as diferenças nas concentrações de Fe entre os tratamentos foram mais influenciadas pela entrada de MO.

Tabela 12 Ferro do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	13,83±0,85a	12,87±1,55 ^a	14,06±1,30a	13,27±1,37a	13,90±0,92a	13,96±1,48a
0,1 – 0,2 m	14,76±1,12a	13,92±0,97 ^a	14,60±1,13a	14,68±0,50a	14,35±1,55a	14,95±0,23a
0,2 – 0,3 m	14,61±0,32a	14,08±1,04 ^a	14,06±1,12a	13,93±0,77a	14,39±0,97a	14,74±0,37a
Coleta II						
0 – 0,1 m	14,49±1,19a	14,14±1,10 ^a	14,72±1,05a	14,54±0,73a	14,74±0,54a	14,29±1,42a
0,1 – 0,2 m	14,77±1,49a	14,88±0,89 ^a	15,45±0,05a	14,03±0,62a	15,02±1,23a	14,47±0,85a
0,2 – 0,3 m	14,78±0,50a	14,58±1,25 ^a	14,07±1,52a	14,10±0,64a	14,75±1,43a	14,77±0,94a
Coleta III						
0 – 0,1 m	16,95±0,81a	15,86±0,69ab	14,98±0,66ab	15,38±0,61ab	16,26±0,75a	14,15±0,86b
0,1 – 0,2 m	16,44±0,37a	15,93±0,34ab	14,88±0,75bc	15,14±0,31bc	16,70±0,09a	14,42±0,16c
0,2 – 0,3 m	16,11±0,46a	15,83±0,55 ^a	14,60±1,26a	14,73±0,87a	16,51±1,47a	13,94±1,02a
Coleta IV						
0 – 0,1 m	18,60±0,51a	16,78±0,64ab	16,20±1,39abc	16,05±1,09bc	17,20±0,42ab	13,95±0,83c
0,1 – 0,2 m	18,09±1,14a	16,48±1,19ab	15,74±0,75ab	15,24±0,77ab	17,11±1,16ab	14,27±1,16b
0,2 – 0,3 m	17,49±0,79a	16,33±1,57ab	16,00±0,90ab	14,84±1,45ab	17,35±1,33ab	13,99±1,29b

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

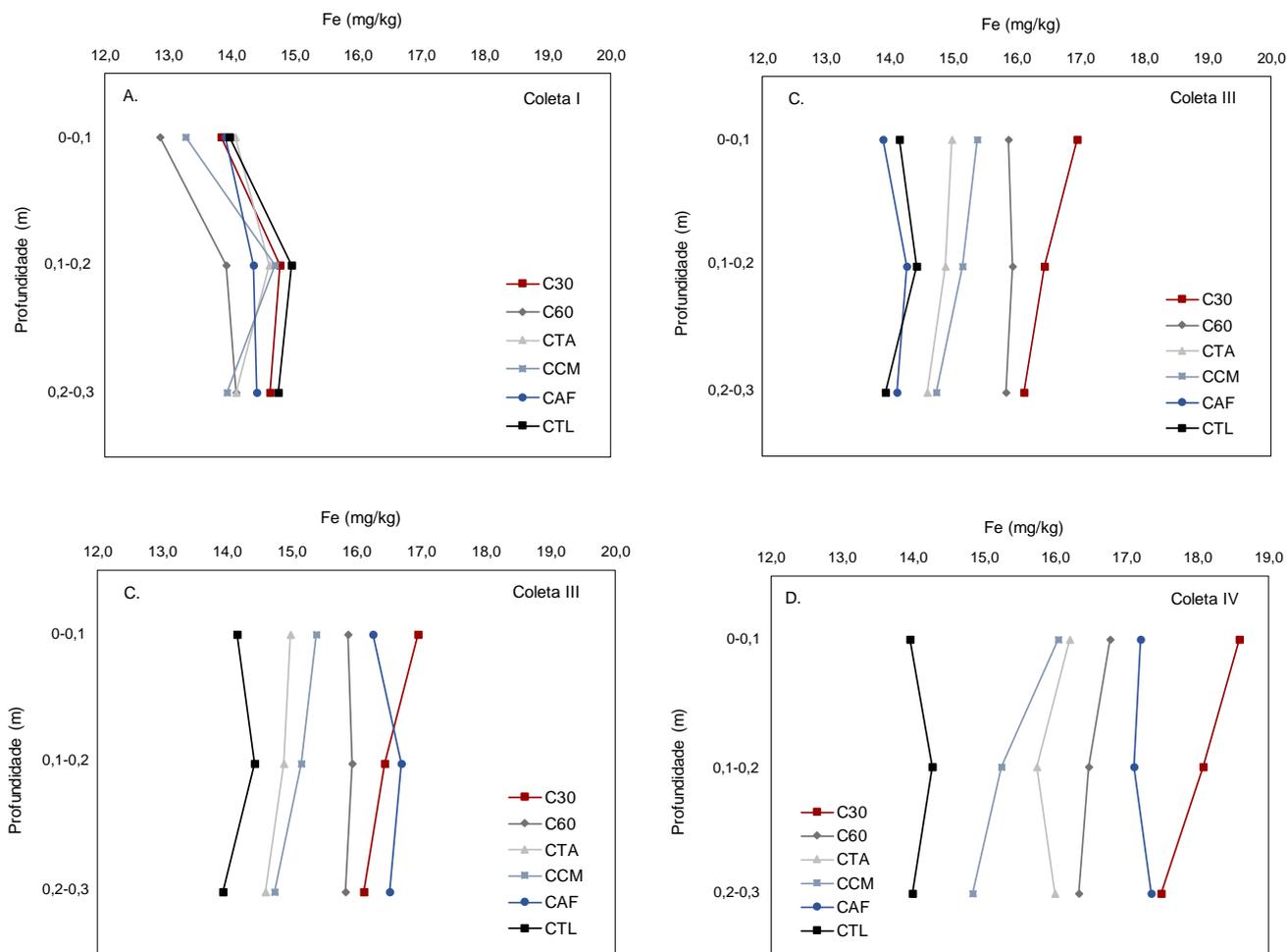


Figura 37 Ferro do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

Os tratamentos C30, C60, CTA e CAF apresentaram maiores concentrações de Mn em comparação ao CTL, após a segunda aplicação de compostos orgânicos, na camada de 0-0,1 m de solo (Tabela 14 e Figura 38). Na camada de 0,1-0,2 m, os tratamentos C60, CTA e CAF apresentaram maiores valores de Mn em comparação ao controle.

Após a terceira aplicação, os valores de Mn na camada de 0-0,1 m de solo foram maiores para todos os tratamentos com adição de compostos orgânicos em comparação ao controle. Na camada de 0,1-0,2 m, os tratamentos C30, CTA e CAF apresentaram concentração de Mn maior estatisticamente que o CTL. Na camada de 0,2-0,3 m, apenas C30 apresentou maior concentração em comparação ao CTL. A presença de MO mais estável pode complexar o Mn no solo (FAGERIA et al., 2002).

Tabela 13 Manganês do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	72,16±2,85a	72,26±4,76a	72,57±3,41a	74,03±1,68a	74,01±4,36a	74,97±1,07a
0,1 – 0,2 m	69,44±3,35a	69,75±3,89a	68,57±5,78a	70,05±2,97a	69,58±7,79a	70,77±1,72a
0,2 – 0,3 m	64,74±4,72a	66,44±5,24a	65,27±8,62a	67,15±3,97a	66,08±8,81a	66,24±5,94a
Coleta II						
0 – 0,1 m	45,93±1,28a	44,68±3,63a	44,20±1,08a	45,06±2,28a	43,96±0,67a	44,21±1,71a
0,1 – 0,2 m	45,95±3,48a	45,12±3,40a	43,67±0,64a	44,65±3,16a	43,76±1,37a	43,87±0,95a
0,2 – 0,3 m	46,05±3,27a	44,67±3,15a	43,24±1,61a	44,13±1,26a	43,40±0,85a	42,80±0,92a
Coleta III						
0 – 0,1 m	63,04±0,96a	63,73±1,69a	63,99±0,37a	61,56±1,38ab	64,28±1,58a	58,62±0,92b
0,1 – 0,2 m	61,59±0,96ab	63,63±0,80a	63,78±1,20a	60,99±2,44ab	63,15±1,20a	58,52±1,13b
0,2 – 0,3 m	62,36±0,72a	64,22±0,48a	64,38±1,10a	60,44±2,37ab	63,76±1,66a	57,59±2,15b
Coleta IV						
0 – 0,1 m	65,46±1,68a	59,54±1,09b	60,35±1,14b	63,12±1,68ab	66,62±1,50a	49,43±2,40c
0,1 – 0,2 m	61,94±5,64a	55,54±4,32ab	60,12±0,44a	57,71±3,82ab	59,50±6,42a	44,78±5,96b
0,2 – 0,3 m	61,47±6,59a	52,61±5,09ab	57,46±3,81ab	57,53±4,31ab	55,78±6,79ab	44,98±5,04b

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

A disponibilidade de Mn pode ser influenciada pela MO e pH (DHALIWAL et al., 2019). Nesse estudo, a entrada de MO mais estabilizada foi observada para os tratamentos C60 e CTA, assim como maiores valores de pH no solo. Uma maior degradação da MO em C30 e CAF pode ter provocado redução do pH em comparação aos tratamentos C60 e CTA, e conseqüentemente maior disponibilidade de Mn.

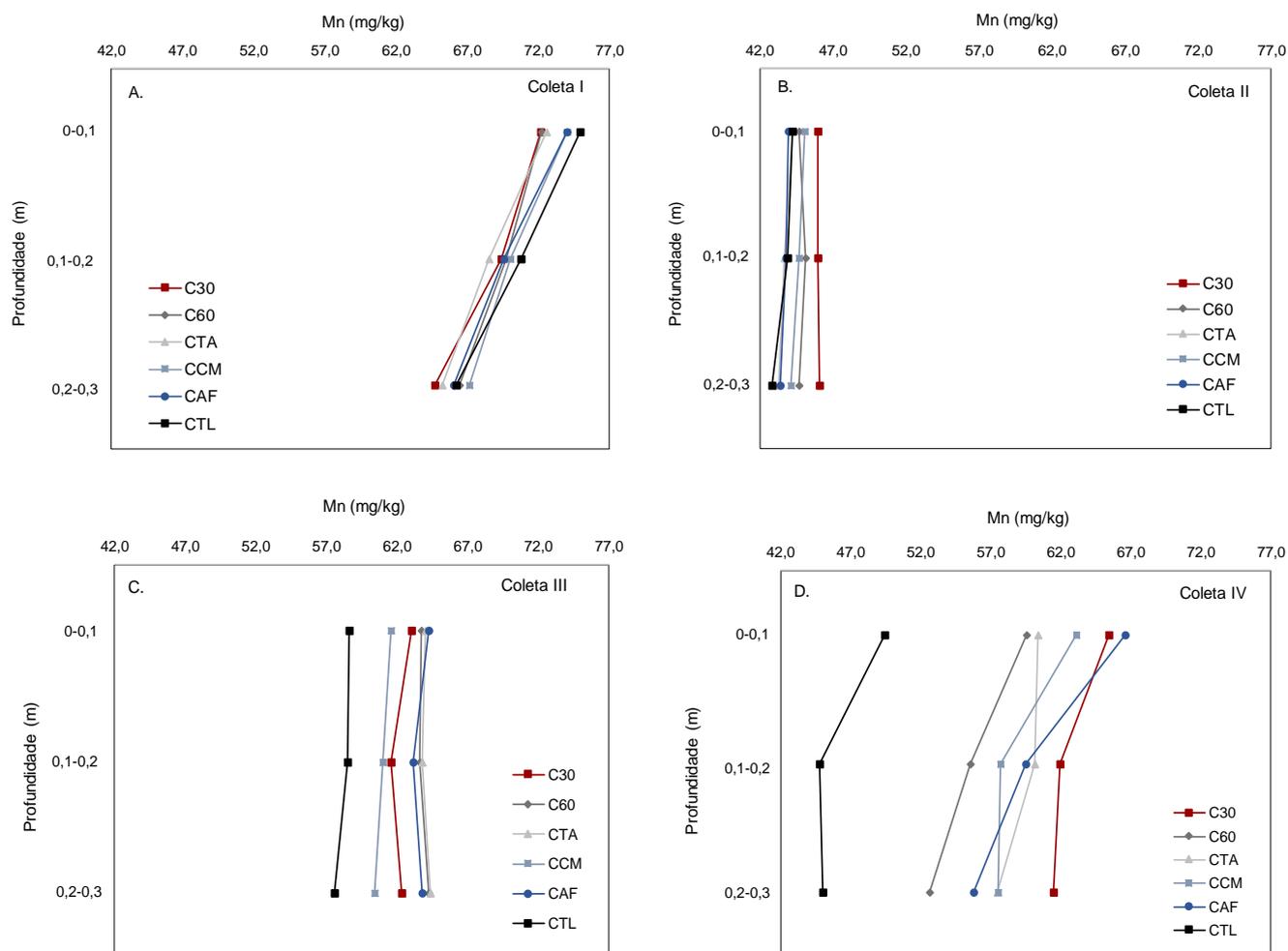


Figura 38 Manganês do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

Em seguida à segunda aplicação de compostos orgânicos, o tratamento CAF apresentou a maior concentração de Cu ($p < 0,05$) na camada de 0-0,1 m de solo, além de C30, C60, CTA e CAF, que também apresentaram maiores valores em comparação ao CTL (Tabela 15 e Figura 39). Na camada de 0,1-0,2 m, os tratamentos C30, C60 e CAF apresentaram maiores valores de Cu em comparação ao controle.

