

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA**

**Pirólise e co-pirólise de resíduos agrícolas: produção e potencial do biocarvão  
como condicionador de solo**

Edson Faria da Silva  
*Doctor Scientiae*

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2025**

**EDSON FARIA DA SILVA**

**Pirólise e co-pirólise de resíduos agrícolas: produção e potencial do biocarvão  
como condicionador de solo**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Teogenes Senna de Oliveira

Coorientador: Leonidas C. Azevedo Melo

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

S586p  
2025  
Silva, Edson Faria da, 1986-  
Pirólise e co-pirólise de resíduos agrícolas: produção e potencial do biocarvão como condicionador de solo / Edson Faria da Silva. – Viçosa, MG, 2025.  
1 tese eletrônica (150 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Teogenes Senna Oliveira.  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos, 2025.

Referências bibliográficas: f. 128-150.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.417>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solos - Teor de compostos orgânicos.  
2. Biocombustíveis. 3. Carvão vegetal. 4. Resíduos como combustível. 5. Pirólise. I. Oliveira, Teogenes Senna, 1961-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. III. Título.

CDD 22. ed. 631.417

**EDSON FARIA DA SILVA**

**Pirólise e co-pirólise de resíduos agrícolas: produção e potencial do biocarvão como condicionador de solo**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 26 de fevereiro de 2025.

Assentimento:

---

Edson Faria da Silva  
Autor

---

Teogenes Senna de Oliveira  
Orientador

Essa tese foi assinada digitalmente pelo autor em 19/06/2025 às 10:35:16 e pelo orientador em 19/06/2025 às 10:40:09. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **71N3.S7CI.1FMU** e clique no botão 'Validar documento'.

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, por me guiar em cada passo desta jornada e por renovar minhas forças nos momentos de dificuldade. Foi em Sua presença que encontrei sabedoria, coragem e serenidade para superar os desafios e seguir adiante.

À minha esposa Luanny, por ser minha base e meu maior incentivo. Sua paciência, apoio incondicional e amor inabalável foram essenciais para que eu pudesse chegar até aqui. Às minhas filhas, Cloe e Cayla, por me mostrarem todos os dias o verdadeiro significado de alegria e propósito. Vocês são minha maior inspiração e razão para seguir em frente.

Aos meus queridos pais, Adão Helvécio e Maria Aparecida, obrigado de coração por todo amor, dedicação e ensinamentos que me moldaram como pessoa. Vocês sempre foram meu porto seguro, oferecendo apoio incondicional e acreditando no meu potencial, mesmo nas horas mais difíceis.

Aos meus irmãos, pelo companheirismo e pelas palavras de incentivo que muitas vezes foram o alento necessário para seguir em frente. Nossa conexão e os momentos compartilhados me deram forças para enfrentar os desafios desta jornada.

Aos meus colegas de trabalho, sobretudo da Rotina, por compartilharem seus conhecimentos, que foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho, e por segurarem as pontas durante as minhas ausências para a condução desta tese.

Ao meu orientador Teogenes Senna de Oliveira, manifesto minha sincera gratidão por ter acreditado no potencial deste trabalho. Sua orientação, paciência e incentivo foram fundamentais para o desenvolvimento desta pesquisa. Agradeço por me desafiar a buscar sempre o melhor, contribuindo significativamente para o meu crescimento.

Aos professores das bancas de qualificação e de defesa, expresso minha profunda gratidão pela valiosa contribuição e sugestões que enriqueceram significativamente esta tese.

A estudante de iniciação científica IC Helena Maria que me deu um valioso suporte para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos onde desenvolvi grande parte das análises, em especial a Paloma, pelo apoio técnico nas análises realizadas, e os amigos da pós, frequentadores do LabMOR, em especial Hugo, Vanessa, Cintia e David, pelo compartilhamento de conhecimento e ajuda mútua na condução das análises.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, colaboraram para a realização desta tese, seja com palavras de incentivo, apoio emocional ou colaboração técnica. Cada gesto de confiança e cada demonstração de suporte fizeram a diferença!

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

## RESUMO

SILVA, Edson Faria da, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2025. **Pirólise e co-pirólise de resíduos agrícolas: produção e potencial do biocarvão como condicionador de solo.** Orientador: Teogenes Senna de Oliveira. Coorientador: Leonidas Carrijo Azevedo Melo.

A valorização de resíduos agroindustriais é crucial para a sustentabilidade ambiental e econômica. Esta tese explorou a produção e aplicação de biocarvões, incluindo variantes copirolisadas, visando aprimorar as propriedades do solo e o desempenho de culturas. Biocarvões foram produzidos a 500°C a partir de cama de frango, fibra de coco e resíduos da indústria de papel e celulose (moinha e resíduos da peneira rotativa). Após caracterização detalhada (físico-química, elementar, estrutural e morfológica), seus efeitos foram avaliados em experimentos com sorgo em três texturas de solo contrastantes (areia franca, franco-argiloso e muito argiloso), analisando a dinâmica da água, disponibilidade de nutrientes, crescimento da cultura e respostas microbianas. Os resultados demonstraram que as propriedades dos biocarvões variaram significativamente com a matéria-prima, e a copirólise otimizou características específicas. O biocarvão de fibra de coco destacou-se na retenção de água, enquanto os derivados de cama de frango exibiram elevado poder neutralizante e capacidade de disponibilizar nutrientes. A aplicação desses materiais melhorou consistentemente a retenção de água do solo (com aumentos de até 59% em solos arenosos) e a disponibilidade de nutrientes, impulsionando o crescimento do sorgo. Adicionalmente, os biocarvões corrigiram a acidez do solo e aumentaram sua capacidade de troca catiônica. No nível biológico, estimularam a atividade microbiana, com notáveis aumentos na biomassa fúngica (até 31 vezes em solos arenosos com biocarvão copirolisado). A estrutura da comunidade microbiana, incluindo a proporção de bactérias Gram-positivas para Gram-negativas, foi alterada, e a copirólise conferiu maior estabilidade em solos arenosos. Em suma, esta pesquisa demonstra o potencial significativo da valorização de resíduos.

Palavras-chave: Resíduos agroindustriais; Microorganismos; Nutrientes; Lixiviação; Retenção hídrica; Acidez do solo

## ABSTRACT

SILVA, Edson Faria da, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2025. **Pyrolysis and co-pyrolysis of agricultural residues: production and potential of biochar as a soil conditioner.** Adviser: Teogenes Senna de Oliveira. Co-adviser: Leonidas Carrijo Azevedo Melo.

The valorization of agro-industrial residues is crucial for environmental and economic sustainability. This thesis explored the production and application of biochars, including co-pyrolyzed variants, aiming to enhance soil properties and crop performance. Biochars were produced at 500°C from chicken litter, coconut fiber, and pulp and paper industry residues (charcoal fines and rotary screen residues). Following detailed characterization (physicochemical, elemental, structural, and morphological), their effects were evaluated in sorghum experiments across three contrasting soil textures (sandy loam, clay loam, and heavy clay), analyzing water dynamics, nutrient availability, crop growth, and microbial responses. Results demonstrated that biochar properties varied significantly with the feedstock, and co-pyrolysis optimized specific characteristics. Coconut fiber biochar excelled in water retention, while chicken litter-derived biochars exhibited high neutralizing power and nutrient-supplying capacity. The application of these materials consistently improved soil water retention (with increases of up to 59% in sandy soils) and nutrient availability, boosting sorghum growth. Additionally, biochars corrected soil acidity and increased its cation exchange capacity. At the biological level, they stimulated microbial activity, with notable increases in fungal biomass (up to 31 times in sandy soils with co-pyrolyzed biochar). The microbial community structure, including the ratio of Gram-positive to Gram-negative bacteria, was altered, and co-pyrolysis conferred greater stability in sandy soils. In summary, this research demonstrates the significant potential of valorizing agro.

Keywords: Agro-industrial residues; Microorganisms; Nutrients; Leaching; Water retention; Soil acidity

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL .....	9
<b>2</b>	<b>COPIRÓLISE DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS E CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DOS BIOCARVÕES.....</b>	<b>12</b>
2.1	INTRODUÇÃO .....	14
2.2	MATERIAIS E MÉTODOS .....	17
2.2.1	Produção dos biocarvões.....	17
2.2.2	Análises físicas e químicas .....	19
2.2.3	Análise morfológica dos biocarvões .....	25
2.2.4	Análises estatísticas.....	26
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	27
2.3.1	Análise imediata dos biocarvões produzidos.....	27
2.3.2	Caracterização físico-química dos biocarvões .....	30
2.3.3	Termogravimetria dos biocarvões produzidos.....	35
2.3.4	Composição elementar C,H e N dos biocarvões.....	38
2.3.5	Difratometria de raio X (DRX).....	40
2.3.6	Espectroscopia de absorção molecular na região do infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) .....	43
2.3.7	Caracterização química dos biocarvões .....	46
2.3.8	Caracterização física dos biocarvões .....	49
2.3.9	Morfologia dos biocarvões .....	52
2.3.10	Seleção dos potenciais biocarvões condicionadores de solo .....	57
2.4	CONCLUSÕES.....	62
<b>3</b>	<b>BIOCARVÕES COMO CONDICIONADORES DE SOLO: IMPACTO NO DESEMPENHO DO SORGO (SORGHUM BICOLOR L.) E NAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EDÁFICAS .....</b>	<b>64</b>
3.1	INTRODUÇÃO .....	66
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS .....	67
3.2.1	Ensaio experimental.....	67
3.2.2	Análises físicas, químicas e físico-químicas de solos .....	70
3.2.3	Fracionamento físico da matéria orgânica do solo (MOS) .....	71
3.2.4	Solubilização de nutrientes .....	72

3.2.5	Análise de dados.....	72
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	73
3.3.1	Retenção de água no solo .....	73
3.3.2	Análises químicas .....	79
3.3.3	Carbono da matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM) do solo .....	84
3.3.4	Capacidade de troca catiônica (CTC) potencial dos solos condicionados com os biocarvões .....	87
3.3.5	Condutividade elétrica (CE) e Na.....	89
3.3.6	Acidez dos solos condicionados com os biocarvões.....	92
3.3.7	Efeito da aplicação de biocarvões na solução do solo.....	93
3.3.8	Efeito da aplicação dos biocarvões na retenção de nutrientes .....	98
3.3.9	Efeito da aplicação dos biocarvões no crescimento e desenvolvimento do sorgo.....	100
3.4	CONCLUSÕES.....	105
4	<b>CONDICIONAMENTO DO SOLO COM BIOCARVÕES: IMPACTOS IMEDIATOS NA ATIVIDADE E ESTRUTURA MICROBIANA .....</b>	<b>107</b>
4.1	INTRODUÇÃO .....	109
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	110
4.2.1	Condução experimental .....	110
4.2.2	Análise da atividade hidrolítica do diacetato de fluoresceína (FDA) .....	113
4.2.3	Análise de ácidos graxos fosfolipídicos (PLFA).....	114
4.2.4	Análise de dados.....	115
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	117
4.3.1	Atividade hidrolítica do diacetato de fluoresceína (FDA).....	117
4.3.2	Composição e diversidade microbiana .....	119
4.4	CONCLUSÕES.....	126
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	127
6	REFERÊNCIAS.....	128

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A agricultura e a agroindústria representam um dos principais setores responsáveis pelo crescimento econômico e social do Brasil. No entanto, o desenvolvimento desses setores resulta em uma produção significativa de resíduos. Quando descartados inadequadamente, esses resíduos podem contaminar o solo e a água (Ma et al., 2016; Vareda et al., 2019). Diante desse cenário, torna-se essencial buscar estratégias para agregar valor a esses resíduos e utilizá-los na remediação ambiental ou na produção agrícola. Nesse contexto, os biocarvões surgem como uma alternativa promissora.