Tabela 14 Cobre do solo em coleta I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	4,23±0,14a	4,36±0,09a	4,32±0,07a	4,35±0,06a	4,28±0,13a	4,38±0,06a
0,1 – 0,2 m	4,03±0,05a	4,20±0,10a	4,13±0,10a	4,15±0,16a	4,13±0,05a	4,22±0,10a
0,2 – 0,3 m	3,93±0,18a	4,19±0,10a	3,93±0,03a	4,01±0,15a	4,08±0,08a	4,16±0,09a
Coleta II						
0 – 0,1 m	4,25±0,09a	4,33±0,07a	4,34±0,03a	4,20±0,04a	4,19±0,06a	4,18±0,02a
0,1 – 0,2 m	4,43±0,03a	4,50±0,03a	4,49±0,16a	4,33±0,05a	4,29±0,13a	4,29±0,03a
0,2 – 0,3 m	4,62±0,08a	4,69±0,17a	4,68±0,18a	4,42±0,11a	4,49±0,03a	4,37±0,13a
Coleta III						
0 – 0,1 m	4,63±0,06b	4,42±0,06c	4,37±0,05cd	4,23±0,07de	4,88±0,06a	4,15±0,06e
0,1 – 0,2 m	4,99±0,05a	4,80±0,05ab	4,49±0,07bc	4,36±0,16c	4,96±0,17a	4,42±0,13c
0,2 – 0,3 m	5,38±0,08a	5,05±0,06b	4,89±0,06bc	4,73±0,07c	5,53±0,17a	4,69±0,05c
Coleta IV						
0 – 0,1 m	5,29±0,11a	5,17±0,06a	4,86±0,06b	4,71±0,10b	5,21±0,11a	4,35±0,10c
0,1 – 0,2 m	5,80±0,13a	5,65±0,10ab	5,38±0,17bc	5,23±0,11cd	5,77±0,12a	4,96±0,07d
0,2 – 0,3 m	6,11±0,12a	5,93±0,10ab	5,62±0,09bc	5,58±0,16cd	6,18±0,16a	5,25±0,10d

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

Com a terceira aplicação, os valores de Cu na camada de 0-0,1 m de solo foram maiores para os tratamentos C30, C60 e CAF. Nessa camada, os tratamentos CTA e CCM também apresentaram maior concentração de Cu em comparação ao CTL. Na camada de 0,1-0,2 m, C30, C60, CTA e CAF apresentaram concentração de Cu maior estatisticamente que o CTL. Na camada de 0,2-0,3 m de solo, apenas o tratamento CCM apresentou concentração de Cu igual ao CTL.

A disponibilidade de Cu no solo está ligada à presença de matéria orgânica e pH (RAIJ, 2017; DHALIWAL et al., 2019). A maior degradação em C30 e CAF da MO adicionada podem ter contribuído para aumento da disponibilidade de Cu no solo. Para C60, as maiores concentrações de entrada de Cu em comparação aos tratamentos CTA e CCM (Figura 39) podem ter aumentado sua disponibilidade no solo. Valores de pH acima de 6,5 podem dificultar a disponibilidade de Cu (FAGERIA et al., 2002). As concentrações de Cu foram maiores nos tratamentos com aplicações de compostos orgânicos em comparação ao controle devido à maior entrada no solo desse microelemento.

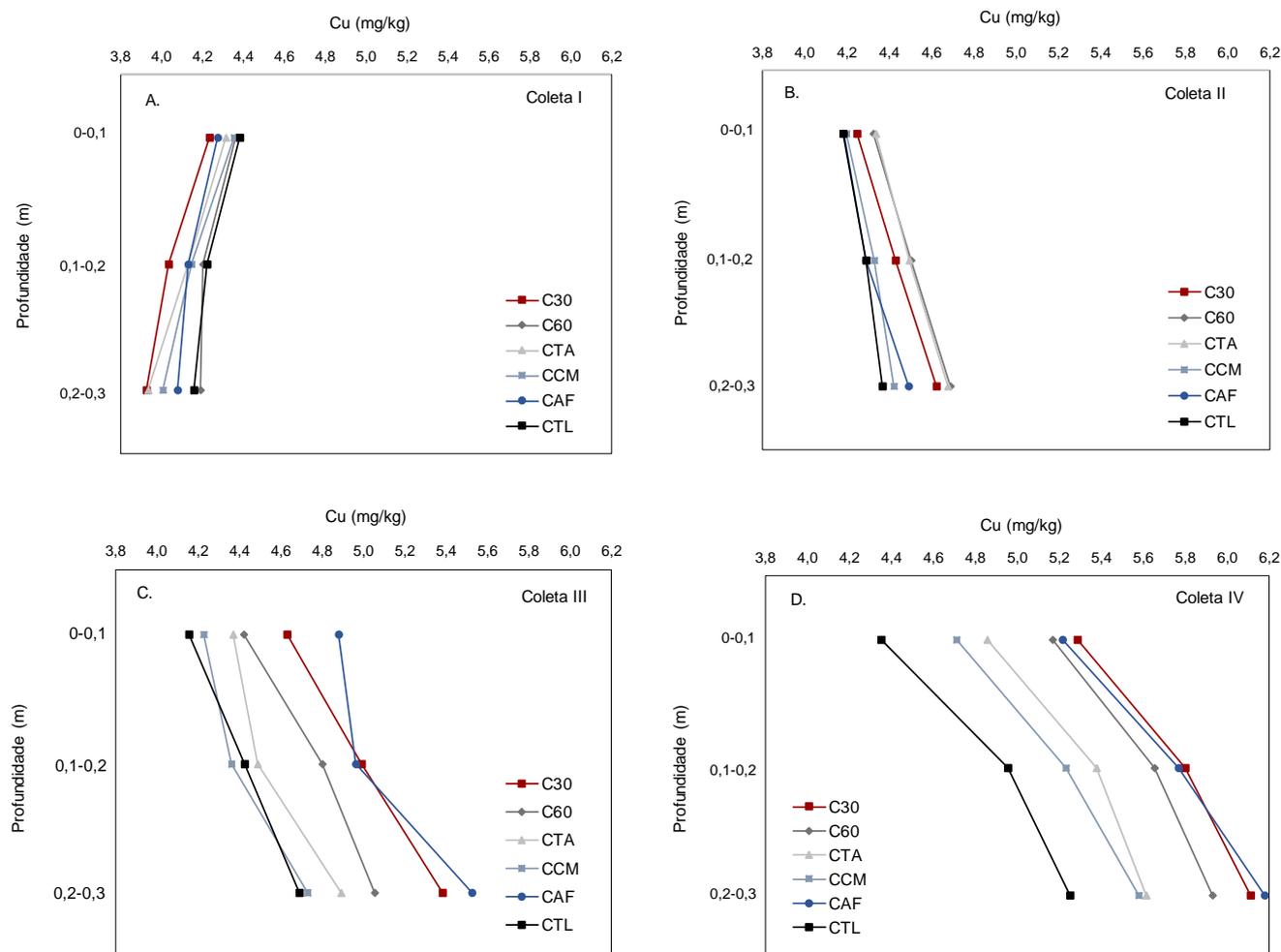


Figura 39 Cobre do solo nas profundidades de 0-0,1; 0,1-0,2; e 0,2-0,3 m.

A combinação de compostos orgânicos e fertilizantes minerais pode potencializar a disponibilidade de microelementos no solo essenciais ao desenvolvimento de culturas. O uso exclusivo de fertilizantes minerais pode provocar a deficiência de Zn, Fe, Mn e Cu no solo (DHALIWAL et al., 2019). Dhaliwal et al. (2010), em sistema de cultivo de milho-batata-cebola com aplicação de 50% da fertilização NPK recomendada juntamente com aplicação de compostos orgânicos, observaram melhorias na concentração de Zn, Cu, Fe e Mn, com aumento de 26, 5, 52 e 24%, respectivamente. Destaca-se a importância do controle da solubilidade desses elementos, pois em altas concentrações podem provocar toxicidade às culturas; nesse caso, a MO exerce papel essencial (WEBER et al., 2007), na adsorção e disponibilidade destes.

5.5 Efeitos da combinação de compostos orgânicos e fertilizantes minerais em cultura de milho

5.5.1 Diagnóstico foliar do estado nutricional

A diagnose foliar do estado nutricional das plantas é uma ferramenta importante para observar a resposta das culturas às estratégias de adubação, complementando análises de solo (RAIJ, 2017). Nesse estudo, o estado nutricional das plantas de milho não foi afetado expressivamente devido aos diferentes tratamentos aplicados. As concentrações de N, Ca, Mg e Fe foram iguais estatisticamente entre os tratamentos nas quatro safras cultivadas (Tabelas 16 e 17). As concentrações de P na safra II foram maiores estatisticamente ($p < 0,05$) para todos os tratamentos com compostos orgânicos em comparação ao CTL (Tabela 16). Na safra IV, os tratamentos CTA e CAF apresentaram maiores valores ($p < 0,05$) de P em comparação ao CTL. Para K, C30, C60 e CAF apresentaram maiores concentrações ($p < 0,05$) em comparação ao CTL. Os micronutrientes Zn, Mn e Cu apresentaram diferenças estatísticas ($p < 0,05$) entre os tratamentos apenas na safra IV (Tabela 17). As concentrações de Zn foram maiores para C30, C60, CTA e CAF em comparação ao CTL. Os valores de Mn foram superiores em todos os tratamentos com aplicação de compostos orgânicos em comparação ao CTL. O tratamento C30 apresentou maior concentração de Cu em comparação ao CTL.

A Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2017) definiu concentrações máximas e mínimas de macro e micronutrientes para a cultura do milho para o estado do Paraná (Tabelas 16 e 17). Na safra II, todos os tratamentos apresentaram concentração de K nas plantas abaixo dos valores mínimos indicados. Variáveis externas, além do objetivo do estudo, podem ter gerado efeitos negativos nas concentrações de K na safra II, visto que o comportamento foi observado para todos os tratamentos.

Destaca-se que a fertilização mineral aplicada em conjunto com os compostos orgânicos foi reduzida em 30, 40, 50 e 60% para as safras I, II, III e IV, respectivamente. A quantidade de composto orgânico aplicado também apresentou redução gradativa, sendo 8, 6, 5 e 4 Mg/ha para as safras I, II, III e IV, respectivamente. Com isso, os resultados demonstram a capacidade da combinação entre fertilizantes minerais e compostos orgânicos, na manutenção da nutrição das plantas de milho. Índícios de melhoria nas concentrações de micronutrientes nas plantas foram observadas na safra IV, porém sem reflexos significativos na produtividade. Esse comportamento pode indicar os efeitos a longo prazo da aplicação de compostos orgânicos (MOTA et al., 2019). Vários estudos de médio e longo prazos observaram efeitos positivos na

concentração de nutrientes, rendimento de biomassa e desenvolvimento do milho a partir do uso de compostos orgânicos (ZHANG et al., 2016; ASSES et al., 2019; MOTA et al., 2019).

5.5.2 Produtividade do milho

A produtividade de milho foi igual estatisticamente ($p < 0,05$) para todos os tratamentos, nas quatro safras estudadas (Figura 40; Apêndice D – Tabela 22). Destaca-se que a quantidade de fertilização mineral e composto orgânico aplicada para os tratamentos C30, C60 CTA, CCM e CAF foi reduzida gradativamente ao longo das quatro safras estudadas. Com isso, os resultados demonstram a capacidade da combinação entre fertilizantes minerais e compostos orgânicos, na manutenção da produtividade de milho.

Os compostos orgânicos podem apresentar carbono, P e K solúvel, disponíveis a curto prazo (CHIARELOTTO et al., 2019). No entanto, a quantidade fornecida pode ser insuficiente para a demanda necessária das culturas a curto prazo (ASSES et al., 2018). Os efeitos da aplicação de compostos orgânicos na produção agrícola tendem a apresentar resultados a médio e longo prazos (ZHANG et al., 2016). Esses efeitos podem ser mais duradouros, com a disponibilidade de nutrientes de forma gradual, conforme o avanço da degradação da MO (ADEDIRAN et al., 2005). Essa liberação contínua de nutrientes pode favorecer as estratégias de fertilização apresentadas nesse estudo. A redução da fertilização mineral pode ser realizada de forma gradativa, assim como a quantidade de compostos orgânicos aplicados.