Os biocarvões diferenciam-se do carvão vegetal principalmente pelo seu uso, sendo o biocarvão a biomassa carbonizada destinada à aplicação agrícola. Eles são definidos como o produto da decomposição de resíduos por pirólise, um processo realizado em condições de ausência ou baixa concentração de oxigênio (Lehmann e Joseph, 2015). Compostos principalmente por carbono e de granulidade fina, os biocarvões são resistentes à decomposição (Lehmann e Joseph, 2015; Lehmann et al., 2011; Ok et al., 2015).

Em diversas situações, os biocarvões estimulam a microbiota do solo, seja oferecendo refúgio ou adsorvendo compostos tóxicos. Aqueles produzidos em altas temperaturas e/ou com maior tempo de residência são usualmente quimicamente recalcitrantes, o que favorece o sequestro de carbono. Adicionalmente, sua aplicação em solos pode reduzir a biodisponibilidade de elementos tóxicos (Khan et al., 2013), além de melhorar a fertilidade e a produtividade das culturas (Yoo et al., 2018).

Além disso, alguns biocarvões desempenham um papel crucial na retenção de umidade. Sua alta porosidade e capacidade de absorção de água podem aumentar a resiliência das plantas em condições de estresse hídrico (Buss et al., 2012). Este efeito é especialmente vantajoso em solos arenosos ou em regiões com baixa disponibilidade hídrica.

O interesse nos biocarvões reside em seus múltiplos benefícios. Sua produção permite o armazenamento estável de carbono, prevenindo a ação de microrganismos e a liberação de gases para a atmosfera, além de ser um processo de baixo custo (Inyang et al., 2016; Yang et al., 2018). Adicionalmente, a aplicação de biocarvões no solo pode reduzir a biodisponibilidade de elementos tóxicos (Khan

et al., 2013), bem como melhorar a fertilidade e a produtividade das culturas (Yoo et al., 2018).

Mais recentemente, a pesquisa tem explorado a técnica da copirólise, que consiste na pirólise combinada de dois ou mais tipos de resíduos. Essa abordagem visa otimizar as propriedades do biocarvão, combinando características físico-químicas complementares dos resíduos de origem. Estudos indicam que a copirólise pode resultar em biocarvões com maior estabilidade, capacidade de adsorção aprimorada e desempenho superior na melhoria das propriedades do solo (Lehmann e Joseph, 2015; Novotny et al., 2015). No entanto, apesar do crescente interesse, ainda há uma lacuna significativa no conhecimento sobre a otimização das propriedades de biocarvões produzidos via copirólise de resíduos agroindustriais específicos, como cama de frango, fibra de coco e resíduos da indústria de papel e celulose, e seus impactos integrados em solos de texturas contrastantes, bem como na cultura do sorgo.

Diante desse contexto, este estudo foi elaborado com o objetivo geral avaliar o potencial de uso de biocarvões, produzidos por pirólise e copirólise de resíduos agroindustriais, com ênfase em sua caracterização físico-química e na identificação de propriedades relevantes para aplicações agrícolas.

A presente tese está estruturada em três capítulos, cada um abordando um dos objetivos específicos:

- Capítulo 1: Apresenta a caracterização dos biocarvões, empregando técnicas como espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), difração de raios X (DRX) e microscopia eletrônica de varredura (MEV). Além disso, são detalhadas as análises químicas e físicas para compreender como a combinação de matérias-primas durante a pirólise afeta parâmetros como rendimento, teor de cinzas, pH e condutividade elétrica, entre outros. Este capítulo visa elucidar as alterações estruturais e morfológicas dos materiais resultantes da pirólise e copirólise, bem como suas implicações no comportamento dos biocarvões quando aplicados ao solo.
- Capítulo 2: Avalia o desempenho agrônômico dos biocarvões em diferentes tipos de solos, com foco na retenção de água e na interação com nutrientes. O objetivo é compreender como a aplicação de biocarvão afeta as propriedades do solo e, conseqüentemente, influencia a cultura do sorgo.

- Capítulo 3: Investiga como a aplicação do biocarvão afeta as comunidades microbiológicas do solo. Este capítulo fornece dados empíricos que fundamentam a aplicação prática dos biocarvões como condicionadores de solo.

Em conjunto, os resultados desta tese contribuem para o avanço do conhecimento sobre a produção e aplicação de biocarvões, especialmente no contexto da copirólise. Esta pesquisa se destaca por oferecer uma abordagem integrada e detalhada da copirólise de resíduos agroindustriais específicos, avaliando seus efeitos em solos de texturas contrastantes e na cultura do sorgo, além de analisar as mudanças na comunidade microbiana. Assim, a tese preenche uma lacuna importante no entendimento de como otimizar o uso desses materiais para a melhoria da saúde do solo e da produtividade agrícola, oferecendo subsídios científicos e técnicos para o desenvolvimento de soluções sustentáveis na gestão de resíduos agroindustriais, promovendo a economia circular e a mitigação das mudanças climáticas através do sequestro de carbono no solo.

## 2 COPIRÓLISE DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS E CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DOS BIOCÁRVÕES

**Resumo:** Diante do crescente volume de resíduos agroindustriais, a produção de biocárvão oferece uma solução sustentável para o condicionamento do solo. No entanto, as propriedades do biocárvão são altamente dependentes da matéria-prima e das condições de pirólise, exigindo caracterização detalhada. Este estudo caracterizou biocárvoes, produzidos via pirólise e copirólise, para avaliar seu potencial como condicionadores de solo. Os biocárvoes foram derivados de cama de frango, fibra de coco, resíduos de peneira rotativa e moinha de carvão, individualmente e em combinações copirolisadas (tendo a cama de frango como base) a 500°C. Análises abrangentes incluíram rendimento, pH, CE, CTC, ASE, poder neutralizante, composição elementar (CHN) e avaliações estruturais/morfológicas (DRX, FTIR, MEV). Os resultados revelaram diversas propriedades físico-químicas influenciadas pela matéria-prima. O biocárvão de fibra de coco (F) exibiu alto carbono fixo (70,83%) e ASE (67,62 m<sup>2</sup>/g), indicando forte potencial de retenção de água. Biocárvoes derivados de cama de frango e suas contrapartes copirolisadas demonstraram poder neutralizante significativo (até 32,52% de CaCO<sub>3</sub> equivalente), tornando-os promissores para a correção de solos ácidos. A copirólise mostrou-se eficaz na otimização de características específicas, notavelmente melhorando a capacidade de troca catiônica com combinações como cama de frango e moinha de carvão (CM) ou resíduos de peneira rotativa (CR). A análise multivariada confirmou ainda a adequação do biocárvão F para retenção de água, enquanto biocárvoes copirolisados específicos (e.g., C+M 0,5:0,5; C+R 0,75:0,25) foram identificados como ideais para retenção de nutrientes. Esses achados ressaltam o papel crítico da caracterização detalhada para uma aplicação eficiente do biocárvão. A copirólise emerge como uma estratégia valiosa para adaptar as propriedades do biocárvão, contribuindo para a gestão sustentável de resíduos agroindustriais e a melhoria da qualidade do solo.

**Palavras-chave:** Condicionador de solo, Retenção de água, Nutrientes, Correção de acidez, Cama de frango, Fibra de coco, Matéria orgânica do solo, Agroindústria

**Abstract:** Addressing the growing volume of agro-industrial residues, biochar production offers a sustainable solution for soil amendment. However, biochar properties are highly dependent on feedstock and pyrolysis conditions, necessitating detailed characterization. This study characterized biochars, produced via pyrolysis and co-pyrolysis, to assess their potential as soil conditioners. Biochars were derived from chicken litter, coconut fiber, rotary screen residues, and charcoal fines, individually and in co-pyrolyzed combinations (with chicken litter as a base) at 500°C. Comprehensive analyses included yield, pH, EC, CEC, SSA, neutralizing power, elemental composition (CHN), and structural/morphological assessments (XRD, FTIR, SEM). Results revealed diverse physicochemical properties influenced by feedstock. Coconut fiber biochar (F) exhibited high fixed carbon (70.83%) and SSA (67.62 m<sup>2</sup>/g), indicating strong water retention potential. Chicken litter-derived biochars and their co-pyrolyzed counterparts demonstrated significant neutralizing power (up to 32.52% CaCO<sub>3</sub> equivalent), making them promising for acidic soil correction. Co-pyrolysis proved effective in optimizing specific characteristics, notably enhancing cation exchange capacity with combinations like chicken litter and charcoal fines (CM) or rotary screen residues (CR). Multivariate analysis further confirmed biochar F's suitability for water retention, while specific co-pyrolyzed biochars (e.g., C+M 0.5:0.5; C+R 0.75:0.25) were identified as ideal for nutrient retention. These findings underscore the critical role of detailed characterization for efficient biochar application. Co-pyrolysis emerges as a valuable strategy to tailor biochar properties, contributing to sustainable agro-industrial waste management and improved soil quality.

**Keywords:** Soil conditioner, Water retention, Nutrients, Acidity correction, Chicken litter, Coconut fiber, Soil organic matter, Agroindustry.

## 2.1 Introdução

A busca por soluções que promovam o reaproveitamento eficiente e sustentável de resíduos gerados na agroindústria tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias para sua valorização. Entre elas, a pirólise para a produção de biocarvão destaca-se como uma alternativa promissora.

A pirólise é um processo de conversão termoquímica no qual a biomassa é submetida a temperaturas entre 450 e 750 °C, em um ambiente inerte. Desse processo, são obtidos produtos sólidos (biocarvão), líquidos (bio-óleo) e gasosos (gás pirolítico). A pirólise lenta, em particular, tem sido proposta como um método de pré-tratamento para aprimorar as características físico-químicas da biomassa (Liu et al., 2016).

O termo "biocarvão" foi cunhado em 2005 por Peter Read para descrever a biomassa pirolisada finamente moída, preparada especificamente para a melhoria do solo (Read, 2009). Define-se biocarvão como o carbono pirogênico sólido produzido pela decomposição térmica da biomassa sob aporte limitado ou ausente de oxigênio, e utilizado como corretivo do solo para aumentar a fertilidade ou sequestrar o CO<sub>2</sub> atmosférico (Mukherjee et al., 2011). Sohi et al. (2010) complementam que o biocarvão compreende o carvão derivado de biomassa destinado especificamente à aplicação no solo.

A utilização de duas ou mais matérias-primas combinadas no processo pirolítico, conhecida como copirólise, mostra-se mais promissora para o desenvolvimento de múltiplas propriedades dos biocarvões em diversas aplicações. Isso se deve aos efeitos sinérgicos entre as matérias-primas, permitindo mitigar limitações de resíduos individuais, como baixo teor de nutrientes ou alta concentração de cinzas, ao combinar suas características complementares (Fakayode et al., 2020).

A alteração dos compostos durante a conversão termoquímica resulta em materiais com baixo teor de H e O e maior proporção de C aromático em comparação com a matéria-prima original (Baldock e Smernik, 2002). A elevada recalcitrância química e a resistência à decomposição biológica (Baldock e Smernik, 2002; Zimmerman et al., 2010) conferem ao biocarvão efeitos benéficos e duradouros, consolidando seu interesse como ferramenta para o sequestro de carbono (Lehmann, 2011).