Zhang et al. (2016) realizaram a substituição de 30% de fertilizante mineral por 3 Mg/ha de composto orgânico durante três anos de experimento e observaram a manutenção da produtividade de milho em comparação à fertilização mineral recomendada. Wei et al. (2016) avaliaram experimentos de campo na China envolvendo combinação de compostos orgânicos e fertilização mineral, apenas fertilização mineral ou compostos orgânicos. Os autores observaram que a estratégia de cultivo mais eficiente para produtividade de milho foi a combinação entre compostos orgânicos e fertilização mineral, com aumento de 4% na produtividade.

Tabela 15 Macronutrientes N, P, K, Ca e Mg na cultura do milho

Parâmetro	Safra / Ano	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL	Valores de referência SBCS/NEPAR (2017)
N (g/kg)	I – 2016/2017	30,85±1,12a	30,41±0,75a	30,59±1,49a	30,14±1,37a	30,96±1,00a	32,57±0,36a	27,5-35,0 (g/kg)
	II – 2018	34,69±32,05a	32,05±1,46a	33,23±1,65a	31,34±1,03a	33,76±2,63a	33,21±1,01a	
	III – 2019	33,08±2,34a	33,26±1,82a	32,58±3,38a	31,93±1,25a	32,91±2,45a	32,89±1,33a	
	IV – 2020	33,01±1,37a	33,61±0,18a	34,42±1,04a	33,03±1,29a	31,68±1,58a	32,72±0,77a	
P (g/kg)	I – 2016/2017	3,32±0,15a	3,02±0,10a	3,23±0,14a	3,04±0,21a	3,22±0,20a	3,42±0,20a	1,9-4,0 (g/kg)
	II – 2018	3,19±0,02a	2,98±0,18ab	2,91±0,15ab	2,83±0,08b	3,11±0,07ab	2,42±0,09c	
	III – 2019	2,72±0,14a	2,71±0,16a	2,72±0,13a	2,21±0,15b	2,69±0,26a	2,47±0,16ab	
	IV – 2020	3,53±0,24ab	3,41±0,23ab	3,67±0,23a	3,13±0,29ab	3,69±0,28a	2,89±0,20b	
K (g/kg)	I – 2016/2017	18,83±0,60a	18,28±0,59a	18,32±0,55a	18,00±0,80a	18,59±0,80a	17,84±0,62a	17,0-35,0 (g/kg)
	II – 2018	16,13±0,24a	15,96±0,75a	15,65±0,76a	14,74±0,65a	15,34±1,06a	14,60±0,09a	
	III – 2019	17,17±0,39a	17,98±0,95a	18,11±0,43a	17,59±0,72a	17,71±0,84a	18,06±0,30a	
	IV – 2020	18,21±0,80a	18,67±0,78a	17,30±0,68abc	16,36±0,63bc	17,76±0,33ab	15,67±0,56c	
Ca (g/kg)	I – 2016/2017	3,85±0,11a	4,01±0,22a	3,94±0,04a	3,82±0,11a	3,97±0,12a	4,01±0,22a	2,3-8,0 (g/kg)
	II – 2018	3,72±0,13a	3,75±0,07a	3,81±0,11a	3,74±0,07a	3,74±0,05a	3,73±0,05a	
	III – 2019	3,91±0,24a	3,79±0,06a	3,82±0,10a	3,77±0,07a	3,73±0,12a	3,74±0,08a	
	IV – 2020	3,74±0,09a	3,88±0,04a	3,75±0,13a	3,69±0,08a	3,79±0,12a	3,72±0,08a	
Mg (g/kg)	I – 2016/2017	2,87±0,14a	2,79±0,06a	2,96±0,01a	2,90±0,06a	2,89±0,12a	2,95±0,06a	1,5-5,0 (g/kg)
	II – 2018	2,90±0,04a	2,93±0,07a	2,91±0,14a	2,90±0,05a	2,92±0,04a	2,89±0,11a	
	III – 2019	2,94±0,12a	2,92±0,04a	2,82±0,15a	2,85±0,09a	2,87±0,08a	2,85±0,07a	
	IV – 2020	2,99±0,08a	3,11±0,05a	3,07±0,08a	3,05±0,06a	2,97±0,09a	2,99±0,15a	

Tabela 16 Micronutrientes Zn, Fe, Mn e Cu na cultura do milho

Parâmetro	Safra/Ano	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL	Valores de referência SBCS/NEPAR (2017)
Zn (mg/kg)	I – 2016/2017	43,07±1,27a	44,93±1,68a	42,91±1,10a	42,47±2,12a	41,60±2,43a	40,35±0,96a	15-100 (mg/kg)
	II – 2018	52,47±2,55a	54,79±0,50a	51,20±2,64a	51,29±2,49a	49,27±2,08a	50,36±2,60a	
	III – 2019	53,64±2,40a	55,52±2,59a	52,01±2,09a	51,10±1,11a	50,08±2,91a	50,51±1,98a	
	IV – 2020	56,30±1,40a	56,54±0,86a	55,89±1,31a	53,86±1,14ab	54,45±1,77a	50,69±0,98b	
Fe (mg/kg)	I – 2016/2017	226,14±12,49a	223,96±6,90a	220,62±11,10a	222,92±5,90a	215,61±3,02a	216,25±10,06a	30-250 (mg/kg)
	II – 2018	216,89±8,41a	218,57±13,35a	229,60±14,15a	217,32±8,83a	216,71±6,29a	221,51±15,12a	
	III – 2019	225,80±3,49a	222,35±2,56a	221,12±5,62a	219,13±4,04a	220,23±6,25a	215,08±5,27a	
	IV – 2020	244,19±5,05a	234,63±12,41a	240,38±11,46a	236,26±7,52a	238,71±4,98a	229,51±7,93a	
Mn (mg/kg)	I – 2016/2017	48,02±2,18a	49,64±0,81a	49,08±1,63a	47,56±1,38a	48,49±2,36a	47,81±2,44a	20-200 (mg/kg)
	II – 2018	104,93±4,00a	106,52±2,95a	102,81±4,05a	102,59±4,45a	98,96±4,54a	98,50±4,58a	
	III – 2019	70,57±1,50a	72,79±2,10a	69,69±2,08a	70,08±0,92a	69,98±3,21a	69,86±1,76a	
	IV – 2020	55,37±1,29a	54,81±1,75a	54,42±1,43a	53,79±0,66a	54,14±1,02a	49,10±0,93b	
Cu (mg/kg)	I – 2016/2017	6,11±0,42a	5,98±0,21a	6,14±0,38a	6,14±0,23a	6,03±0,17a	6,23±0,11a	6-20 (mg/kg)
	II – 2018	6,55±0,24a	6,54±0,31a	6,48±0,38a	6,41±0,22a	6,39±0,26a	6,35±0,19a	
	III – 2019	6,69±0,23a	6,83±0,19a	6,52±0,10a	6,48±0,07a	6,42±0,07a	6,41±0,31a	
	IV – 2020	7,79±0,24a	7,66±0,07ab	7,69±0,19ab	7,54±0,05ab	7,67±0,10ab	7,39±0,13b	

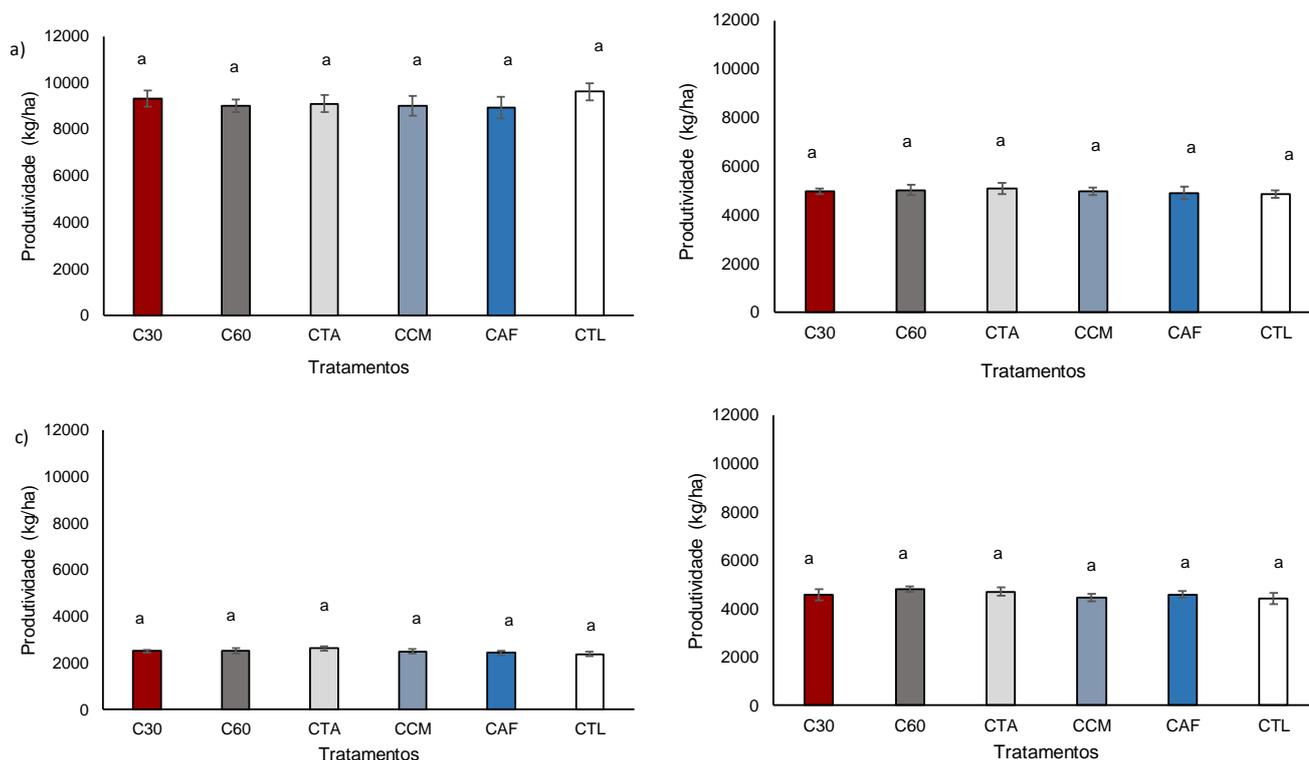


Figura 40 Produtividade de milho ao longo de quatro safras. a) safra I; b) safra II; c) safra III; d) safra IV. Letras distintas indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$).

Mesmo com características diferentes no processo de estabilização e qualidade final, os compostos orgânicos (C30, C60, CTA, CCM e CAF) não apresentaram diferenças estatísticas ($p < 0,05$) na produtividade do milho (Figura 40). Esse comportamento indica que mesmo a cama de frango (CAF), sem rigoroso processo de estabilização, foi capaz de fornecer condições para a manutenção da produtividade de milho, de acordo com a estratégia adotada. Os tratamentos C30, C60, CTA e CCM diferenciaram principalmente pelo tempo do processo de compostagem e não apresentaram diferenças estatísticas na produtividade de milho. Os resultados indicam que mesmo compostos produzidos em aproximadamente 30 e 60 dias de compostagem foram capazes de manter a produtividade de milho em comparação aos demais tratamentos. Destaca-se que os compostos orgânicos C30, C60 e CAF apresentaram características físico-químicas de acordo com normativas vigentes.

Os resultados evidenciam o potencial existente nos resíduos da CPFC para o aproveitamento agrônomo, desde que atendam parâmetros específicos de qualidade ambiental e agrônoma. No Brasil, geralmente as instalações de produção e processamento de proteína de frango são próximas às regiões produtoras de milho (ABPA, 2021). Isso potencializa a economia circular, com estratégias de ciclo fechado,

em que resíduos da CPFC são transformados em insumos agrícolas. Tomić e Schneider (2018) destacam o potencial existente em resíduos regionais para contribuir em demandas locais por nutrientes. O uso de resíduos da CPFC para produção de milho ganha destaque em países como Brasil, Estados Unidos e China, por serem os maiores produtores de frango de corte e milho (ABPA, 2021; USDA, 2022b).