O biocarvão é reconhecido por suas propriedades benéficas ao solo, incluindo a alta capacidade de retenção de água e nutrientes, o aumento da estabilidade da matéria orgânica e a atuação como sequestrador de carbono, o que contribui para a redução da quantidade de CO<sub>2</sub> na atmosfera (Lehmann e Joseph, 2015). Diversos estudos demonstram os benefícios do biocarvão como condicionador físico, químico e biológico do solo (Steiner et al., 2004; Falcão et al., 2013). Ele pode induzir modificações na textura e estrutura do solo, influenciando diretamente seus atributos físicos, além de promover o incremento de matéria orgânica e a melhoria das propriedades químicas e biológicas (Petter et al., 2016; Tan et al., 2017). Adicionalmente, o biocarvão está associado a elevados valores de pH do solo, capacidade de troca catiônica (CTC) e área superficial específica (ASE), destacando-se como um recurso valioso para o uso em áreas agrícolas sob uma perspectiva sustentável (Chang et al., 2021; Santos et al., 2022; Hussain; Ravi, 2022; Lu et al., 2023).

A destinação inadequada de resíduos agroindustriais, como o coco verde (subproduto do processamento e extração da água de coco), a cama de frango (proveniente da avicultura) e os resíduos vegetais da indústria de celulose e papel, tem gerado significativas preocupações ambientais e econômicas.

Em 2022, a produção brasileira de coco verde atingiu 1.829,61 milhões de frutos, com uma área colhida de 189.525 hectares, representando um aumento de 10,17% em relação a 2021. Os estados do Ceará, Bahia e Pará, juntos, respondem por 59,5% dessa produção (IBGE, 2023). Esse crescimento tem ocasionado problemas ambientais de grandes proporções, visto que cerca de 80% a 85% do peso bruto do coco verde é composto pelas cascas. Durante seu descarte, essas cascas são frequentemente armazenadas em locais inadequados (lixões, areia da praia, margens de estradas) (Corradini et al., 2009), o que favorece o desenvolvimento de vetores de doenças, a liberação de gases resultantes da decomposição e a crescente demanda por áreas de descarte final (Wearn et al., 2020). A fibra de coco, sendo um material lignocelulósico com alta porosidade, é particularmente interessante para a produção de biocarvão com elevada capacidade de retenção de água.

As fibras de coco são materiais lignocelulósicos obtidos do mesocarpo dos cocos, caracterizados por sua dureza e durabilidade, atribuídas ao alto teor de lignina em comparação com outras fibras naturais (Silva et al., 2006). Considerando que a

minimização da geração desse resíduo implicaria na redução da atividade produtiva associada, seu aproveitamento torna-se uma necessidade premente.

Estima-se que a quantidade de cama de frango gerada, após um ciclo de 40 dias de engorda das aves, seja de aproximadamente dois quilos por animal. A cama de frango, que consiste na cobertura do piso composta por uma mistura de serragem, fezes, urina, restos de ração e penas, contém cerca de 39% de carbono (Adeli et al., 2007), além de outros nutrientes (Adeli et al., 2007; Boateng et al., 2006; Costa et al., 2009). Com a proibição do uso da cama de frango na alimentação animal, seu descarte direto no solo ou o uso excessivo como adubo podem acarretar problemas ambientais, como o risco de contaminação do solo e da água. Devido ao seu alto teor de nutrientes e compostos orgânicos, a cama de frango é uma matéria-prima valiosa para biocarvões com potencial de correção de acidez e fornecimento de nutrientes ao solo.

Na indústria de celulose e papel, o processo de preparação da madeira é crucial para garantir a granulometria uniforme e homogênea dos cavacos, o que afeta a qualidade e a eficiência do cozimento no digestor (Gomes, 2023). Os resíduos gerados nesse processo incluem cascas inutilizáveis e as moinhas (cinzas de caldeira), que são subprodutos da combustão da madeira em caldeiras auxiliares de energia (caldeiras de biomassa). A composição da moinha apresenta altos teores de matéria orgânica, fósforo e uma relação carbono/nitrogênio favorável (Maeda et al., 2010). As perdas de madeira durante o preparo de cavacos correspondem a todo o material que entra na fábrica e não é convertido em cavacos selecionados para a produção de polpa celulósica, como cascas, toretes e resíduos de picagem. Esses resíduos sólidos também demandam destinação adequada (Araújo, 2019). Os resíduos lignocelulósicos da indústria de celulose e papel, como cascas e moinhas, são abundantes e representam uma fonte promissora para a produção de biocarvões com alta estabilidade de carbono.

A produção de biocarvões a partir de resíduos como fibra de coco, cama de frango e resíduos de madeira oferece uma dupla vantagem. Primeiramente, reduz a pressão sobre os sistemas de gestão de resíduos, ao reutilizar materiais que, de outra forma, teriam destinos inadequados. Em segundo lugar, gera um produto com valiosas aplicações agronômicas e ambientais. Adicionalmente, o emprego do biocarvão como alternativa de manejo de resíduos alinha-se aos princípios da

economia circular, promovendo a reciclagem de resíduos orgânicos e a fixação de carbono nos solos (Santos et al., 2022). Dessa forma, a produção de biocarvões a partir dos materiais avaliados neste estudo representa uma solução viável para a destinação adequada desses resíduos, ao mesmo tempo em que contribui para a melhoria da saúde do solo e a mitigação das mudanças climáticas (Singh et al., 2021).

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo caracterizar biocarvões produzidos a partir da pirólise e copirólise de resíduos agroindustriais, avaliando seu potencial como condicionadores de solo, com foco na melhoria das características físicas e químicas, como a retenção de água e de nutrientes. Para tanto, este capítulo detalha a produção e a caracterização físico-química de biocarvões obtidos a partir desses resíduos, tanto por pirólise individual quanto por copirólise, visando identificar as propriedades mais relevantes para sua aplicação como condicionadores de solo.

## **2.2 Materiais e métodos**

### **2.2.1 Produção dos biocarvões**

A seleção das matérias-primas para a produção dos biocarvões baseou-se em critérios como as quantidades geradas, sua disposição final, o potencial de impacto ambiental negativo e a abrangência de ocorrência no Brasil e no mundo. Os resíduos utilizados neste trabalho foram: fibra de coco verde, cascas e cavacos de eucalipto, moinha de carvão de eucalipto e cama de frango.

A fibra de coco verde (Fi) foi adquirida já processada no comércio local. A cama de frango (Ci), composta por serragem de madeira, fezes, urina, restos de ração e penas, foi coletada em instalações de criação de aves da granja situada no sítio Bonsucesso, em Viçosa-MG. Os resíduos lenhosos sólidos do pátio da indústria de celulose e papel, provenientes da empresa Celulose Nipo-Brasileira S.A. (Cenibra), localizada em Belo Oriente-MG, incluíam cascas do campo e sobras da lavagem de toras de eucalipto impregnadas por solo, além de toretes de madeira quebrados, denominados resíduos da peneira rotativa (RPRi). A moinha de carvão (M) é o material resultante da queima de biomassa na caldeira para produção de energia.

As matérias-primas foram secas em estufa com circulação forçada a 65 °C por 48 horas, moídas em moinho de facas e passadas em peneiras com malha de 2 mm. Em seguida, foram acondicionadas em cilindros de aço (10,6 cm de diâmetro e 42 cm de altura) e submetidas à pirólise em uma mufla elétrica a 500 °C, com taxa de aquecimento de 10 °C min<sup>-1</sup>. O tempo de residência na temperatura final foi de uma hora, após o qual a mufla foi desligada e permitiu-se o resfriamento lento até a temperatura ambiente (Shaaban et al., 2014).

Um condensador tubular foi adaptado à mufla para permitir a condensação dos gases durante a pirólise e, conseqüentemente, a coleta de bio-óleo. O ambiente com limitado aporte de oxigênio dentro dos cilindros foi assegurado pela vedação da tampa e da porta do forno, que promoveram um ambiente reduzido, e pela emissão contínua de voláteis da pirólise, que impediu a difusão do ar pelo orifício da tampa.

A pirólise foi realizada tanto com materiais simples quanto com materiais combinados (copirólise). Os resíduos utilizados individualmente foram: Cama de frango (C), Fibra de coco (F) e Resíduo da Peneira Rotativa (RPR). A Moinha (M) foi considerada um material já pirolisado na fábrica e, portanto, não foi submetida ao processo de pirólise neste estudo. A copirólise foi realizada combinando dois resíduos, utilizando a cama de frango como resíduo-referência. Essa escolha se deu por ser a cama de frango o resíduo com maior concentração de nutrientes entre os utilizados, e sua inclusão nas copirólises visou não apenas enriquecer materiais menos nutritivos, mas também potencializar as propriedades químicas e funcionais do biocarvão obtido, ampliando sua eficiência como condicionador de solo.

As seguintes combinações de cama de frango com os demais resíduos foram preparadas em diferentes proporções mássicas (m:m): cama de frango + fibra de coco (CF); cama de frango + resíduos da peneira rotativa (CR); e cama de frango + moinha (CM). As cinco proporções testadas foram: 1,0:0,0; 0,50:0,50; 0,25:0,75; 0,75:0,25 e 0,0:1,0. Os biocarvões copirolisados foram denominados da seguinte forma: CF1: cama de frango com fibra de coco na proporção 0,50:0,50; CM1: cama de frango com moinha na proporção 0,50:0,50; CR1: cama de frango com RPR na proporção 0,50:0,50; CF2: cama de frango com fibra de coco na proporção 0,25:0,75; CM2: cama de frango com moinha na proporção 0,25:0,75; CR2: cama de frango com RPR na proporção 0,25:0,75; CF3: cama de frango com fibra de coco na proporção

0,75:0,25; CM3: cama de frango com moinha na proporção 0,75:0,25; e CR3: cama de frango com RPR na proporção 0,75:0,25.

### 2.2.2 Análises físicas e químicas

As análises físicas e químicas dos biocarvões foram realizadas utilizando uma amostra representativa de 100 g de cada biocarvão para o preparo inicial e subsequentes subamostragens para as determinações específicas.

O rendimento dos biocarvões produzidos foi calculado com base no balanço de massa, conforme a equação 1:

$$R = \frac{M_{\text{biocarvão}}}{M_{\text{biomassa}}} \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:  $M_{\text{biocarvão}}$  e  $M_{\text{biomassa}}$  são a massa (g) do biocarvão e das matérias-primas originais, respectivamente.

Para avaliar a eficiência da carbonização e a quantidade de carbono retido no produto final, calculou-se o fator de rendimento gravimétrico (F) de acordo com a equação 2 (Róz et al., 2015). Este fator é crucial por considerar não apenas a massa total do biocarvão, mas também a proporção de carbono fixo, fornecendo uma métrica mais precisa da conversão da biomassa em um produto estável e rico em carbono.

$$F = \frac{R.C \text{ fixo}}{100} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que: F é o fator de rendimento gravimétrico, R é o rendimento gravimétrico (%) e C fixo o carbono fixo (%).

A determinação da umidade foi a etapa inicial, precedendo a análise de materiais voláteis e teor de cinzas. As amostras foram pesadas em cadinhos com tampa e secas em estufa a 105 °C. O teor de umidade foi definido como a perda de massa após 18 horas a 105 °C, calculada pela equação 3:

$$\text{Umidade (\%)} = \frac{M_b - M_e}{M_b} \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:  $M_b$  é massa e biocarvão com sua umidade natural (g) e  $M_e$  é a massa do biocarvão após secagem em estufa a 105 °C (g).

As proporções de materiais voláteis, teor de cinzas e carbono fixo (Cfixo) foram determinadas conforme o procedimento de Enders et al. (2012). Para a determinação dos materiais voláteis, a mufla foi pré-aquecida a 950 °C com a porta de ventilação fechada. As amostras foram introduzidas na mufla o mais rapidamente possível para evitar uma queda abrupta da temperatura. Após 10 minutos, os cadinhos foram retirados e colocados sobre um tijolo refratário para resfriar em ambiente controlado. A transferência para os dessecadores ocorreu quando a temperatura das amostras estava acima de 200 °C, a fim de minimizar a reabsorção de umidade e a oxidação antes da pesagem. Os cadinhos cobertos foram pesados após resfriamento completo à temperatura ambiente, e o teor de material volátil foi calculado pela equação 4:

$$\text{Material volátil(\%)} = \frac{M_e - M_t}{M_e} \times 100 \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:  $M_e$  é a massa do biocarvão após secagem em estufa a 105 °C (g) e  $M_t$  é a massa do biocarvão após aquecimento em mufla a 950 °C (g).

Para a determinação do teor de cinzas, as tampas foram removidas dos cadinhos e as amostras foram submetidas a 750 °C em mufla, onde permaneceram por 6 horas. O teor de cinzas foi determinado pela perda de massa, conforme a equação 5:

$$\text{Teor de cinzas(\%)} = \frac{M_c}{M_e} \times 100 \quad (\text{Equação 5})$$

Em que:  $M_e$  é a massa do biocarvão após secagem em estufa a 105 °C (g) e  $M_c$  é a massa do biocarvão após aquecimento em mufla a 750 °C (g).

O teor de carbono fixo (C Fixo) foi calculado a partir dos teores de materiais voláteis e de cinzas previamente determinados, utilizando a equação 6:

$$\text{C Fixo(\%)} = \frac{M_e - M_c - M_t}{M_e} \times 100 \quad (\text{Equação 6})$$

Em que:  $M_e$  é a massa do biocarvão após secagem em estufa a 105 °C (g);  $M_t$  é a massa do biocarvão após aquecimento em mufla a 950 °C (g) e  $M_c$  é a massa do biocarvão após aquecimento em mufla a 750 °C (g).

A densidade, o pH e a condutividade elétrica (CE) dos biocarvões foram determinados conforme os procedimentos preconizados pela Instrução Normativa SDA nº 17, de 21 de maio de 2007 (BRASIL, 2007), adaptados para biocarvões. Esses parâmetros são cruciais para avaliar a qualidade do biocarvão para uso agrícola, influenciando diretamente a disponibilidade de nutrientes, a aeração do solo e o potencial de salinidade.

Para a densidade, uma proveta plástica de 500 mL foi preenchida com a amostra de biocarvão até a marca de aproximadamente 300 mL. Em seguida, a proveta foi submetida a dez quedas consecutivas de uma altura de 10 cm, sob a ação de sua própria massa, para compactação. Após a compactação, o material foi pesado (descontando-se a massa da proveta) e o volume final foi anotado. Este método permite determinar a densidade aparente do biocarvão, um parâmetro importante para o cálculo de doses e transporte.

Para o pH, uma alíquota de 60 mL da amostra de biocarvão foi transferida para um frasco contendo 300 mL de água deionizada. A suspensão foi tampada e agitada a 40 rpm por uma hora em um agitador tipo Wagner. Após a agitação, o pH da suspensão foi determinado utilizando um peagômetro Gehaka PG1800.

A condutividade elétrica (CE) foi determinada no mesmo extrato utilizado para a medição do pH. O extrato foi filtrado em papel de filtro rápido, e a leitura foi realizada em um condutímetro digital Tecnal modelo TEC-4MP.

O Ponto de Carga Zero (PCZ) foi determinado conforme descrito por Smicikla et al. (2000). Este parâmetro é fundamental para compreender o comportamento de superfície do biocarvão em diferentes pHs, influenciando sua capacidade de adsorção de cátions e ânions no solo. Em erlenmeyers de 125 mL, foram adicionados 0,2 g do biocarvão (previamente moído e passado em peneira de 425  $\mu\text{m}$ ) e 20 mL de solução de NaCl 0,10 mol L<sup>-1</sup>. Os valores de pH das soluções foram ajustados na faixa de 1 a 11, utilizando soluções de NaOH e HCl 0,10 mol L<sup>-1</sup>. As misturas foram agitadas a 25 °C por uma hora. Em seguida, as amostras foram filtradas em papel de filtro qualitativo, e o pH final das soluções foi determinado.

A Capacidade de Troca Catiônica (CTC) foi determinada pelo método de extração com NH<sub>4</sub>OAc 1 mol L<sup>-1</sup>, adaptado para biocarvões (Domingues et al., 2017; Gaskin et al., 2008). Esta adaptação foi necessária para considerar as características específicas dos biocarvões, como sua alta porosidade e a presença de grupos

funcionais orgânicos, que podem influenciar a troca iônica de maneira diferente em comparação com solos minerais. Para cada amostra, 1,0 g de biocarvão foi adicionado a um tubo de polipropileno de 50 mL, juntamente com 20 mL de água deionizada. O tubo foi agitado horizontalmente a 120 rpm por 4 horas. Na etapa de lavagem, a amostra foi filtrada em um sistema de vácuo, equipado com membrana de 0,45 µm de diâmetro. Após a filtração, cada amostra foi lixiviada quatro vezes com porções de 20 mL de água deionizada para remover o excesso de sais. Em seguida, a amostra de biocarvão foi saturada com  $\text{NH}_4^+$  por três vezes, adicionando-se porções de 20 mL de solução de acetato de sódio 1 mol L<sup>-1</sup> (pH 7,0). As amostras foram lavadas cinco vezes com porções de 20 mL de etanol (90% v/v) para remover os íons  $\text{Na}^+$  não adsorvidos. Finalmente, as amostras receberam quatro porções de 20 mL de acetato de amônio 1 mol L<sup>-1</sup> (pH 7,0), sendo o lixiviado coletado e o volume completado para 100 mL com água deionizada. O teor de  $\text{Na}^+$  no lixiviado foi determinado por fotometria de chama. A CTC, baseada na massa e correspondente ao  $\text{Na}^+$  adsorvido por massa de biocarvão, foi expressa em  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ .

A determinação da composição química dos biocarvões, incluindo macro e micronutrientes, além de metais potencialmente tóxicos, foi realizada segundo Enders et al. (2012). O procedimento envolveu uma etapa inicial de ashing seguida de digestão úmida: 0,2 g de biocarvão foram adicionados a erlenmeyers de 125 mL e mantidos em mufla a 500 °C por 8 horas para a remoção da matéria orgânica e concentração dos minerais. Posteriormente, após resfriamento, 5,0 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado foram adicionados a cada amostra, seguida de aquecimento em chapa até 120 °C para secagem. Após novo resfriamento à temperatura ambiente, adicionou-se 1,0 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado e 4,0 mL de solução de  $\text{H}_2\text{O}_2$  30%. O aquecimento, secagem e resfriamento foram repetidos. Finalmente, adicionou-se 1,0 mL de solução de  $\text{HNO}_3$  e 19,0 mL de água deionizada. A leitura da concentração de K, S, Mg, P, Ca, Fe, Na, Al, B, Zn, Cu, Mn, Ni, Cr e Pb foi realizada por espectrometria de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

Para a quantificação do conteúdo elementar de carbono (C), hidrogênio (H) e nitrogênio (N), as amostras de biocarvão foram previamente trituradas em almofariz de ágata e passadas em peneira de malha de 0,149 mm. Em seguida, foram secas em estufa a 60 °C por 24 horas para remoção da umidade residual. Os teores de C, H e N foram determinados por combustão a seco em um analisador elementar CHN

(Perkin Elmer 2400). As análises foram realizadas em duplicatas, encapsulando  $5,0 \pm 0,9$  mg de matéria-prima e de biocarvão em cápsulas de alumínio de massa determinada. As amostras encapsuladas foram inseridas no analisador elementar, onde foram submetidas a um processo de combustão a  $925\text{ }^{\circ}\text{C}$  na presença de  $\text{O}_2$ , resultando na transformação do C em  $\text{CO}_2$ , do H em  $\text{H}_2$  e do N em  $\text{N}_2$ . O equipamento realiza a separação dos gases coletados por coluna cromatográfica, permitindo a detecção das porcentagens de cada elemento na amostra. A análise CHN é fundamental para avaliar a estabilidade do biocarvão e seu potencial como sumidouro de carbono, uma vez que a proporção desses elementos reflete o grau de carbonização e aromaticidade do material.

Para a determinação da Capacidade de Retenção de Água (CRA) do biocarvão, utilizou-se o método recomendado pela Instrução Normativa SDA nº 17, de 21 de maio de 2007 (Brasil, 2007), para substratos e condicionadores de solo. Este método foi adaptado devido à baixa densidade do biocarvão, garantindo a representatividade da amostra e a precisão da medição. A CRA é um atributo físico fundamental para a avaliação do potencial do biocarvão em melhorar a disponibilidade hídrica do solo, impactando diretamente o crescimento das culturas, como o sorgo.

Os biocarvões foram acondicionados em anéis de  $0,10\text{ m}$  de diâmetro e  $0,05\text{ m}$  de altura, vedados com tecido fixado por elásticos de borracha. Após o preenchimento com biocarvão, os anéis foram inseridos em bandejas com água para saturação, que ocorreu em aproximadamente 48 horas.

Após a saturação, os anéis foram retirados e colocados em uma mesa de tensão hidráulica. As amostras foram submetidas sequencialmente aos potenciais matriciais de  $-1,0\text{ kPa}$ ,  $-5,0\text{ kPa}$  e  $-10,0\text{ kPa}$ , permanecendo em cada potencial até atingirem o equilíbrio. Após cada etapa de equilíbrio, as amostras foram pesadas. Finalmente, foram secas em estufa a  $65\text{ }^{\circ}\text{C}$  até atingirem massa constante, permitindo o cálculo da umidade retida em cada potencial.

O comportamento e a estabilidade térmica das matérias-primas precursoras e dos biocarvões produzidos foram determinados através da Análise Termogravimétrica (TGA), utilizando um analisador Shimadzu-DTG 60H. As varreduras foram realizadas em uma faixa de temperatura de  $25$  a  $900\text{ }^{\circ}\text{C}$ , com uma taxa de aquecimento de  $10\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$ , sob atmosfera inerte de  $\text{N}_2$  e fluxo de  $50\text{ mL min}^{-1}$ .

1. Posteriormente, os dados foram processados utilizando o Software Origin 8.0, para a plotagem das curvas de perda de massa e da derivada primeira da TGA em função da temperatura. A TGA é essencial para compreender a estabilidade térmica dos biocarvões e a presença de diferentes frações orgânicas e inorgânicas, fornecendo insights sobre seu comportamento em diversas condições de temperatura e seu potencial de recalcitrância no solo.