6. CONCLUSÕES

De acordo com os objetivos, condições de desenvolvimento e resultados obtidos com a pesquisa, é possível concluir que:

1. Os compostos orgânicos C30, C60 e CAF apresentaram parâmetros físico-químicos de acordo com as Instruções Normativas nº 35/2006, 7/2016, 61/2020, e Resolução CONAMA 481/2017.
2. O composto CTA apresentou teor de água acima dos limites máximos para o ano IV/2020. No entanto, essa variação não afetou negativamente os demais parâmetros de segurança ambiental e qualidade agronômica.
3. A concentração de COT para CCM ficou abaixo do limite mínimo exigido (15%) para os quatro anos de análise, devido às elevadas concentrações de nitrogênio dos resíduos da CPFC e escassez de fontes de carbono em processo de larga escala.
4. A ACP separou os compostos orgânicos em três grupos: C30, C60 e CTA apresentaram características físico-químicas semelhantes; outros dois grupos formados por CCM e CAF apresentaram características distintas.
5. Após quatro anos de experimento, o teor de carbono orgânico no solo foi afetado significativamente pela adição de compostos orgânicos, principalmente na camada 0-0,1 m de solo. Os tratamentos C60 e CTA apresentaram maiores concentrações, estoques, taxa de sequestro e eficiência de sequestro de carbono orgânico na camada de 0-0,1 m.
6. Os tratamentos C30 e CAF apresentaram concentrações, estoques e taxa de sequestro de carbono orgânico maiores que o controle na camada de 0-0,1 m, enquanto CCM apresentou maiores concentrações e estoque de COS em comparação ao controle. A taxa de sequestro de carbono orgânico em CCM foi afetada pela baixa concentração de COT no composto orgânico.
7. Por meio da análise de FTIR foi observada maior estabilidade dos AH para os tratamentos C30, C60, CTA, CCM e CAF em comparação ao controle, devido à entrada de material orgânico no solo. Por meio da ACP e cluster foi possível observar maior semelhança entre os AH extraídos do solo em C60 e CTA em comparação aos demais tratamentos.
8. Alterações significativas na densidade, porosidade total e macroporosidade ocorreram nas camadas 0-0,1 e 0,1-0,2 m de solo. As maiores reduções de densidade e aumento da porosidade total foram verificadas para os tratamentos C30, C60 e CTA em comparação ao controle. As principais alterações nos parâmetros físicos do solo ocorreram nos tratamentos com maior sequestro de COS.
9. Quanto ao pH e à concentração de nutrientes, as maiores alterações ocorreram na camada de 0-0,1 m de solo. A adição de compostos orgânicos elevou o pH e reduziu a acidez do solo para todos os tratamentos em relação ao controle, com destaque para C60 (pH: 6,10) e CTA (pH: 6,17).

10. A adição de compostos orgânicos no solo aumentou a concentração de microelementos como Zn, Fe, Mn e Cu. O pH e a matéria orgânica afetaram a disponibilidade dos microelementos entre os tratamentos com compostos orgânicos.

11. A adição de compostos orgânicos como complemento em função da redução das doses de fertilizantes minerais melhorou a disponibilidade de nutrientes no solo. A redução gradativa de fertilizantes minerais e compostos orgânicos não apresentou efeitos adversos na disponibilidade de nutrientes ao longo do tempo.

12. A redução gradativa dos fertilizantes minerais em 30, 40, 50 e 60% com complemento de compostos orgânicos manteve a qualidade nutricional das plantas de milho em comparação a 100% de fertilização mineral.

13. A produtividade do milho foi igual entre todos os tratamentos durante as quatro safras estudadas. Mesmo com a redução de fertilizantes minerais, os compostos orgânicos foram capazes de suprir a demanda nutricional das plantas, sem redução na produtividade em relação ao tratamento controle.

14. Propriedades físicas e nutrientes do solo, diagnose foliar e produtividade do milho demonstraram a capacidade da combinação entre compostos orgânicos e fertilizantes minerais. A estratégia adotada nesse estudo pode fomentar a valorização dos resíduos da CPFC e, conseqüentemente, a economia circular nesse setor.

15. Mais estudos são necessários para avaliar as especificidades da alteração da matéria orgânica, características biológicas do solo e emissão de gases de efeito estufa, em função da adição de compostos orgânicos. Estudos devem ser desenvolvidos considerando a viabilidade econômica da combinação entre compostos orgânicos e fertilizantes minerais, e sua redução gradativa. Estudos devem ser desenvolvidos considerando a mecanização agrícola para aplicação do composto orgânico em larga escala.

7 REFERÊNCIAS

- ADEDIRAN, J. A.; TAIWO, L. B.; AKANDE, M. O.; SOBULO, R. A.; IDOWU, O. J. Application of Organic and Inorganic Fertilizer for Sustainable Maize and Cowpea Yields in Nigeria. **Journal of Plant Nutrition**, v. 27, 2005.
- AGYARKO-MINTAH, E.; COWIE, A.; VAN ZWIETEN, L.; SINGH, B. P.; SMILLIE, R.; HARDEN, S.; FORNASIER, F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. **Waste Management**, v. 61, n. May 2016, p. 129-137, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009>.
- ALAVI, N.; SARMADI, K.; GOUDARZI, G.; BABAEI, A. A.; BAKHSHOODEH, R.; PAYDARY, P. Attenuation of tetracyclines during chicken manure and bagasse co-composting: Degradation, kinetics, and artificial neural network modeling. **Journal of Environmental Management**, v. 231, n. August 2017, p. 1203-1210, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.003>.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 90, n. 1, p. 25-45, 2002.
- ANTONANGELO, J. A.; FERRARI NETO, J.; CRUSCIOL, C. A. C.; ZHANG, H.; ALLEONI, L. R. F.; KINRADE, S. D. Comparative analysis of exchangeable aluminum in a tropical soil under long-term no-till cultivation. **Soil & Tillage Research**, v. 216, n. February, 2022.
- APARECIDO, L. E. de O.; ROLIM, G. D. S.; RICHETTI, J.; SOUZA, P. S. de; JOHANN, J. A. Köppen, Thornthwaite and Camargo climate classifications for climatic zoning in the State of Paraná, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 405-417, 2016.
- AQUINO, A. J. A.; TUNEGA, D.; SCHAUMANN, G. E.; HABERHAUER, G.; GERZABEK, M. H.; LISCHKA, H. Stabilizing capacity of water bridges in nanopore segments of humic substances: a theoretical investigation. **Journal of Physical Chemistry C**, v. 113, n. 37, p. 16468-16475, 2009.
- ARIKAN, O. A.; MULBRY, W.; RICE, C. The effect of composting on the persistence of four ionophores in dairy manure and poultry litter. **Waste Management**, v. 54, p. 110-117, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.032>.
- ASSES, N.; FARHAT, A.; CHERIF, S.; HAMDY, M.; BOUALLAGUI, H. Comparative study of sewage sludge co-composting with olive mill wastes or green residues: Process monitoring and agriculture value of the resulting composts. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 114, p. 25-35, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2017.12.006>.
- ASSES, N.; FARHAT, W.; HAMDY, M.; BOUALLAGUI, H. Large scale composting of poultry slaughterhouse processing waste: Microbial removal and agricultural biofertilizer application. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 124, p. 128-136, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.02.004>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório anual**. Disponível em: <https://abpa-br.org/abpa-lanca-relatorio-anual-2021/>. Acesso em: 07 jan. 2022.
- BEDADA, W.; KARLTUN, E.; LEMENIH, M.; TOLERA, M. Long-term addition of compost and NP fertilizer increases crop yield and improves soil quality in experiments on smallholder farms. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 195, 2014.
- BEDADA, W.; LEMENIH, M.; KARLTUN, E. Soil nutrient build-up, input interaction effects and

plot level N and P balances under long-term addition of compost and NP fertilizer. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 218, p. 220-231, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.024>.

BEDFORD, A.; YU, H.; SQUIRES, E.J.; LEESON, S.; GONG, J. Effects of supplementation level and feeding schedule of butyrate glycerides on the growth performance and carcass composition of broiler chickens. **Poultry Science**, v. 96, p. 3221-3228, 2017. <https://doi.org/10.3382/ps/pex098>.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5444-5453, 2009. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852408009917>. Acesso em: 8 abr. 2017.

BERNARDI, F. H. **Compostagem de resíduos agroindustriais**: Incubatório. 2011. 78f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2011.

BERNARDI, F. H. **Materiais lignocelulósicos na compostagem de resíduos da agroindústria do frango de corte**. 2015. 63f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2015.

BOHACZ, J. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1052-1062, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.077>.

BONETTI, J. A.; ANGHUNONI, I.; MORAES, M. T.; FINK, J. R. Resilience of soils with different texture, mineralogy and organic matter under long-term conservation systems. **Soil & Tillage Research**, v. 174, 2017.

BONG, C. P. C.; LIM, L. Y.; HO, W. S.; LIM, J. S.; KLEMES, J. J.; TOWPRAYOON, S.; HO, C. S.; LEE, C. T. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. **Journal of Cleaner Production**, v. 146, p. 149-157, 2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 7**, 12 de abril de 2016. Brasília, DF, 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 61**, 08 de julho de 2020. Brasília, DF, 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 27**, de 05 de junho de 2006. Brasília, DF, 2006a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25**, 23 de julho de 2009. Brasília, DF, 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 35**, 04 de julho de 2006b. Brasília, DF, 2006.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei 12.305** de 2 de agosto de 2010. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 481**, de 03 de outubro de 2017. Brasília, DF, 2017.

BUENO, P.; YANEZ, R.; RIVERA, A.; DÍAZ, M.J. Modelling of parameters for optimization of maturity in composting trimming residues. **Bioresource Technology**, v. 100, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.06.042>.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. R.; DEYN, G.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MADER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKEL, W.; GROENIGEN, J. W. V.; BRUSSAARD, L. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, n. September 2017, p. 105-125, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.

BUSTAMANTE, M.A.; PAREDES, C.; MARHUENDA-EGEA, F.C.; PEREZ-SPINOSA, A.; BERNAL, M.P.; MORAL, R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**, v. 72, p. 551-557, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.030>.

CAO, Y.; CHANG, Z.; WANG, J.; MA, Y.; YANG, H.; FU, G. Potential use of anaerobically digested manure slurry to suppress Phytophthora root rot of chilli pepper. **Scientia Horticulturae**, v. 168, p. 124-131, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2013.11.004>.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, 2012.

CARNEIRO, L. J.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; MARTINS, M. F. L.; ROZATTI, M. A. T. Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 796-807, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000400019>.

CASTÁN, E.; SATTI, P.; GONZÁLEZ-POLO, M.; IGLESIAS, M. C.; MAZZARINO, M. J. Managing the value of composts as organic amendments and fertilizers in sandy soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 224, p. 29-38, 2016.

CATTLE, S. R.; ROBINSON, C.; WHATMUFF, M. The character and distribution of physical contaminants found in soil previously treated with mixed waste organic outputs and garden waste compost. **Waste Management**, v. 101, 2020.

CERDA, A.; ARTOLA, A.; FONT, X.; BARRENA, R.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Composting of food wastes: status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57-67, 2018.

CESARO, A.; CONTE, A.; BELGIORNO, V.; SICILIANO, A.; GUIDA, M. The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. October 2018, p. 264-270, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.121>.

CESTONARO, T.; ABREU, P. G. de; ABREU, V. M. N.; LOPES, L. DOS S.; COLDEBELLA, A. Poultry carcass decomposition and physicochemical analysis of compounds in different composter types. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 4, p. 617-625, 2014.

CESTONARO, T.; BARROS, R.T. de V.; MATOS, A.T.; COSTA, M.A. Full scale composting of food waste and tree pruning: how large is the variation on the compost nutrients over time? **Science of the Total Environment**, v. 754, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142078>.

CESTONARO, T.; BARROS, R. T. V.; MATOS, A. T. Municipal composting facility: Is it possible to produce a compost that complies with legislation over time? **Environmental Technology & Innovation**, v. 26, 2022.

CHAKRABORTY, D.; PRASAD, R.; BHATTA, A.; TORBERT, A. Understanding the environmental impact of phosphorus in acidic soils receiving repeated poultry litter applications. **Science of the Total Environment**, v. 779, 2021.

CHAKRABORTY, D.; PRASAD, R. Stratification of soil phosphorus forms from long-term repeated poultry litter applications and its environmental implication. **Environmental Challenges**, v. 5, 2021.

CHAUDHARY, S.; DHERI, G. S.; BRAR, B. S. Long-term effects of NPK fertilizers and organic manures on carbon stabilization and management index under rice-wheat cropping system. **Soil and Tillage Research**, v. 166, p. 59-66, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.10.005>.

CHEN, H.; AWASTHI, M. K.; LIU, T.; ZHAO, J.; REN, X.; WANG, M.; DUAN, Y. D.; AWASTHI, S. K.; ZHANG, Z. Influence of clay as additive on greenhouse gases emission and maturity evaluation during chicken manure composting. **Bioresource Technology**, v. 266, n. May, p. 82-88, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.073>.

CHEN, Z.; ZHANG, S.; WEN, Q.; ZHENG, J. Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 37, p. 172-178, 2015.

CHEN, M.; HUANG, Y.; LIU, H.; XIE, S.; ABBAS, F. Impact of different nitrogen sources on the compost quality and greenhouse gas emissions during composting of garden waste. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 124, p. 326-335, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.03.006>.

CHEN, X.; CUI, Z.; FAN, M.; VITOUSEK, P.; ZHAO, M.; MA, W.; WANG, Z.; ZHANG, W.; YAN, X.; YANG, J.; DENG, X.; GAO, Q.; ZHANG, Q.; GUO, S.; REN, J.; LI, S.; YE, Y.; WANG, Z.; HUANG, J.; TANG, Q.; SUN, Y.; PENG, X.; ZHANG, J.; HE, M.; ZHU, Y.; XUE, J.; WANG, G.; WU, L.; AN, N.; WU, L.; MA, L.; ZHANG, W.; ZHANG, F. Producing more grain with lower environmental costs. **Nature**, v. 514, n. 7253, p. 486-489, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nature13609>.