A Área Superficial Específica (ASE) foi determinada por adsorção de nitrogênio a uma temperatura de 77 K, utilizando o analisador de área superficial Quantachrome Nova 2200. Os biocarvões, acondicionados em porta-amostras, foram inicialmente submetidos a um pré-tratamento de degaseificação a 300 °C por 12 horas, com o objetivo de eliminar substâncias adsorvidas do ambiente que poderiam interferir na análise. Após a degaseificação, as amostras foram transferidas para a unidade de análise. Na unidade de análise, o tubo contendo a amostra foi inserido em um recipiente isolado termicamente (Dewar) com N<sub>2</sub> líquido e submetido a vácuo por alguns minutos antes da injeção do gás N<sub>2</sub>. A Área Superficial Específica foi determinada através da isoterma de adsorção-dessorção de Brunner-Emmett-Teller (B.E.T.), utilizando a técnica de multiponto. Isso envolveu a comparação de um modelo de regressão linear na faixa de pressão relativa (P/P<sub>0</sub>) de 0,05 a 0,3 (do tipo y = ax +b) com a equação de B.E.T (equação 7).

$$\frac{\frac{P}{P_0}}{n_a \left(1 - \left(\frac{P}{P_0}\right)\right)} = \frac{1}{n_m C} + \left(\frac{C-1}{n_m C}\right) \left(\frac{P}{P_0}\right) \quad (\text{Equação 7})$$

Em que: n<sub>a</sub> é a quantidade de gás adsorvida e n<sub>m</sub> a capacidade da monocamada estatística. A quantidade C é definida como uma constante de interação entre o adsorbato e o adsorvente, e seu valor se relaciona com a energia de adsorção, na primeira camada, e com a energia de liquefação do adsorbato pela equação 8 (Gregg e Sing, 1997).

$$C = e^{\frac{E_1 - E_l}{RT}} \quad (\text{Equação 8})$$

Em que: E<sub>1</sub> representa a energia de adsorção na primeira camada e o termo E<sub>l</sub>, a energia de liquefação do adsorbato.

A partir da comparação da equação de BET com a regressão linear, foi possível determinar C e  $n_m$ , e, conseqüentemente, a área superficial específica através da equação 9:

$$S = \frac{n_m \alpha N}{M} \quad (\text{Equação 9})$$

Em que: S é a área superficial,  $\alpha$  é a área do adsorvato (0,162nm para o N<sub>2</sub>, considerando-se um arranjo das moléculas como empacotamento hexagonal fechado), N é o número de Avogadro e M é a massa de biocarvão utilizada (g).

O poder neutralizante (PN) dos biocarvões foi determinado conforme preconizado pela Instrução Normativa SDA nº 17, de 21 de maio 2007 (BRASIL, 2007). Pesou-se 0,5 g de biocarvão que foi transferido para erlenmeyer de 250 mL, adicionado exatamente 50 mL da solução de HCl 0,5 mol L<sup>-1</sup> padronizada e coberto com vidro de relógio onde atingiu a fervura por 5 minutos. Após o esfriamento completou-se o balão de 100mL com água deionizada e titulou-se o excesso do ácido com a solução padronizada de NaOH 0,25 mol L<sup>-1</sup>.

A identificação de minerais das fases cristalinas foi feita por difratometria de raios X de pó (XRD), utilizando um aparelho analítico PAN, modelo X` Pert Powder, com tubo de cobalto, filtro de níquel na faixa de 4 a 50° [2 $\theta$ ], com intervalo de varredura de 53 minutos variando entre 5° e 75° e velocidade de varredura de 0,003° min<sup>-1</sup>, utilizando-se o equipamento PANalytical e interpretação segundo Chen (1977).

Os grupos funcionais foram determinados por meio de espectrofotometria de absorção molecular na região do infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) (Jasco FTIR 4100), usando espectros obtidos com 60 varreduras, com número de onda de 4000 a 400 cm<sup>-1</sup> e resolução de 4 cm<sup>-1</sup> (Barbosa, 2011).

### **2.2.3 Análise morfológica dos biocarvões**

As diferenças morfológicas resultantes da transformação da biomassa em biocarvões foram avaliadas por meio da microscopia eletrônica de varredura (MEV). Para isso, utilizou-se um Microscópio Eletrônico de Varredura Jeol JSM 6010LA, que permitiu a análise elementar qualitativa das superfícies das amostras. As amostras foram recobertas com uma camada de ouro de espessura estimada em 20 nm,

utilizando o equipamento Metalizador Quorum Q150RS. As micrografias foram obtidas com diferentes aproximações (500, 100, 10 e 5  $\mu\text{m}$ ) para todos os biocarvões e matérias-primas precursoras.

#### **2.2.4 Análises estatísticas**

A avaliação da qualidade dos biocarvões foi realizada por meio de um procedimento baseado na Análise de Componentes Principais (PCA). Essa abordagem permitiu o ranqueamento dos biocarvões com base em suas propriedades e a identificação dos materiais mais adequados em termos de retenção de água e oferta de nutrientes.

Para a interpretação da PCA, adotou-se o seguinte critério para a classificação dos autovetores (que representam o peso de cada variável em cada componente e variam de -1 a +1) (Coelho, 2003): Pouco significativo: valor absoluto < 0,30; Mediamente significativo: valor absoluto entre 0,30 e 0,40; Altamente significativo: valor absoluto  $\geq$  0,50.

As variáveis químicas e físicas dos materiais pirolisados e copirrolisados que apresentaram autovetores com peso  $\geq$  0,50 (considerados altamente significativos) foram selecionadas para uma análise de ranqueamento mais aprofundada. Essa etapa focou em identificar, dentro do primeiro componente principal, as variáveis que mais contribuíram para a variância observada, permitindo uma priorização das propriedades mais influentes na diferenciação dos biocarvões para os objetivos do estudo.

Posteriormente, realizou-se uma análise centesimal (considerando carbono fixo, teor de cinzas e material volátil) para classificar os biocarvões em quatro zonas distintas de potenciais e/ou restrições, conforme adaptações de Enders et al. (2012), Trompowsky et al. (2005) e Rodriguez et al. (2022):

Zona de Potencial Ambiental: Caracterizada por material volátil inferior a 30%, teor de cinzas inferior a 20% e carbono fixo superior a 50%. Esses biocarvões são de alta estabilidade e reatividade, com baixa proporção de compostos aromáticos voláteis, sendo também foto e termooxidantes.

Zona de Potencial Agronômico: Abrange biocarvões com maior proporção de material volátil (superior a 30%), o que favorece a mineralização e a disponibilidade de nutrientes (Tag et al., 2016). O carbono fixo superior a 40% confere alta reatividade à superfície do biocarvão, promovendo a adsorção (Schulz et al., 2016; Kasozi et al., 2010).

Zona de Restrições Ambientais: Delimitada por material volátil inferior a 30%, carbono fixo inferior a 50% e teor de cinzas superior a 70%. Essa zona indica restrições devido ao elevado teor de cinzas, que podem conter elementos com potenciais fatores de risco ecológico (Bernardo et al., 2014).

Zona de Restrições Agronômicas: Definida por proporções de cinzas entre 30% e 70%, material volátil superior a 30% e carbono fixo inferior a 40%. Biocarvões nesta faixa apresentam baixa estabilidade e reatividade, como baixa Capacidade de Troca Catiônica (CTC) (Mimmo et al., 2014).

Todas as análises estatísticas foram conduzidas utilizando o software R (R Core Team, 2021). A PCA foi especificamente aplicada para avaliar a dispersão e o agrupamento dos biocarvões com base em suas propriedades físicas e químicas, empregando os pacotes *factoextra* e *FactoMineR*.

## **2.3 Resultados e discussão**

### **2.3.1 Análise imediata dos biocarvões produzidos**

Os biocarvões produzidos, tanto por pirólise quanto por copirólise, apresentaram rendimentos gravimétricos (Tabela 1) variando entre 36,80% e 59,23%. Os teores de umidade oscilaram de 2,40% a 7,39%, o teor de cinzas ficou entre 8,04% e 52,62%, e o teor de materiais voláteis variou de 11,66% a 23,42%. O carbono fixo (C fixo) presente nos biocarvões apresentou uma variação de 24,89% a 70,83%. É crucial notar que o teor de C fixo representa o resíduo em massa após a volatilização de componentes orgânicos e não é estritamente uma medida do carbono elementar. Embora seja um indicador de estabilidade e recalcitrância, ele engloba outros elementos não-carbonáceos remanescentes, o que pode influenciar a interpretação de seu potencial para sequestro de carbono a longo prazo ou como fonte de

nutrientes. As copirólises, por sua vez, demonstraram rendimentos consistentes com as proporções das matérias-primas pirolisadas.

A moinha não teve seu rendimento computado por ser considerada um biocarvão já pirolisado na fábrica.

Tabela 1. Rendimentos gravimétricos, teores de umidade, percentuais de cinzas, materiais voláteis, C fixo e fator rendimento gravimétrico (FR) cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises em diferentes proporções: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR).

Biocarvões	Proporção (m:m)	Rendimento	Umidade	Cinzas	Voláteis	C fixo	FR
		-----(%)-----					
<b>C</b>	-	41,33	2,56	44,14	18,91	34,40	14,22
<b>F</b>	-	36,80	3,00	8,04	18,13	70,83	26,07
<b>RPR</b>	-	58,17	2,76	52,62	19,41	25,21	14,66
<b>M</b>	-	-	7,39	34,76	11,66	46,19	21,78
<b>CF1</b>	0,50:0,50	39,23	2,46	29,10	18,99	49,45	19,40
<b>CF2</b>	0,25:0,75	39,42	4,61	20,91	21,42	51,20	20,18
<b>CF3</b>	0,75:0,25	40,13	5,58	26,85	22,18	45,38	18,21
<b>CR1</b>	0,50:0,50	51,06	3,13	47,72	23,18	25,97	13,26
<b>CR2</b>	0,25:0,75	53,65	3,91	50,82	20,38	24,89	13,35
<b>CR3</b>	0,75:0,25	46,13	4,56	40,64	23,42	31,38	14,48
<b>CM1</b>	0,50:0,50	54,35	2,40	38,82	16,86	41,92	22,78
<b>CM2</b>	0,25:0,75	59,23	3,93	47,26	15,10	33,71	19,97
<b>CM3</b>	0,75:0,25	46,32	6,06	31,45	20,09	42,40	19,64

Os rendimentos elevados do RPR e de suas misturas (cerca de 37% maiores) podem ser atribuídos à maior fração mineral, resultante da presença de solo aderido às cascas dos resíduos vegetais na matéria-prima precursora. Isso é evidenciado pelos altos teores de cinzas (52,62%) e baixos teores de C fixo (25,21%) do RPR, o que sugere a formação de biocarvões com características mais inorgânicas do que orgânicas. Essa predominância inorgânica, embora possa limitar o potencial de sequestro de carbono a longo prazo, pode ser vantajosa para a correção da acidez do solo e o fornecimento de minerais específicos, dependendo da composição das cinzas. Na literatura, rendimentos em torno de 35% para carvão vegetal derivado de eucalipto (material similar ao avaliado neste trabalho) já foram constatados (Garcia-Perez, 2008), sendo esses valores inferiores aos observados para M e RPR.

O rendimento da copirólise CF (0,50:0,50) foi de 39,23%, com um teor de C fixo de 49,45%. Essa combinação demonstra o potencial de unir propriedades desejáveis de ambos os materiais. Segundo Hossain et al. (2011), misturas de

biomassa podem gerar biocarvões com características otimizadas, equilibrando rendimento, teor de carbono e minerais, justificando a utilização das copirólises neste estudo.

O rendimento gravimétrico apresentou comportamento inversamente proporcional ao teor de C fixo, em decorrência da perda gradativa de substâncias químicas quando o material é aquecido (Da Róz et al., 2015). O alto teor de cinzas, que resulta em maior rendimento, também indica uma carbonização menos eficiente, pois há consumo de energia térmica para as mudanças de fases e composição da fração inorgânica, conforme pode ser observado pelo coeficiente de correlação de 0,96 entre teor de cinzas e C fixo.