CHIARELOTTO, M. **Redução do tempo de compostagem de resíduos agroindustriais: efeito nos parâmetros de controle e na qualidade do composto final**. 2018. 80f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2018.

CHIARELOTTO, M.; DAMACENO, F. M.; LORIN, H. E. F.; TONIAL, L. M. S.; COSTA, L. A. M.; BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; COSTA, M. S. S. M. Reducing the composting time of broiler agro-industrial wastes: the effect of process monitoring parameters and agronomic quality. **Waste Management**, v. 96, p. 25-35, 2019.

CHIARELOTTO, M.; RESTREPO, J. C. S. P.; LORIN, H. E. F.; DAMACENO, F. M. Composting organic waste from the broiler production chain: a perspective for the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 329, 2021.

CHRYSTAL, P. V.; GREENHALGH, S.; MCINERNEY, B. V.; MCQUADE, L. R.; AKTER, Y.; DORIGAM, J. C. de P.; SELLE, P. H.; LIU, S. Y. Maize-based diets are more conducive to crude protein reductions than wheat-based diets for broiler chickens. **Animal Feed Science and Technology**, v. 275, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2021.114867>.

CIHLÁŘ, Z.; VOJTOVÁ, L.; CONTE, P.; NASIR, S.; KUČERÍK, J. Hydration and water holding properties of cross-linked lignite humic acids. **Geoderma**, v. 230-231, p. 151-160, 2014.

CONTINI, E.; MARTINS MOTA, M.; MARRA, R.; BORGHI, E.; MIRANDA, R. A. de; SILVA, A.

F. da; SILVA, D. D. da; MACHADO, J. R. de A.; COTA, L. V.; COSTA, R. V. da; MENDES, S. M. **Milho**: Caracterização e Desafios Tecnológicos. Série Desafios do Agronegócio Brasileiro (NT2), p. 1-45. Brasília, DF: Embrapa; Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2019.

COSTA, M. S. S. M.; CESTONARO, T.; COSTA, L. A. M.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F. Improving the nutrient content of sheep bedding compost by adding cattle manure. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, 2015.

COSTA, M. S. S. M.; CARNEIRO, L. J.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F. Composting time reduction of agro-industrial wastes. **Engenharia Agrícola**, v. 36, p. 1206-1217, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n6p1206-1217/2016>.

COSTA, M. S. S. de M.; BERNARDI, F. H.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2084-2092, 2017.

COSTA, L. A. M., COSTA, M. S. S. M.; DAMACENO, F. M.; CHIARELOTTO, M.; BOFINGER, J.; GAZZOLA, W. Bioaugmentation as a strategy to improve the compost quality in the composting process of agro-industrial wastes. **Environmental Technology & Innovation**, v. 22, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101478>.

COZZOLINO, V.; DI MEO, V.; MONDA, H.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A. The molecular characteristics of compost affect plant growth, arbuscular mycorrhizal fungi, and soil microbial community composition. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, 2016.

CUETOS, M. J.; MARTINEZ, E. J.; MORENO, R.; GONZALEZ, R.; OTERO, M.; GOMEZ, X. Enhancing anaerobic digestion of poultry blood using activated carbon. **Journal of Advanced Research**, v. 8, p. 297-307, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jare.2016.12.004>.

CUI, J.; ZHU, Z.; XU, X.; LIU, S.; JONES, D. L.; KUZYAKOV, Y.; SHIBISTOVA, O.; WU, J.; GE, T. Carbon and nitrogen recycling from microbial necromass to cope with C:N stoichiometric imbalance by priming. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 142, 2020.

DALÓLIO, F. S.; SILVA, J. N.; OLIVEIRA, A. C. C.; TINOCO, I. F. F.; BARBOSA, R. C.; RESENDE, M. O.; ALBINO, L. F. T.; COELHO, S. T. Poultry litter as biomass energy: a review and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 941-949, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.104>.

DAMACENO, F. M. **Codigestão anaeróbia do lodo obtido em abatedouros de frangos e batata-doce**: valorização energética e agrônômica. 2018. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2018.

DAMACENO, F. M.; CHIARELOTTO, M.; PIRES SALCEDO RESTREPO, J. C.; MENDONÇA COSTA, J. A. de; LUCAS JUNIOR, J. de; COSTA, M. S. S. de M. Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: energy and nutrient recovery. **Renewable Energy**, v. 133, p. 489-499, 2019.

DATTA, A.; CHOUDHURY, M.; SHARMA, P. C.; PRIYANKA; JAT, H. S.; JAT, M. L.; KAR, S. Stability of humic acid carbon under conservation agriculture practices. **Soil & Tillage Research**, v. 216, 2022.

DAVIDSON, E. A.; TRUMBORE, S. E.; AMUNDSON, R. S. Soil warming and organic carbon content. **Nature**, v. 408, n. December, p. 789-790, 2000.

DEMELASH, N.; BAYU, W.; TEFAYE, S.; ZIADAT, F.; SOMMER, R. Current and residual effects of compost and inorganic fertilizer on wheat and soil chemical properties. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 100, n. 3, p. 357-367, 2014.

DHALIWAL, S. S.; MANCHANDA, J. S.; WALIA, S. S.; PHUTELA, R. P. Nutrition management in maize (*Zea mays* L.)-Potato (*Solanum tuberosum* L.)-Onion (*Allium cepa* L.) cropping sequence through organic and inorganic sources. **Journal of Ecology and Environment**, v. 28, n. 1, p. 136-143, 2010.

DHALIWAL, S. S.; NARESH, R. K.; MANDAL, A.; SINGH, R.; DHALIWAL, M. K. Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: A review. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 1-2, 2019.

DHAMODHARAN, K.; VARMA, V. S.; VELUCHAMY, C.; PUGAZHENDHI, A.; RAJENDRAN, K. Emission of volatile organic compounds from composting: A review on assessment, treatment and perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 695, p. 133725, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133725>.

EKWUE, E. I. Effect of organic and fertiliser treatments on soil physical properties and erodibility. **Soil & Tillage Research**, v. 22, 1992.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, p. 529-538, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>.

EL OUAQOUDI, F. Z.; EL FELLS, L.; LEMEE, L.; AMBLES, A.; HAFIDI, M. Evaluation of lignocelulose compost stability and maturity using spectroscopic (FTIR) and thermal (TGA/TDA) analysis. **Ecological Engineering**, v. 75, 2015.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Solos/Embrapa Informática Agropecuária/Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2009. 627p

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; CLARK, R. B. Micronutrients in crop production. **Advances in Agronomy**, v. 77, 2002.

FAN, J.; DING, W.; XIANG, J.; QIN, S.; ZHANG, J.; ZIADI, N. Carbon sequestration in an intensively cultivated sandy loam soil in the North China Plain as affected by compost and inorganic fertilizer application. **Geoderma**, v. 230-231, 2014.

FARINA, R.; TESTANI, E.; CAMPANELLI, G.; LETEO, F.; NAPOLI, R.; CANALI, S.; TITTARELLI, F. Potential carbon sequestration in a Mediterranean organic vegetable cropping system. A model approach for evaluating the effects of compost and Agro-ecological Service Crops (ASCs). **Agricultural Systems**, v. 162, n. 239-248, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.02.002>.

FEHMBERGER, C.; TORRES, F.; SANTOS, D.; MARGATTO, C. Effectiveness of incorporation of crude glycerin as a source of labile carbon in the composting of poultry production residues. **Journal of Cleaner Production**, v. 251, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119739>.

FERREIRA, D. F. **Estatística multivariada**, 2.ed. Lavras: UFLA, 2011.

FERREIRA, A.; KUNH, S. S.; CREMONEZ, P. A.; DIETER, J.; TELEKEN, J. G.; SAMPAIO, S. C.; KUNH, P. D. Brazilian poultry activity waste: Destinations and energetic potential. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, n. August 2017, p. 3081-3089, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.08.078>.

FONTOURA, S. M. V.; PIAS, O. H. C.; TIECHER, T.; CHERUBIN, M. R.; MORAES, R. P.; BAYER, C. Effect of gypsum rates and lime with different reactivity on soil acidity and crop grain yields in a subtropical Oxisol under no-tillage. **Soil & Tillage Research**, v. 193, 2019.

FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. **Soil & Tillage Research**, v. 66, 2002.

FUKUMOTO, Y.; OSADA, T.; HANAJIMA, D.; HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration— effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, n. 2, p. 109-114, 2003.

GALLI, G.M.; GERBET, R.R.; GRISS, L.G.; FORTUOSO, B.F.; PETROLI, T.G.; BOIAGO, M.M.; SOUZA, C.F.; BALDISSERA, M.D.; MESADRI, J.; WAGNER, R.; ROSA, G. da; MENDES, R.E.; GRIS, A.; SILVA, A.S.da. Combination of herbal components (curcumin, carvacrol, thymol, cinnamaldehyde) in broiler chicken feed: impacts on response parameters, performance, fatty acid profiles, meat quality and control of coccidia and bacteria. **Microbial Pathogenesis**, v. 139, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2019.103916>.

GARCI., A. N. Characterisation and quantification of laying waste of fed with different corn particle size. **Archivos de Zootecnia**, v. 65, p. 191-195, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.21071/az.v65i250.487>.

GARDONI, R. A. de P.; AZEVEDO, M. de A. Estudo da biodegradação de carcaças de aves por meio do processo de compostagem em biodigestores fechados descontínuos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 3, p. 425-429, 2019.

GAVILANES-TERÁN, I.; JARA-SAMANIEGO, J.; IDROVO-NOVILLO, J.; BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; PAREDES, C. Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. **Waste Management**, v. 48, p. 127-134, 2016.

GHOSH, S.; WILSON, B.; GHOSHAL, S.; SENAPATI, N.; MANDAL, B. Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 156, 2012.

GONZALEZ, D.; COLON, J.; GABRIEL, D.; SANCHEZ, A. Science of the Total Environment the effect of the composting time on the gaseous emissions and the compost stability in a full-scale sewage sludge composting plant. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 311-323, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.081>.

GOTT, R. M.; AQUINO, L. A.; CARVALHO, A. M. X.; SANTOS, L. P. D.; NUNES, P. H. M. P.; COELHO, B. S. Índices diagnósticos para interpretação de análise foliar do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 11, 2014.

GUO, X. X.; LIU, H. T.; WU, S. B. Humic substances developed during organic waste composting: formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 501-510, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.137>.

HAN, Z.; SUN, D.; WANG, H.; LI, R.; BAO, Z.; QI, F. Effects of ambient temperature and aeration frequency on emissions of ammonia and greenhouse gases from a sewage sludge aerobic composting plant. **Bioresource Technology**, v. 270, n. July, p. 457-466, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.048>.

HOUGHTON, R. A. Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850. In: LAL, R. (Ed.) **Soils and global change**. Boca Raton, CRC Lewis Publishers, p.45-65, 1995.

HUANG, X.; JIA, Z.; GUO, J.; LI, T.; SUN, D.; MENG, H.; GUANGHUI, Y.; HE, X.; RAN, W.; ZHANG, S.; HONG, J.; SHEN, Q. Ten-year long-term organic fertilization enhances carbon sequestration and calcium-mediated stabilization of aggregate-associated organic carbon in a reclaimed Cambisol. **Geoderma**, v. 355, 2019.

HUESO-GONZÁLEZ, P.; MUNOZ-ROJAS, M.; MATÍNEZ-MURILLO, J. F. The role of organic amendments in drylands restoration. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, 2018.

IDROVO-NOVILLO, J.; GAVILANES-TERÁN, I.; BUSTAMANTE, M. A.; PAREDES, C. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 116, 2018.

INACIO, C.T.; MILLER, P.R.M. **Compostagem**: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 2009.

IPCC, 2007. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (Eds.). **Climate Change 2007: the Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 996.

JAIN, M. S.; KALAMDHAD, A. S. Soil revitalization via waste utilization: compost effects on soil organic properties, nutritional, sorption and physical properties. **Environmental Technology & Innovation**, v. 18, 2020.

JANCZAK, D.; MALIŃSKA, K.; CZEKAŁA, W.; CÁCERES, R.; LEWICKI, A.; DACH, J. Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw. **Waste Management**, v. 66, p. 36-45, 2017.

JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, M.; LÓPEZ-LLUCH, D. B.; GAVILANES-TERÁN, I.; MORAL, R. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 1349-1358, 2017.

JUAREZ, M. F. D.; PRÄHAUSER, B.; WALTER, A.; INSAM, H.; FRANKE-WHITTLE, I. H. Co-composting of biowaste and wood ash, influence on a microbially driven-process. **Waste Management**, v. 46, p. 155-164, 2015.

KIEHL, E. J. **Novos fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Degaspari, 2010.

KIM, H.; JEON, J.; NAM, K.; SHIM, K.; JUNG, J.; KIM, K. S.; CHOI, Y.; KIM, S.; JANG, A. Comparison of the quality characteristics of chicken breast meat from conventional and animal welfare farms under refrigerated storage. **Poultry Science**, v. 99, p. 1788-1796, 2020. h Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psj.2019.12.009>.

KOCHIIERU, M.; LAMORSKI, K.; FEIZIENE, D.; FEIZA, V.; SLEPETIENE, A.; VOLUNGEVICIUS, J. Land use and soil types affect macropore network, organic carbon and nutrient retention, Lithuania. **Geoderma Regional**, v. 28, 2022.

KONG, Z.; WANG, X.; LIU, Q.; LI, T.; CHEN, X.; CHAI, L.; LIU, D.; SHEN, Q. Evolution of various fractions during the windrow composting of chicken manure with rice chaff. **Journal of Environmental Management**, v. 207, 2018.

KREIDENWEIS, U.; BREIER, J.; HERRMANN, C.; LIBRA, J.; PROCHNOW, A. Greenhouse

gas emissions from broiler manure treatment options are lowest in well-managed biogas production. **Journal of Cleaner Production**, v. 280, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124969>.

KUKULS, I.; KLAVINS, M.; NIKODEMUS, O.; KASPARINSKIS, R.; BRUMELIS, G. Changes in soil organic matter and soil humic substances following the afforestation of former agricultural lands in the boreal-nemoral ecotone (Latvia). **Geoderma Regional**, v. 15, 2019.

KUNZ, A.; VIOLA, E. S.; LIMA, G. J. M. M. de; MAZZUCO, H.; CORREA, J. C.; PALHARES, J. C. P.; AUGUSTO, K. V. Z.; MIELE, M.; VIOLA, T. H.; AVILA, V. S. de, SILVA, V. S. **Manejo Ambiental na Avicultura**. Série Documentos, v. 149. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011.

LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. **International Biometric Society**, v. 33, n. 2, p. 363-374, 1977. DOI: 10.2307/2529786.

LASARIDI, K.; PROTOPAPA, I.; KOTSOU, M.; PILIDIS, G.; MANIOS, T.; KYRIACOU, A. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. **Journal of Environmental Management**, v. 80, p. 58-65, 2006.

LERCH, T. Z.; DIGNAC, M. F.; THEVENOT, M.; MCHERGUI, C.; HOUOT, S. Chemical changes during composting of plant residues reduce their mineralisation in soil and cancel the priming effect. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, n. June, p. 107525, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107525>.

LI, Z.; LU, H.; REN, L.; HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting: a review. **Chemosphere**, v. 93, n. 7, p. 1247-1257, 2013.

LI, X.; ZHU, W.; XU, F.; DU, J.; TIAN, X.; SHI, J.; WEI, G. Organic amendments affect soil organic carbon sequestration and fractions in fields with long-term contrasting nitrogen applications. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 322, 2021.

LIMA, N. D. da S.; NAAS, I. de A.; GARCIA, R.G.; MOURA, D. J. de. Environmental impact of Brazilian broiler production process: evaluation using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 237, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117752>.

LIN, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: a comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, n. June 2016, p. 151-167, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>.

LIU, M.; WANG, C.; WANG, F.; XIE, Y. Maize (*Zea mays*) growth and nutrient uptake following integrated improvement of vermicompost and humic acid fertilizer on coastal saline soil. **Applied Soil Ecology**, v. 142, n. May, p. 147-154, 2019a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.024>.

LIU, W.; WANG, J.; SUNC, L.; WANG, T.; LI, C.; CHEN, B. Sustainability evaluation of soybean-corn rotation systems in the Loess Plateau region of Shaanxi, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 210, p. 1229-1237, 2019b. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.121>.

LIU, L.; WANG, S.; GUO, X.; WANG, H. Comparison of the effects of different maturity composts on soil nutrient, plant growth and heavy metal mobility in the contaminated soil. **Journal of Environmental Management**, v. 250, 2019c.

LÓPEZ, R.; ANTELO, J.; SILVA, A. C.; BENTO, F.; FIOL, S. Factors that affect

physicochemical and acid-base properties of compost and vermicompost and its potential use as a soil amendment. **Journal of Environmental Management**, v. 300, 2021.

LORIN, H. E. G.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M. C.; PEREIRA, D. C.; CARNEIRO, L. J. Stabilization of confined beef cattle manure: characteristics of produced fertilizers. **Engenharia Agrícola**, v. 36, 2016.

LORIN, H.E.F.; COSTA, M.S.S. de M.; CHIARELOTTO, M.; SANTOS, F.T.; COSTA, L.A.D.M. Addition of boiler charcoal waste to compost for use as substrate for vegetable seedlings. **Engenharia Agrícola**, v. 39. n. 6, p. 753-762, 2019. Disponível em: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-85077563384&partnerID=MN8TOARS>. Acesso em: 10 mar. 2022.

LOZANO-GARCÍA, B.; PARRAS-ALCÁNTARA, L.; ALBORNOZ, M. T. C. Effects of oil mill wastes on surface soil properties, runoff and soil losses in traditional olive groves in southern Spain. **Catena**, v. 85, 2011.

LU, T.; WANG, X.; DU, Z.; WU, L. Impacts of continuous biochar application on major carbon fractions in soil profile of North China Plain's cropland: in comparison with straw incorporation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 315, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107445>.

LUO, Y.; VEELLEN, H. P. J. V.; CHEN, S.; SECHI, V.; HEIJNE, A. T.; VEEKEN, A.; BUISMAN, C. J. N.; BEZEMER, T. M. Effects of sterilization and maturity of compost on soil bacterial and fungal communities and wheat growth. **Geoderma**, v. 409, 2022.

MA, S.; XIONG, J.; CUI, R.; SUN, X.; HAN, L.; XU, Y.; KAN, Z.; GONG, X.; HUANG, G. Effects of intermittent aeration on greenhouse gas emissions and bacterial community succession during large-scale membrane- covered aerobic composting. **Journal of Cleaner Production**, v. 266, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121551>.

MACHADO, W.; FRANCHINI, J. C.; GUIMARÃES, M. F.; TAVARES FILHO, J. Spectroscopic characterization of humic and fulvic acids in soil aggregates, Brazil. **Heliyon**, v. 6, 2020.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1989. 201 p.

MANSILHA, R.B.; COLLATTO, D.C.; LACERDA, D.P.; WOLF MOTTA MORANDI, M.I.; PIRAN, F.S. Environmental externalities in broiler production: an analysis based on system dynamics. **Journal of Cleaner Production**, v. 209, p. 190-199, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.179>.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Brasília: MAPA/DAS/CGAL, 2014. 220p.

MATTER, J.M.; COSTA, M.S.S.D.M.; COSTA, L.A.D.M.; PEREIRA, D.C.; VARENNES, A.; TESSARO, D. Anaerobic co-digestion of hatchery waste and wastewater to produce energy and biofertilizer - batch phase. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, p. 651-656, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n9p651-656>.

MAULINI-DURAN, C.; ARTOLA, A.; FONT, X.; SANCHEZ, A. A systematic study of the gaseous emissions from biosolids composting: raw sludge versus anaerobically digested sludge. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 43-51, 2013.

MAZUMDER, P.; PM, A.; JYOTI, D.; KHWAIRAKPAM, M.; MISHRA, U.; KALAMDHAD, A. S. Enhancement of soil physico-chemical properties post compost application: optimization using

Response Surface Methodology comprehending Central Composite Design. **Journal of Environmental Management**, v. 289, 2021.

MELO, C.O.; SILVA, G.H.; ESPERANCINI, M.S.T. Economical analysis of broilers production under risk conditions in the state of Paraná. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, p. 1919-1926, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542008000600035>.

MEHTA, C. M.; PALNI, U.; FRANKE-WHITTLE, I. H.; SHARMA, A. K. Compost: its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 607-622, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.012>.

MENG, L.; LI, W.; ZHANG, S.; WU, C.; JIANG, W.; SHA, C. Effect of different extra carbon sources on nitrogen loss control and the change of bacterial populations in sewage sludge composting. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 238-243, 2016a.

MILINKOVIĆ, M.; LALEVIĆ, B.; JOVIČIĆ-PETROVIĆ, J.; GOLUBOVIC-CURGUZ, V.; KLJUJEV, I.; RAICEVIC, V. Biopotential of compost and compost products derived from horticultural waste—Effect on plant growth and plant pathogens' suppression. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 121, p. 299-306, 2019.

MORALES, A. B.; BUSTAMANTE, M. A.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; MORAL, R.; ROS, M.; PASCUAL, J.A. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. **Journal of Cleaner Production**, v. 121, p. 186-197, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.012>.

MOTA, V. C.; ANDRADE, E. T.; PINTO, S. M.; ABREU, L. R. de; LEITE, D. F. Utilization of bedded cattle confinement for organic manure of maize crop de bovino para adubação orgânica do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13 n. 4, p. 620-624, 2019.

MOURA, J. A.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. L. da; GUIMARAES, D. V.; SANTANA, I. L. de. Organic Matter and Carbon Management Index of Soil Treated With Composted and Non-Composted Layered Residues. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 1, p. 78-86, 2017.

MUNARETTO, J. S.; YONKOS, L.; AGA, D. S. Transformation of ionophore antimicrobials in poultry litter during pilot-scale composting. **Environmental Pollution**, v. 212, p. 392-400, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.066>.

MUSCOLO, A.; PAPALIA, T.; SETTINERI, G.; MALLAMACI, C.; JESKE-KACZANOWSKA, A. Are raw materials or composting conditions and time that most influence the maturity and/or quality of composts? Comparison of obtained composts on soil properties. **Journal of Cleaner Production**, v. 195, p. 93-101, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652618315518>.

NAKASAKI, K.; HIRAI, H. Temperature control strategy to enhance the activity of yeast inoculated into compost raw material for accelerated composting. **Waste Management**, v. 65, p. 29-36, 2017.

NARDI, S.; PIZZEGHELLO, D.; GESSA, C.; FERRARESE, L.; TRAINOTTI, L.; CASADORO, G. Short Communication A Low Molecular Weight Humic Fraction on Nitrate Uptake and Protein Synthesis in Maize Seedlings. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 415-420, 2000.

NDZELU, B. S.; DOU, S.; MZHANG, X.; ZHANG, Y.; MA, R.; LIU, X. Tillage effects on humus composition and humic acid structural characteristics in soil aggregate-size fractions. **Soil & Tillage Research**, v. 213, p. 105090, 2021.

NIEDZIALKOSKI, R. K.; COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M. TONIAL, L. M. S.; DAMACENO, F. M.; LORIN, H. E. F.; BOFINGER, J.; CHIARELOTTO, M. Combining pre-treatment strategies for broilers industry waste valorization. **Heliyon**, v. 5, n. 8, p. e02351, 2019.

O'CONNOR, D.; PENG, T.; ZHANG, J.; TSANG, D.C. W.; ALESSI, D. S.; SHEN, Z.; BOLAN, N.; HOU, D. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: a review of in situ field trials. **Science of The Total Environment**, v. 619, p. 815-826, 2018.

OLIVEIRA, M. M.; COLDEBELLA, A.; FILHO, P. B.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Aeration frequency on accelerated composting of animal carcasses. **Ciencia e Agrotecnologia**, v. 42, n. 6, p. 653-665, 2018.

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; EKE, I. E.; NWANKWOALA, M. O.; IROH, I. N.; EZEUGU, L. I. Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140-157, 2017.

ONU – Organização das Nações Unidas. **FAO**: se o atual ritmo de consumo continuar, em 2050 mundo precisará de 60% mais alimentos e 40% mais água. Publicado em: 21 jan. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/fao-se-o-atual-ritmo-de-consumo-continuar-em-2050-mundo-precisara-de-60-mais-alimentos-e-40-mais-agua/>. Acesso em: 10 mar. 2022.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; DE, J.; JÚNIOR, L. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 3, p. 538-545, 2010.

ORRICO, A.C.A.; SCHWINGEL, A.W.; COSTA, M.S.S. de M.; ORRICO JUNIOR, M.A.P.; BORQUIS, R.R. A.; ALVES, G.P.; OLIVEIRA, J. D. de; LEITE, B.K.V.; GARCIA, R.G.; VILELA, R.N. da S. Characterization and valuing of hatchery waste from the broiler chicken productive chain. **Waste Management**, v. 105, p. 520-530, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.029>.

PACHECO, J. de C.; MOITA NETO, J. M.; SILVA, E. A. da. Environmental performance of feed production for broiler in Piauí state, Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 707-716, 2018.

PAGLIAI, M.; ANTISARI, L. V. Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure. **Bioresource Technology**, v. 43, 1993.

PALHARES, J.C.P.; KUNZ, A. **Manejo Ambiental na Avicultura**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa, 2011.

PAN, J.; CAI, H.; ZHANG, Z.; LIU, H.; LI, R.; MAO, H.; AWASTHI, M. K.; WANG, Q.; ZHAI, L. Comparative evaluation of the use of acidic additives on sewage sludge composting quality improvement, nitrogen conservation, and greenhouse gas reduction. **Bioresource Technology**, v. 270, n. July, p. 467-475, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.050>.

PARADELO, R.; LERCH, T. Z.; HOUOT, S.; DIGNAC, M. F. Composting modifies the patterns of incorporation of OC and N from plant residues into soil aggregates. **Geoderma**, v. 353, n. November 2019, p. 415-422, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.07.025>.