Os rendimentos da produção do biocarvão observados estão diretamente relacionados aos teores de lignina da biomassa (Lee et al., 2012; Sohi et al., 2009; Zhang e Chunbao, 2010). Assim, é de se esperar que, quanto maiores os teores de lignina, maiores serão os rendimentos do biocarvão produzido (Macedo, 2012). Porém, quando comparado a outras biomassas, como o eucalipto (30,11% de lignina, de acordo com Macedo, 2012), os teores de lignina da fibra de coco (45%), que são 15 pontos percentuais maiores, não proporcionaram maiores rendimentos de biocarvão. A presença de ar residual nos espaços porosos entre as fibras pode ter levado à baixa carbonização (maior combustão). Essa menor eficiência na carbonização pode resultar em um biocarvão de fibra de coco com menor estabilidade a longo prazo, uma área superficial específica diferente e um perfil de grupos funcionais que impactam distintamente sua capacidade de retenção de água e nutrientes, bem como sua recalcitrância no solo.

O resíduo da peneira rotativa (RPR) apresentou os maiores teores de cinzas (52,62%), resultados consistentes com Demirbas (2004), que afirma que os carvões produzidos a partir de resíduos de grãos, cascas, palha e esterco geralmente produzem biocarvões com altos teores de cinzas devido às características inerentes dessas matérias-primas. Tais resultados podem ser associados ao conteúdo de sílica e aos teores minerais da matéria-prima, bem como à presença de solo remanescente aderido à casca e à perda gradual de C, H e O durante a pirólise.

Os resultados envolvendo as copirólises das combinações C e F estão em concordância com os da pirólise de suas matérias-primas isoladas. Como F apresentou teores mais baixos de cinzas (8,04%), na copirólise com maior proporção

de F (CF 0,25:0,75), esse atributo foi inferior (20,91%) em comparação com as outras duas proporções de CF. O mesmo comportamento pode ser observado ao se comparar com o C fixo. Em relação às copirólises envolvendo RPR e cama de frango, observa-se também concordância com a pirólise de suas matérias-primas isoladas, especialmente em relação aos teores de cinzas.

### 2.3.2 Caracterização físico-química dos biocarvões

Os resultados obtidos com a caracterização físico-química dos biocarvões estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), capacidade de troca catiônica (CTC), ponto de carga zero (PCZ), densidade (D), área superficial específica (ASE) e o poder neutralizante de biocarvões oriundos da pirólise (500 °C) dos resíduos de cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises em diferentes proporções: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR).

Biocarvões	Proporção	pH	CE	CTC pH 7,0	PCZ	D	ASE	PN
		-	dS m <sup>-1</sup>	cmolc kg <sup>-1</sup>	-	kg m <sup>-3</sup>	m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup>	% CaCO <sub>3</sub> equivalente
C	-	9,90	1,46	16,16	8,40	366,29	11,41	31,62
F	-	9,80	0,60	20,58	6,80	158,68	67,62	9,03
RPR	-	8,20	0,32	2,98	7,30	435,73	28,37	22,12
M	-	10,70	1,19	4,28	8,70	133,59	50,06	27,70
CF1	0,50:0,50	9,70	1,44	11,06	7,60	124,51	13,62	21,71
CF2	0,25:0,75	9,60	1,28	7,33	6,90	99,73	8,91	8,50
CF3	0,75:0,25	9,70	2,61	13,46	8,10	112,54	8,90	31,57
CR1	0,50:0,50	9,70	2,42	14,62	8,10	86,49	10,17	26,14
CR2	0,25:0,75	9,60	1,57	9,13	7,60	71,96	12,23	9,96
CR3	0,75:0,25	9,60	3,09	14,86	8,70	105,35	8,88	13,03
CM1	0,50:0,50	9,30	2,25	8,70	7,40	161,49	21,71	25,34
CM2	0,25:0,75	8,80	1,40	19,24	7,20	168,40	22,73	6,69
CM3	0,75:0,25	9,40	3,04	17,51	7,80	142,49	7,59	32,52

Todos os biocarvões apresentaram pH alcalino, com valores superiores a 8,20. O biocarvão M destacou-se com o maior pH (10,70), enquanto o RPR apresentou o menor (8,20) (Tabela 2). Essa alcalinidade é uma consequência direta da temperatura de pirólise (500 °C), que promove a volatilização de elementos como C, H, O e N, resultando na concentração de elementos alcalinos (Na, Ca e Mg) nos

biocarvões. Esses elementos se transformam em óxidos, hidróxidos e carbonatos durante o processo (Gaskin et al., 2008; Singh et al., 2010). A natureza dessa alcalinidade é crucial para sua aplicação agrícola. Biocarvões com alcalinidade predominantemente devido a carbonatos, como os derivados de madeira (RPR e M, conforme Fidel et al., 2017), podem oferecer um efeito de tamponamento de pH mais imediato e de longo prazo. No entanto, em solos já com pH elevado, essa característica pode levar à precipitação de micronutrientes, tornando-os menos disponíveis para as plantas. Em contraste, biocarvões com maior participação de grupos orgânicos funcionais de superfície, como carboxilatos, que contribuem para a capacidade de adsorção de cátions e aumento do pH do solo (Banik et al., 2018), podem proporcionar uma liberação mais gradual de alcalinidade e uma maior capacidade de troca catiônica. A compreensão dessas diferenças é fundamental para otimizar a estratégia de aplicação em diversos tipos de solo, desde os ácidos que necessitam de correção até aqueles mais neutros ou alcalinos.

O uso agrícola de biocarvões deve, portanto, considerar o pH e o poder tampão tanto do solo quanto dos biocarvões, que estão associados aos teores e composição das cinzas ( $\text{KHCO}_3$  e  $\text{CaCO}_3$ ) (Domingues et al., 2017), a fim de evitar a imobilização de micronutrientes.

A condutividade elétrica (CE) variou significativamente entre os biocarvões. O RPR apresentou o menor valor ( $0,32 \text{ dS m}^{-1}$ ), enquanto o CR3 atingiu o máximo ( $3,09 \text{ dS m}^{-1}$ ). Este último, com maior participação de cama de frango na mistura (75%), refletiu o valor mais elevado de CE entre as matérias-primas pirolisadas ( $1,46 \text{ dS m}^{-1}$ ). De modo geral, as copirólises elevaram a CE dos biocarvões produzidos em comparação com as pirólises isoladas. Os valores de CE observados são consistentes com a caracterização química, onde o RPR apresentou menores teores de Na ( $2,22 \text{ g kg}^{-1}$ ). É importante ressaltar que a capacidade de condução de eletricidade não depende apenas do Na, mas da soma total de todos os íons presentes na solução. Elevados valores de CE podem ser problemáticos para o uso agrícola, pois altas concentrações de sais no solo podem causar estresse osmótico nas plantas, inibindo a absorção de água e nutrientes, e, em casos extremos, levar à toxicidade iônica. A tolerância das culturas à salinidade varia, e o monitoramento da CE do solo após a aplicação de biocarvões, especialmente aqueles derivados de

resíduos ricos em sais como a cama de frango, é crucial para evitar impactos negativos na produtividade.

A faixa aceitável de CE para uso agrícola de resíduos é geralmente considerada entre 0,64 e 6,85 dS m<sup>-1</sup> (Sharma et al., 1997), indicando que esse atributo está intimamente relacionado à concentração de sais.

Os valores de CTC foram maiores no biocarvão de fibra de coco (20,58 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), seguido pela copirólise de cama de frango com moinha (CM2) (19,24 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>). O menor valor foi registrado no RPR (2,98 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>). As copirólises, em geral, tenderam a manter valores de CTC proporcionais às suas combinações, o que foi particularmente evidente nas misturas de cama de frango e moinha. Esses valores foram inferiores aos 46,3 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> observados por Nelissen et al. (2014) para biocarvão de madeira, mas superiores aos 10,8 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> encontrados por Domingues et al. (2017) para biocarvão de eucalipto pirolisado a 350 °C. Os últimos autores também notaram uma diminuição da CTC do biocarvão de eucalipto com o aumento da temperatura de pirólise. A CTC pode ter sua origem no aumento da densidade de carga, na formação de grupos carboxilas, e nas estruturas porosas que aumentam as propriedades de adsorção, ou na combinação desses fatores (Liang et al., 2006). É importante distinguir entre cargas permanentes (menos relevantes para o biocarvão) e cargas dependentes de pH, que são associadas a grupos funcionais como carboxilas e hidroxilas na superfície do biocarvão. Biocarvões com maior proporção de cargas dependentes de pH, como os ricos em grupos carboxílicos, podem ter uma CTC mais responsiva às condições de pH do solo, o que é crucial para a retenção de nutrientes. A matéria-prima e a temperatura de pirólise influenciam diretamente a formação desses grupos funcionais, determinando a qualidade e a quantidade das cargas e, conseqüentemente, a capacidade do biocarvão de reter e disponibilizar nutrientes.

Valores mais altos de CTC indicam maior capacidade dos biocarvões de reter nutrientes essenciais e, quando aplicados ao solo, conferem maior resistência à acidificação (Mukherjee et al., 2011).

Em processos de adsorção, a determinação do pH do Ponto de Carga Zero (PCZ) é fundamental, pois a variação do pH da solução influencia diretamente as cargas elétricas superficiais do biocarvão e, conseqüentemente, as interações eletrostáticas entre o adsorvente e o adsorvato (Oh et al., 2012). O pH do PCZ médio

dos biocarvões produzidos foi de 7,7. Esse atributo serve como um indicador da capacidade da superfície de se tornar carregada positiva ou negativamente, sendo controlado pelo pH da solução circundante. Quando o pH da solução é menor que o PCZ, o biocarvão reage como uma superfície positiva; quando o pH da solução é maior que o PCZ, o biocarvão reage como uma superfície negativa (Rocha, 2014). Embora os biocarvões exibam carga positiva na maioria das situações (dado o PCZ médio de 7,7), é importante notar que, devido aos altos pHs dos biocarvões, mesmo com um PCZ relativamente alto, haverá geração de cargas negativas. Essa dinâmica de carga é fundamental para a adsorção de nutrientes (cátions como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e ânions como fosfato) e também para a remediação de poluentes, como metais pesados, cuja adsorção é fortemente influenciada pela carga superficial do biocarvão em diferentes condições de pH do solo.

A densidade dos biocarvões oscilou de 71,96  $\text{kg m}^{-3}$  (CR2) a 435,73  $\text{kg m}^{-3}$  (RPR). Densidades mais altas podem indicar menor porosidade, o que afeta a retenção de água e ar no solo. Biocarvões menos densos, como CR2 ( $\text{kg m}^{-3}$ ), CR1 (86,49  $\text{kg m}^{-3}$ ) e CF2 (99,73  $\text{kg m}^{-3}$ ), tendem a ter melhor capacidade de melhorar a aeração e drenagem do solo (Novak et al., 2009). Essa característica é particularmente benéfica em solos compactados, onde a adição de biocarvões de baixa densidade pode reduzir a densidade aparente do solo, melhorando a estrutura e facilitando a penetração radicular. No entanto, ao considerar a eficiência do biocarvão para uso no solo, os custos de transporte também devem ser analisados, pois o elevado volume por unidade de massa desses biocarvões menos densos pode resultar em custos de transporte proibitivos, tornando a aplicação a longas distâncias inviável em muitos casos.

A maior área superficial específica (ASE) foi obtida para o biocarvão F (67,62  $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ ), conferindo-lhe maior potencial para melhorar a retenção de água e nutrientes no solo, bem como a adsorção de contaminantes (Sohi et al., 2010). A porosidade inerente à estrutura fibrosa da fibra de coco, juntamente com a baixa quantidade de cinzas, pode ter contribuído para esse elevado valor de ASE. Por outro lado, as copirólises CR2 e CF3 apresentaram menores valores de área superficial (7,59  $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$  e 8,88  $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ , respectivamente), o que pode indicar menor capacidade de retenção de nutrientes e água. Ainda assim, esses biocarvões podem promover melhorias físicas no solo, especialmente em ambientes com baixa exigência química, como

solos arenosos ou de baixa fertilidade natural, onde o foco principal é o incremento da estrutura e da capacidade de retenção de umidade.

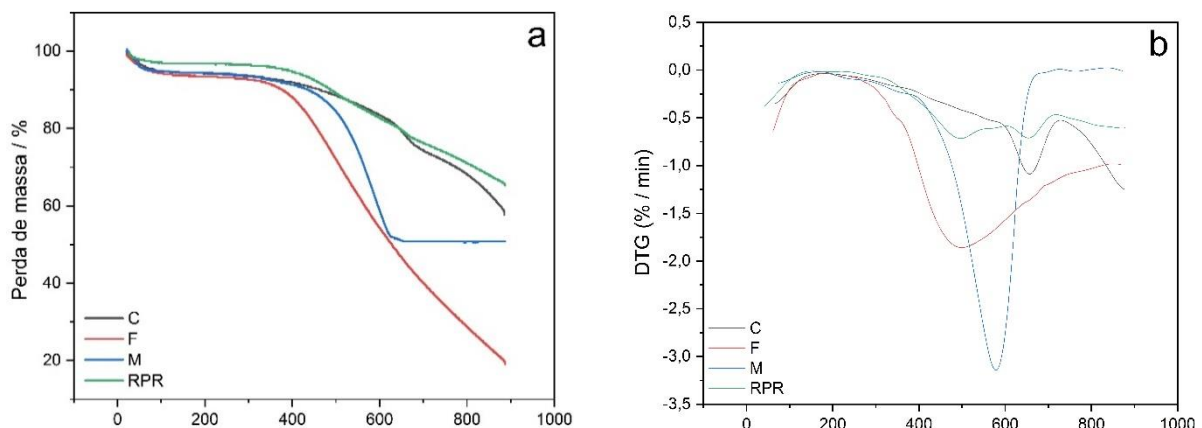
A elevada superfície específica dos biocarvões (entre 100 e 200 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>) pode contribuir para o aumento da superfície específica do solo e, conseqüentemente, para a maior disponibilidade de água às plantas (Petter e Madari, 2007), sendo uma prática vantajosa, sobretudo para solos arenosos com baixa capacidade de armazenamento de água (Glaser et al., 2002). Os valores observados no presente estudo não são tão elevados de ASE, como os observados em estudos reportados na literatura, uma vez que os biocarvões produzidos não foram funcionalizados ou ativados. Uma das causas dos menores valores de área superficial pode ser atribuída à alta quantidade de cinzas presentes no biocarvão. Estudos com biocarvão preparado a 900 °C em atmosfera inerte apresentaram área superficial de 452 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup> (Carrier et al., 2012), valor significativamente mais elevado em comparação aos obtidos aqui, cuja temperatura pirolítica também foi inferior. Alguns autores reconhecem que a temperatura pode ter efeitos antagônicos na capacidade de adsorção, pois, ao mesmo tempo em que geralmente aumenta a área superficial (promovendo efeito positivo sobre a capacidade de adsorção, Park et al., 2015), também pode acarretar a perda de grupos funcionais que serviriam de sítios de adsorção, levando a uma diminuição da capacidade adsorptiva (Ding et al., 2014). Essa discrepância na ASE pode limitar a eficácia do biocarvão em certas aplicações, como a adsorção de poluentes específicos ou a criação de micro-sítios ideais para microrganismos. A compreensão desses trade-offs entre temperatura de pirólise, área superficial e preservação de grupos funcionais é essencial para o design de biocarvões com propriedades otimizadas para aplicações específicas.

Os biocarvões que exibiram maior poder neutralizante (PN) foram CR2 (32,52% CaCO<sub>3</sub> equivalente) e C (31,62% CaCO<sub>3</sub> equivalente). Isso significa que 100 g desses biocarvões possuem a mesma capacidade de neutralização de acidez que aproximadamente 32 g de CaCO<sub>3</sub>, demonstrando a viabilidade de seu uso para correção da acidez em solos. O alto PN está geralmente associado a materiais ricos em carbonatos (Verheijen et al., 2010). Portanto, o maior teor de cinzas e, conseqüentemente, o maior conteúdo de minerais nesses biocarvões (CR2 e C) resultaram em um poder neutralizante mais elevado. Rodriguez et al. (2020), ao estudar biocarvões de cama de frango e madeira de construção pirolisados a 500 °C,

obtiveram PN de 23,8% e 12,0% CaCO<sub>3</sub> equivalente, respectivamente, o que representa um potencial de neutralização 62% menor do que o obtido pelo CR2 neste trabalho. A alta capacidade de neutralização é um ponto forte, mas a estabilidade desse efeito ao longo do tempo no solo é crucial para a sustentabilidade da prática. Carbonatos podem ser lixiviados ou reagir, e a persistência do efeito neutralizante deve ser considerada. Além disso, é importante estar atento ao potencial de "overliming" (excesso de calagem) em solos com pH inicial mais elevado, pois isso pode levar à deficiência de micronutrientes, como ferro, manganês e zinco, devido à sua menor solubilidade em pHs mais altos.

### 2.3.3 Termogravimetria dos biocarvões produzidos

As curvas de perda de massa em função da temperatura para os diferentes biocarvões deste trabalho podem ser observados na Figura 1. As varreduras foram realizadas entre as temperaturas de 25 e 900°C com taxa de 10°C min<sup>-1</sup> sob atmosfera inerte de N<sub>2</sub> e fluxo de 50 mL min<sup>-1</sup>.



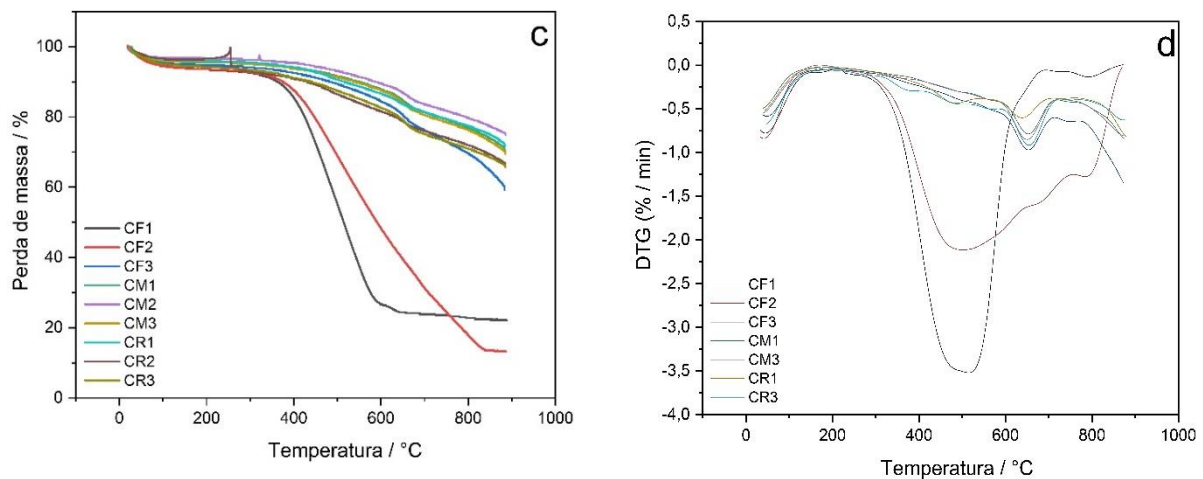


Figura 1. Perda de massa (%) em função da temperatura (°C), em analisador termogravimétrico para biocarvões oriundos da pirólise (500 °C) dos resíduos de cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) (a), além da derivada da TGA (DTGA) desses materiais (b); e copirólises em diferentes proporções: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR) (c) e DTGA das copirólises (d).

As curvas TG/DTG para os biocarvões, apresentadas nas Figuras 1a e 1c, permitem identificar três principais estágios de degradação para estes materiais, refletindo a complexidade de sua composição e estabilidade térmica.

No estágio 1, entre 20°C (temperatura ambiente) e 100°C, a perda de massa deve-se principalmente à desidratação e, após essa temperatura, a liberação de compostos torna-se fraca. A partir de 200°C inicia a degradação de hemicelulose e celulose (Ghani et al., 2013). Esta perda de massa inicial foi na ordem de 5%. No estágio 2, entre 250°C e 350°C, a perda de massa ocorre devido degradação da matéria orgânica residual constituinte, como celulose, hemicelulose e lignina onde também pode ter havido uma perda de massa em função da perda dos materiais voláteis condensáveis.

No estágio 3, a partir de 500°C, a perda de massa deve-se à degradação da lignina que é muito mais recalcitrante do que a hemicelulose e celulose durante a carbonização (Rutherford et al., 2012) e a sua decomposição pode ser considerada um processo lento, uma vez que parte da molécula consiste de anéis benzênicos começando a se decompor na faixa ampla de 160 até 900 °C (Souza et al., 2009; Ghani et al., 2013).

Para o biocarvão C, observou-se uma perda expressiva de massa entre as temperaturas de 500 °C e 700 °C. Cimo et al. (2014), em seu estudo com cama de frango, também reportam um pico de perda de massa na faixa entre 600 °C e 800 °C, atribuindo esse resultado à termodecomposição de minerais e sais, como os carbonatos, que são muito comuns nesse material. Essa característica é consistente com o alto teor de cinzas e o poder neutralizante elevado do biocarvão C, conforme discutido na seção 2.3.2, indicando que a perda de massa em temperaturas mais altas está ligada à decomposição de componentes inorgânicos, que contribuem para a alcalinidade do material.

Notou-se que, a partir de 640 °C, o biocarvão M exibe uma constância em 51% do material, referente às cinzas. Esses resultados são consistentes com a análise imediata apresentada anteriormente (seção 2.3.1), em que a moinha exibiu menores teores de materiais voláteis (11,66%), confirmando sua maior estabilidade térmica e menor volatilidade. Quanto à copirólise CF1, a 900 °C, 22% do material restante são cinzas, enquanto para CF2 restou 13%, o que também está em consonância com os resultados da análise imediata. Para os demais biocarvões, os teores de cinzas estiveram em torno de 60% a 70%, gerando produtos de pirólise mais estáveis. A presença de compostos inorgânicos, como carbonatos, é esperada entre as cinzas, conforme apontado pela análise de difratometria de raios X e pela avaliação da composição química dos biocarvões, que identificou a presença de Ca, Na e K.

A análise termogravimétrica, em conjunto com a análise imediata, forneceu informações essenciais sobre a qualidade e o comportamento térmico dos biocarvões produzidos. A fibra de coco pirolisada (F), por exemplo, apresentou maior teor de C fixo e menor teor de cinzas, o que se alinha com sua maior estabilidade térmica e menor perda de massa em temperaturas elevadas, indicando um biocarvão com maior recalcitrância e potencial para sequestro de carbono a longo prazo. Em contrapartida, biocarvões com maior perda de massa em temperaturas mais baixas podem ter um efeito mais imediato na fertilidade do solo devido à liberação de compostos mais lábeis, mas com menor persistência no ambiente, o que deve ser considerado na escolha do biocarvão para aplicações específicas.

### 2.3.4 Composição elementar C,H e N dos biocarvões

A análise da composição elementar de carbono (C), hidrogênio (H) e nitrogênio (N) nos biocarvões é fundamental para compreender a extensão da carbonização e o potencial desses materiais para aplicações agrícolas e ambientais. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 3.