PARNPUU, S.; ASTOVER, A.; TONUTARE, T.; PENU, P.; KAUER, K. Soil organic matter qualification with FTIR spectroscopy under different soil types in Estonia. **Geoderma Regional**, v. 28, 2022.

PELEGRÍN, M.; SÁEZ-TOVAR, J. A.; ANDREU-RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; MARTÍNEZ-SABATER, E.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; BUSTAMANTE, M. A.; AGULLÓ, E.; VICO, A.; PAREDES, C.; MORAL, R. Composting of the invasive species *Arundo donax* with sewage and agri-food sludge: agronomic, economic and environmental aspects. **Waste Management**, v. 78, 2018.

PELTRE, C.; GREGORICH, E. G.; BRUUN, S.; JENSEN, L. S.; MAGID, J. Repeated application of organic waste affects soil organic matter composition: evidence from thermal analysis, FTIR-PAS, amino sugars and lignin biomarkers. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 104, 2017.

PEREIRA, R. F.; CARDOSO, E. J. B. N.; OLIVEIRA, F. C.; ESTRADA-BONILLA, G. A.; CERRI, C. E. P. A novel way of assessing C dynamics during urban organic waste composting and greenhouse gas emissions in tropical region. **Bioresource Technology Reports**, v. 3, p. 35-42, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.02.002>.

PICCOLO, A.; PIETRAMELLARA, G.; MBAGWU, J.S.C. Effects of coal derived humic substances on water retention and structural stability of Mediterranean soils. **Soil Use and Management** v. 12, p. 209-213, 1996.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. 2 ed. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2017, 420p.

RAJ, D.; ANTIL, R. S. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2868-2873, 2011.

RAMOS, A. C.; MARTINS, M. A.; FAÇANHA, A. R. Atividade atpásica e pirofosfatásica em microsomos de raízes de milho colonizadas com fungos micorrízicos arbusculares. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 29, n. 2, p. 207-213, 2005.

REN, X.; WANG, Q.; AWASTHI, M. K.; ZHAO, J.; WANG, J.; LI, R.; ZHANG, Z. Improvement of cleaner composting production by adding Diatomite: from the nitrogen conservation and greenhouse gas emission. **Bioresource Technology**, v. 286, n. March, p. 121377, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121377>.

RODRIGUES, P. N. F.; ROLIM, M. M.; BEZERRA NETO, E.; COSTA, R. N. T.; PEDROSA, E. M. R.; OLIVEIRA, V. S. Efeito do composto orgânico e compactação do solo no milho e nutrientes do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 8, p. 788-793, 2011.

ROIG, A.; LAX, A.; CEGARRA, J.; COSTA, F.; HERNANDEZ, M. T. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manure. **Soil Science**, v.146, p 311-316, 1988.

ROLL, V. F. B.; PRÁ, A. D.; ROLL, A. P. Research on Salmonella in broiler litter reused for up to 14 consecutive flocks. **Poultry Science**, v. 90, 2011.

SAATH, K. C. de O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da Demanda Mundial de Alimentos e Restrições do Fator Terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, n. 02, p. 195-2012, 2018.

SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, n. 26, p. 136-153, 2017.

SANTOS, A.; BUSTAMANTE, M. A.; TORTOSA, G.; MORAL, R.; BERNAL, M. P. Gaseous emissions and process development during composting of pig slurry: the influence of the proportion of cotton gin waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 81-90, 2016.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.084>.

SBCS/NEPAR - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná**. Curitiba, 2017.

SHARMA, A.; WEINDORF, D. C.; WANG, D. D.; CHAKRABORTY, S. Characterizing soils via portable X-ray fluorescence spectrometer: 4. Cation exchange capacity (CEC). **Geoderma**, v. 239, p. 130-134, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.10.001>.

SHETTY, R.; VIDYA, S. N.; PRAKASH, N. B.; LUX, A.; VACULIK, M. Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. **Science of the Total Environment**, v. 765, 2021.

SILVA, V.P.; VAN DER WERF, H.M.G.; SOARES, S.R.; CORSON, M.S. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: an LCA approach. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 222-231, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011>.

SILVA, E. E. da.; AZEVEDO, P. H. S. de.; DE-POLLI, H. Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C). **Comunicado técnico 98**. Embrapa, Seropédica, RJ, 2007a.

SILVA, E. E. da.; AZEVEDO, P. H. S. de.; DE-POLLI, H. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂). **Comunicado técnico 99**. Embrapa, Seropédica, RJ, 2007b.

SILVA, P. E. R. **Qualidade do composto orgânico em função da frequência de revolvimentos e das condições ambientais**. 2017. 49f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

SIMEPAR - Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná. **Condições climáticas entre 2016 e 2020 região oeste do Paraná**. Disponível em: <http://www.simepar.br/>. Acesso em: 10 mar. 2022.

SOLAIMAN, Z. M.; YANG, H.; ARCHDEACON, D.; TIPPETT, O.; TIBI, M.; WHITELEY, A. S. Humus-Rich Compost Increases Lettuce Growth, Nutrient Uptake, Mycorrhizal Colonisation, and Soil Fertility. **Pedosphere**, v. 29, n. 2, p. 170-179, 2019. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60794-0](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60794-0).

SORIA, R.; ORTEGA, R.; BASTIDA, F.; MIRALLES, I. Role of organic amendment application on soil quality, functionality and greenhouse emission in a limestone quarry from semiarid ecosystems. **Applied Soil Ecology**, v. 164, 2021a.

SORIA, R.; RODRÍGUEZ-BERBEL, N.; ORTEGA, R.; LUCAS-BORJA, M.E.; MIRALLES, I. Soil amendments from recycled waste differently affect CO₂ soil emissions in restored mining soils under semiarid conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 294, 2021b.

SOUZA, C. da C. B.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. do; LIMA, E. S. A.; LIMA, J. O.; CARMO, M. G. F.; GARCÍA, A. C. Relation between changes in organic matter structure of poultry litter and heavy metals solubility during composting. **Journal of Environmental Management**, v. 247, n. June, p. 291-298, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.072>.

SPACCINI, R.; PICCOLO, A. Molecular Characterization of Compost at Increasing Stages of Maturity. 2. Thermochemolysis-GC-MS and ¹³C-CPMAS-NMR Spectroscop. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 55, 2007.

STAHEL, W. R. The circular economy. **Nature**, v. 531, p. 435-438, 2016. <https://doi.org/10.1038/531435a>.

STEEL, H.; VANDECASTEELE, B.; WILLEKENS, K.; SABBE, K.; MOENS, T.; BERT, W. Nematode communities and macronutrients in composts and compost-amended soils as affected by feedstock composition. **Applied Soil Ecology**, v. 61, 2012.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: Genesis, composition, reactions**. New York, John Wiley & Sons, 1994. 443p

SUKITPRAPANON, T. S.; JANTAMENCHAI, M.; TULAPHITAK, D.; VITYAKON, P. Nutrient composition of diverse organic residues and their long-term effects on available nutrients in a tropical sandy soil. **Heliyon**, v. 6, 2020.

SUNADA, S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. P.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. de M.; FERNANDES, A. R. M.; LUCAS JUNIOR, J. de; SENO, L. de O. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciencia Rural**, v. 45, n. 1, p. 178-183, 2015.

SWIFT, R. S. Organic Matter Characterization. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMNER, M. E. (Eds.) **Methods of soil analysis**. Part 3. Chemical Methods. Book Series: 5. Wisconsin: Soil Science Society of America, 1996. Cap. 35, p. 1011-1069.

SZOGI, A. A.; VANOTTI, M. B. Prospects for phosphorus recovery from poultry litter. **Bioresource Technology**, v. 100, 2009.

TAHIR, M. M.; KHURSHID, M.; KHAN, M. Z.; ABBASI, M. K.; KAZMI, M. H. Lignite-derived humic acid effect on growth of wheat plants in different soils. **Pedosphere**, v. 21, n. 1, p. 124-131, 2011. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160\(10\)60087-2](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(10)60087-2).

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 918p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed., Porto alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p

TOMIĆ, T.; SCHNEIDER, D.R. The role of energy from waste in circular economy and closing the loop concept – energy analysis approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 98, p. 268-287, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.09.029>.

TORRES-CLIMENT, A.; MARTIN-MATA, J.; MARHUENDA-EGEA, F.; MORAL, R.; BARBER, X.; PEREZ-MURCIA, M. D.; PAREDES, C. Composting of the Solid Phase of Digestate from Biogas Production: optimization of the Moisture, C/N Ratio, and pH Conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 46, n. S1, p. 197-207, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2014.988591>.

TURAN, N. G.; AKDEMIR, A.; ERGUN, O. N. Removal of volatile organic compounds by natural materials during composting of poultry litter. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 2, p. 798-803, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.010>.

UNIÃO EUROPÉIA. **European Parliament Legislative Resolution** of 27 March 2019 on the Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council Laying Down Rules on the Making Available on the Market of CE Marked Fertilising Products and Amending Regulations. EC, 2019.

USDA - United States Department of Agriculture. **Livestock and Poultry: World Markets and Trade** - January, 2022a. Foreign Agricultural Service, 2022a. Disponível em:

<https://www.fas.usda.gov/data/livestock-and-poultry-world-markets-and-trade>. Acesso em: 20 fev. 2022.

USDA - United States Department of Agriculture. **Production, Supply and Distribution**. PSD, 2022b. Disponível em: <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/home>. Acesso em: 20 fev. 2022.

VICO, A.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; AGULLÓ, E.; MARHUENDA-EGEA, F. C.; SÁEZ, J. A.; PAREDES, C.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; MORAL, R. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 226, n. August, p. 408-415, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.035>.

VOLIKOV, A. B.; KHOLODOV, V. A.; KULIKOVA, N. A. PHILIPPOVA, O. I.; PONOMARENKO, S. A.; LASAREVA, E. V.; PARFYONOVA, A. M.; HATFIELD, K.; PERMINOVA, I. V. Silanized humic substances act as hydrophobic modifiers of soil separates inducing formation of water-stable aggregates in soils. **Catena**, v. 137, p. 229-236, 2016.

XU, S.; LI, L.; ZHAN, J.; GUO, X. Variation and factors on heavy metal speciation during co-composting of rural sewage sludge and typical rural organic solid waste. **Journal of Environmental Management**, v. 306, 2022.

WANG, S.; JENA, U.; DAS, K.C. Biomethane production potential of slaughterhouse waste in the United States. **Energy Conversion and Management**, v. 173, p. 143-157, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.07.059>.

WEBER, J.; KARCZEWSKA, A.; DROZD, J.; LICZJAR, M.; LICZJAR, S.; JAMROZ, E.; KOCOWICZ, A. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, 2007.

WEI, W.; YAN, Y.; CAO, J.; CHRISTIE, P.; ZHANG, F.; FAN, M. Effects of combined application of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil organic matter: an integrated analysis of long-term experiments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 225, p. 86-92, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.004>.

WEI, Y.; LI, J.; SHI, D.; LIU, G.; ZHAO, Y.; SHIMAOKA, T. Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 122, 2017.

WILLEKENS, K.; VANDECASTEELE, B.; BUCHAN, D.; NEVE, S. Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. **Applied Soil Ecology**, v. 82, 2014.

WITTEN I.H.; FRANK, E.; HALL, M.A. **Data Mining: Practical Machine Learning Tools and Techniques**, Third Edition. Burlington, Massachusetts: Morgan Kaufmann Publishers, 2011.

YOON, Y.M.; KIM, S.H.; OH, S.Y.; KIM, C.H. Potential of anaerobic digestion for material recovery and energy production in waste biomass from a poultry slaughterhouse. **Waste Management**, v. 34, p. 204-209, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.020>.

YUAN, J.; CHADWICK, D.; ZHANG, D.; LI, G.; CHEN, S.; LUO, W.; DU, L.; HE, S.; PENG, S. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 56, p. 403-410, 2016.

ZHANG, L.; XIANG-YANG, S.; X. TIAN, Y.; GONG, X.-Q. Biochar and humic acid amendments improve the quality of composted green waste as a growth medium for the ornamental plant *Calathea insignis*. **Scientia Horticulturae**, v. 176, p. 70-78, 2014. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2014.06.021>.

ZHANG, Y.; LI, C.; WANG, Y.; HU, Y.; CHRISTIE, P.; ZHANG, J.; LI, X. Maize yield and soil fertility with combined use of compost and inorganic fertilizers on a calcareous soil on the North China Plain. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 85-94, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.08.006>.

ZHANG, H.; LI, G.; GU, J.; WANG, G.; LI, Y.; ZHANG, D. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH₃ emissions during aerobic composting of kitchen waste. **Waste Management**, v. 58, p. 369-375, 2016.

ZHAO, D.; O'CONNOR, J.; ZHANG, T.; PENG, Z.; SHEN, D.C.W.; TSANG, D. Hou Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar. **Journal of Cleaner Production**, v.174, p. 977-987, 2018.

ZHU-BARKER, X.; BAILEY, S. K.; PAW U, K. T.; BURGER, M.; HORWATH, W. R. Greenhouse gas emissions from green waste composting windrow. **Waste Management**, v. 59, p. 70-79, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.004>.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. de. Evaluating toxicity of immature compost. **BioCycle**, v. 22, p. 54-57, 1981.

APÊNDICE A

Seção 5.1 – Qualidade ambiental e agronômica dos compostos orgânicos

Caracterização dos compostos orgânicos aplicados em solo nas safras I, II, III e IV.

Tabela 17 Caracterização dos compostos orgânicos aplicados em solo nas safras I e II

Parâmetro	Ano/Safra I – 2016/2017					Ano/Safra II- 2018				
	C30	C60	CTA	CCM	CAF	C30	C60	CTA	CCM	CAF
Teor de água (%)	15,86±0,3	37,22±0,7	34,31±0,6	40,23±1,2	49,32±0,1	20,43±0,8	32,50±0,4	44,93±0,5	25,15±0,3	30,61±0,1
pH	7,18±0,02	7,58±0,02	7,31±0,06	7,91±0,02	8,53±0,02	7,74±0,02	7,64±0,01	7,62±0,01	7,28±0,03	7,46±0,05
CE (mS/cm)	1,20±0,02	1,22±0,05	1,87±0,03	0,25±0,03	5,29±0,05	1,25±0,03	1,52±0,02	1,23±0,03	1,03±0,03	4,05±0,05
COT (%)	26,1±0,20	24,8±1,20	24,6±1,60	13,2±0,40	23,20±0,3	30,0±1,40	27,2±0,90	26,80±2,50	10,2±1,41	40,4±0,10
NTK (%)	2,80±0,00	2,28±0,11	2,77±0,13	1,67±0,01	1,96±0,12	3,05±0,07	2,83±0,14	3,25±0,05	0,88±0,00	3,22±0,07
Relação C/N	9,35±0,09	10,92±0,8	8,89±0,83	7,94±0,24	11,86±0,6	9,82±0,35	9,65±0,77	8,25±0,71	11,63±0,15	12,58±0,3
P (g/kg)	4,17±0,07	4,06±0,04	5,12±0,07	19,35±0,1	23,89±0,1	6,68±0,10	6,05±0,13	6,33±0,07	5,85±0,08	13,07±0,6
K (g/kg)	13,87±0,04	4,98±1,4	5,02±0,27	4,81±0,26	5,80±0,27	18,16±0,2	4,64±0,21	5,14±0,14	4,94±0,24	5,69±0,30
Na (g/kg)	4,20±0,18	1,40±0,12	1,20±0,07	1,20±0,01	1,36±0,04	4,19±0,04	1,57±0,12	1,22±0,03	1,08±0,16	1,26±0,05
Cu (g/kg)	0,10±0,01	0,34±0,01	0,04±0,01	0,03±0,00	0,06±0,02	0,16±0,00	0,30±0,03	0,04±0,00	0,04±0,00	0,06±0,01
Mn (g/kg)	0,68±0,05	1,63±0,02	0,33±0,05	0,35±0,02	0,34±0,06	0,55±0,07	0,81±0,03	0,34±0,03	0,37±0,02	0,46±0,04
Fe (g/kg)	7,43±0,10	9,22±0,12	6,83±0,37	6,82±0,22	6,36±0,38	5,66±0,17	9,09±0,01	7,04±0,30	6,56±0,07	7,21±0,32
Zn (g/kg)	0,38±0,02	0,45±0,00	0,15±0,02	0,16±0,01	0,20±0,01	0,42±0,04	0,20±0,03	0,16±0,00	0,17±0,01	0,19±0,01
Cd (g/kg)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Al (g/kg)	7,07±0,57	29,24±0,03	6,10±0,10	5,45±0,56	4,27±0,52	3,21±0,57	42,85±0,07	3,11±0,87	3,11±0,53	2,97±0,16
Pb (g/kg)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
CTC (cmol _c /kg)	147,85±5,4	160,86±1,1	160,04±1,1	75,53±4,3	69,69±3,3	136,86±1,8	133,92±1,5	141,77±1,3	85,05±3,1	83,00±1,4
Relação CTC/COT	5,66±0,16	6,48±0,34	6,53±0,44	5,71±0,23	3,00±0,14	4,57±0,27	4,92±0,18	5,31±0,44	8,31±0,34	2,05±0,03

C30: resíduos estabilizados em 30 dias; C60: resíduos estabilizados em 60 dias; CTA: resíduos estabilizados até temperatura ambiente; CCM: composto orgânicos comercial; CAF: cama de frango sem estabilização; CE: condutividade elétrica; MO: matéria orgânica; COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; CTC: capacidade de troca catiônica; IG: índice de germinação; nd: não detectado.

Tabela 18 Caracterização dos compostos orgânicos aplicados em solo safras III e IV

Parâmetro	Ano/Safra III - 2019					Ano/Safra IV - 2020				
	C30	C60	CTA	CCM	CAF	C30	C60	CTA	CCM	CAF
Teor de água (%)	9,61±0,3	31,34±1,4	46,12±0,9	25,76±1,0	21,47±0,2	19,67±1,3	28,93±1,0	54,37±0,12	25,81±0,3	21,06±0,22
pH	7,32±0,02	7,43±0,03	7,85±0,01	7,0±0,02	7,79±0,02	6,53±0,04	7,49±0,02	7,22±0,02	7,15±0,02	8,55±0,06
CE (mS/cm)	1,39±0,03	1,76±0,06	2,22±0,02	1,86±0,02	4,54±0,05	2,64±0,04	1,88±0,03	2,37±0,02	1,83±0,02	5,71±0,05
COT (%)	36,5±0,70	34,0±1,0	28,9±0,60	13,9±0,90	30,8±0,30	35,6±1,30	29,9±2,0	31,0±0,4	13,0±1,3	41,7±0,5
NTK (%)	3,70±0,29	2,84±0,02	2,86±0,00	1,33±0,06	3,29±0,12	3,69±0,16	3,32±0,17	3,66±0,05	1,17±0,08	3,09±0,17
Relação C/N	10,23±0,79	11,99±0,41	10,12±0,21	10,46±0,37	9,37±0,30	9,63±0,21	9,04±1,06	8,46±0,19	11,11±0,93	13,53±0,88
P (g/kg)	7,44±0,22	8,48±0,44	8,56±0,20	6,23±0,08	14,06±0,29	6,84±0,19	7,34±0,34	8,11±0,07	6,34±0,09	13,41±0,05
K (g/kg)	17,42±1,20	9,56±0,27	8,15±0,27	9,14±0,46	10,19±0,86	21,37±0,14	7,18±0,37	7,02±0,33	6,05±0,23	8,32±0,27
Na (g/kg)	4,37±0,08	1,09±0,14	2,02±0,19	2,12±0,09	2,27±0,14	4,23±0,04	0,99±0,02	1,63±0,14	1,32±0,15	1,70±0,04
Cu (g/kg)	0,47±0,06	0,41±0,04	0,22±0,01	0,14±0,01	0,08±0,01	0,64±0,01	0,21±0,01	0,09±0,02	0,07±0,01	0,07±0,01
Mn (g/kg)	0,59±0,03	0,72±0,02	0,49±0,04	0,76±0,05	0,40±0,07	0,51±0,01	0,71±0,07	0,18±0,02	0,23±0,02	0,21±0,01
Fe (g/kg)	6,94±0,02	9,22±0,08	6,76±0,28	7,60±0,36	6,30±0,28	6,11±0,03	8,81±0,14	6,80±0,19	6,67±0,09	6,75±0,02
Zn (g/kg)	0,30±0,01	0,23±0,01	0,33±0,04	0,30±0,03	0,29±0,03	0,32±0,05	0,17±0,01	0,16±0,02	0,18±0,02	0,19±0,01
Cd (g/kg)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Al (g/kg)	3,34±0,29	44,21±0,71	3,66±0,04	6,16±0,53	4,42±0,03	1,76±0,61	38,11±0,30	2,18±0,27	3,37±0,10	0,79±0,05
Pb (g/kg)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
CTC (cmol _c /kg)	140,44±3,6	142,97±4,9	136,65±2,2	106,58±3,3	98,93±4,3	136,01±2,7	140,24±4,9	143,46±3,8	104,77±1,9	76,51±3,6
Relação CTC/COT	3,85±0,09	4,21±0,25	4,72±0,06	7,69±0,62	3,21±0,11	3,83±0,23	4,72±0,44	4,63±0,15	8,11±0,82	1,84±0,08

C30: resíduos estabilizados em 30 dias; C60: resíduos estabilizados em 60 dias; CTA: resíduos estabilizados até temperatura ambiente; CCM: composto orgânicos comercial; CAF: cama de frango sem estabilização; CE: condutividade elétrica; MO: matéria orgânica; COT: carbono orgânico total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; CTC: capacidade de troca catiônica; IG: índice de germinação; nd: não detectado.

APÊNDICE B

Seção 5.2 – subseção 5.2.2 – Estoque, taxa e eficiência de sequestro de carbono orgânico do solo

Tabela 19 Taxa de sequestro de carbono orgânico do solo (Mg/ha.ano)

Tratamentos	Profundidade (m)		
	0-0,1	0,1-0,2	0,2-,3
C30	2,57±0,2b	0,85±0,27a	0,67±0,25ab
C60	2,99±0,07a	0,90±0,21a	1,03±0,22a
CTA	2,99±0,12a	0,99±0,33a	0,75±0,34ab
CCM	2,12±0,07cd	0,72±0,0,06a	0,58±0,12ab
CAF	2,45±0,14bc	0,61±0,13ab	0,15±0,38b
CTL	1,75±0,18d	0,02±0,20b	0,13±0,26b

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

APÊNDICE C

Seção 5.3 – subseção 5.3.3 – Macro e microporosidade do solo

Tabela 20 Microporosidade do solo em coletas I (2016), II (2018), III (2019) e IV (2020)

Profundidade	C30	C60	CTA	CCM	CAF	CTL
Coleta I						
0 – 0,1 m	37,50±0,83a	36,39±1,94a	37,47±2,36a	38,85±1,44a	37,17±1,28a	36,73±2,16a
0,1 – 0,2 m	36,81±1,47a	36,54±1,08a	36,11±2,03a	37,20±1,58a	37,84±0,90a	35,96±2,19a
0,2 – 0,3 m	38,21±1,59a	37,73±0,11a	37,13±0,21a	37,45±0,15a	37,42±1,39a	37,42±0,77a
Coleta II						
0 – 0,1 m	40,76±2,32a	39,83±0,48a	39,88±2,04a	38,79±1,88a	38,38±0,67a	36,67±1,63a
0,1 – 0,2 m	37,47±0,55a	36,60±1,50a	37,52±1,20a	37,55±1,98a	36,98±1,23a	36,58±1,10a
0,2 – 0,3 m	36,53±0,11a	38,12±0,63a	37,16±1,13a	37,05±1,07a	37,58±0,54a	37,63±1,30a
Coleta III						
0 – 0,1 m	36,16±1,38a	35,68±1,66a	36,51±0,78a	36,29±1,78a	35,28±0,89a	34,58±0,73a
0,1 – 0,2 m	34,87±0,81a	34,67±1,13a	35,21±0,31a	34,39±0,69a	33,46±1,70a	34,58±1,23a
0,2 – 0,3 m	34,19±1,99a	34,76±1,17a	34,83±1,85a	34,65±0,45a	34,42±0,48a	34,07±2,72a
Coleta IV						
0 – 0,1 m	37,47±0,56a	36,01±1,37a	37,20±0,72a	37,85±1,03a	35,73±1,00a	36,42±0,99a
0,1 – 0,2 m	36,25±0,21a	35,77±0,59a	35,96±0,46a	36,02±1,55a	35,86±1,01a	35,62±0,52a
0,2 – 0,3 m	36,71±2,02a	36,63±2,42a	37,47±1,93a	36,73±1,80a	37,11±1,07a	36,54±0,86a

Letras distintas indicam diferença significativa na mesma profundidade do solo (Tukey, $p < 0,05$).

APÊNDICE D

Seção 5.5 – subseção 5.5.2 – Produtividade do milho

Tabela 21 Efeitos da combinação de compostos orgânicos e fertilizantes minerais na produtividade de milho

Tratamentos	Safra I	Safra II –	Safra III	Safra IV
	2016/2017	2018	2019	2020
C30	155,09±5,77a	82,66±2,09a	41,91±1,14a	77,64±1,81ab
C60	150,23±4,27a	83,70±3,62a	42,41±1,94a	81,56±1,56a
CTA	151,73±6,16a	84,75±3,77a	43,78±1,83a	78,50±2,90ab
CCM	150,11±7,00a	83,01±2,63a	41,71±1,50a	73,34±1,65bc
CAF	148,99±7,88a	81,61±4,19a	40,77±1,59a	70,07±1,67c
CTL	160,39±6,07a	80,91±2,42a	39,84±1,84a	71,01±1,92c

Letras distintas indicam diferença significativa no mesmo parâmetro (Tukey, $p < 0,05$).