O biocarvão F apresentou o maior teor de carbono (71,82%), enquanto o RPR exibiu o menor (20,14%). Esses resultados são concordantes com a análise imediata (Seção 2.3.1), que indicou o percentual de cinzas, materiais voláteis e carbono fixo.

Tabela 3. Teores de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N), além das relações C/N e H/C dos biocarvões oriundos da pirólise (500 °C) dos resíduos de cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises em diferentes proporções: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR).

Biocarvões	Proporção	C	H	N	Relação C/N	Relação H/C
		-----%-----				
C	-	52,68	2,58	3,36	15,68	0,59
F	-	71,82	3,01	0,96	74,81	0,50
RPR	-	31,38	1,74	0,73	42,98	0,67
M	-	34,63	0,90	0,41	84,46	0,31
CF1	0,50:0,50	41,98	1,53	1,88	22,33	0,44
CF2	0,25:0,75	40,04	1,19	1,32	30,33	0,36
CF3	0,75:0,25	47,71	2,07	2,60	18,35	0,52
CR1	0,50:0,50	56,18	2,49	2,95	19,04	0,53
CR2	0,25:0,75	62,30	2,76	2,28	27,32	0,53
CR3	0,75:0,25	52,34	2,44	3,30	15,86	0,56
CM1	0,50:0,50	37,63	2,07	1,51	24,92	0,66
CM2	0,25:0,75	36,56	2,12	1,53	23,89	0,70
CM3	0,75:0,25	39,81	2,22	2,63	15,14	0,67

O aumento do conteúdo elementar de carbono nos biocarvões, em comparação com suas matérias-primas, é um fenômeno esperado. Durante a pirólise, o carbono é amplamente retido, enquanto elementos voláteis como hidrogênio e oxigênio são perdidos na forma de gases (H<sub>2</sub>O, CO, CO<sub>2</sub>). Esse processo de desidratação e diminuição de grupos funcionais hidroxila (OH) (Antal e Gronli, 2003) resulta na concentração de carbono em estruturas aromáticas mais estáveis (Situ et al., 2022). Essa transformação confere ao carbono do biocarvão uma menor suscetibilidade à mineralização e à liberação como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) na atmosfera, contribuindo para o sequestro de carbono (Lehmann e Joseph, 2009).

A concentração de N variou significativamente entre os biocarvões. O biocarvão M apresentou o menor teor de N (0,41%), enquanto o biocarvão C exibiu o maior (3,36%). Essa diferença reflete diretamente a composição da matéria-prima original: a cama de frango é intrinsecamente rica em nitrogênio devido à sua origem animal, enquanto a moinha, sendo um resíduo de madeira, possui naturalmente baixo teor de N. A perda de N durante a pirólise ocorre principalmente pela volatilização de compostos nitrogenados e formação de gases como amônia, especialmente em temperaturas elevadas (Zhang et al., 2019). Embora o N seja um dos elementos mais suscetíveis à perda em processos térmicos, a alta concentração inicial na cama de frango garante uma porcentagem residual significativamente maior no biocarvão C. A composição química e a estrutura do material de origem são, portanto, cruciais para a estabilidade do biocarvão e sua capacidade de reter nutrientes após a pirólise (Lehmann e Joseph, 2009; Sohi et al., 2010).

A relação C/N é um indicador importante do potencial de um material para influenciar a dinâmica do nitrogênio no solo. Neste estudo, a relação C/N variou de 15,14 (CM3) a 84,46 (M). Para os materiais copirólizados, a maioria das relações C/N foi inferior a 30. Relações C/N abaixo de 30 geralmente indicam um potencial para a mineralização de nitrogênio, ou seja, a liberação de N na forma disponível para as plantas. Isso sugere que esses biocarvões, por conterem um teor relativamente maior de N em relação ao C, podem contribuir para a fertilidade do solo e melhorar a disponibilidade de nutrientes para as culturas. Em contraste, biocarvões com relações C/N muito elevadas, como o M (84,46), podem inicialmente promover a imobilização de nitrogênio no solo, competindo com as plantas pelo nutriente.

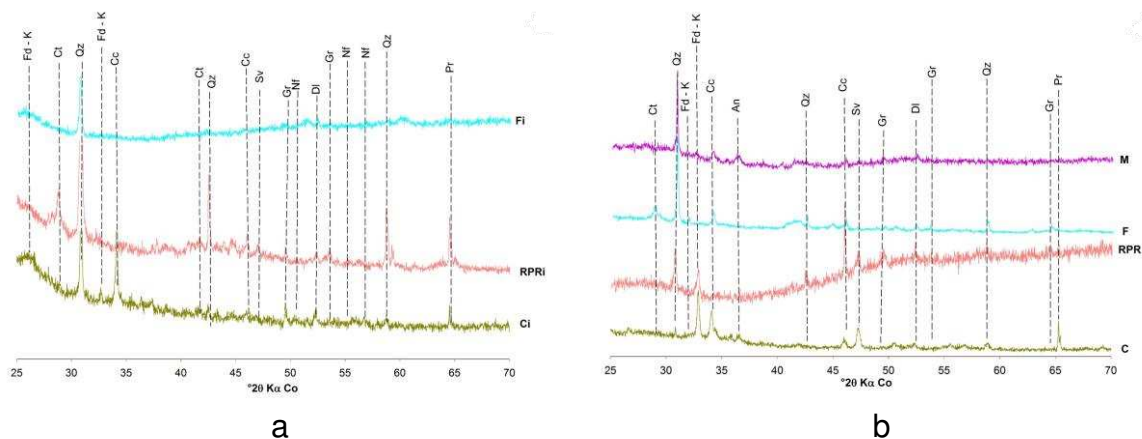
O grau de estabilidade do carbono no biocarvão pode ser avaliado pela razão molar H/C. Uma diminuição nessa razão com o aumento da temperatura de pirólise indica um maior grau de condensação e a formação de estruturas com anéis aromáticos, que são os principais responsáveis pela estabilidade química do biocarvão (Kookana et al., 2011). A estabilidade do carbono é classificada como "altamente estável" quando a razão H/C é  $\leq 0,4$  e "estável" quando  $H/C \geq 0,4$  (Tag et al., 2016). Conforme a Tabela 3, apenas os biocarvões M (0,31) e CF2 (0,36) apresentaram relações H/C inferiores a 0,4, caracterizando-os como altamente estáveis. As relações H/C dos biocarvões correlacionam-se diretamente com a aromaticidade, biodegradabilidade e polaridade, propriedades que influenciam

significativamente a capacidade de retenção de água (Botero et al., 2010) e a interação com outros componentes do solo.

Em suma, a pirólise promove a perda de oxigênio e hidrogênio e a condensação das cadeias de carbono, resultando em um aumento da resistência à degradação microbiana no solo (Kookana et al., 2011). A carbonização lenta, utilizada neste estudo, favorece um maior rearranjo estrutural das moléculas de carbono, levando à formação de estruturas aromáticas mais complexas e estáveis. Essas estruturas são menos suscetíveis à degradação, tanto em condições ambientais quanto biológicas (Lehmann e Joseph, 2009; Manyu et al., 2022). Além disso, os teores de C e as razões H/C e C/N são determinantes para a formação de grupos funcionais de superfície, que, por sua vez, exercem grande influência na sorção de metais e na capacidade de troca catiônica dos biocarvões (Uchimiya e Chang, 2011).

### 2.3.5 Difratometria de raio X (DRX)

Os difratogramas de raios X dos resíduos precursores e dos biocarvões produzidos são apresentados na Figura 2.



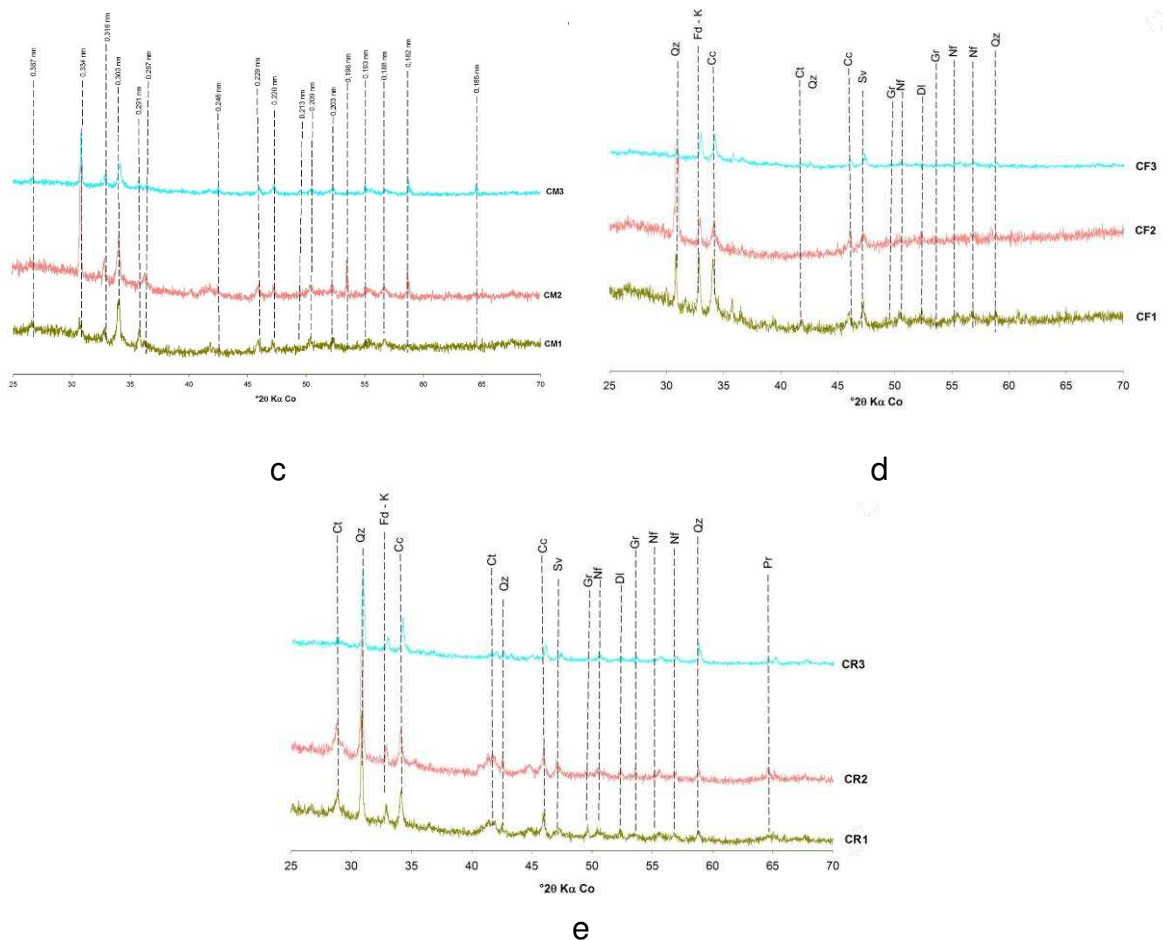


Figura 2. Difrátogramas de raios X (DRX) (a) das matérias-primas (Ci-cama de frango, RPRi – Resíduo da peneira rotativa e Fi – fibra de coco), (b) dos biocarvões produzidos em pirólise (C, M, F e RPR); (c) das copirólises cama de frango e moinha (CM1, CM2, CM3); (d) das copirólises cama de frango e fibra de coco (CF1, CF2, CF3); (e) das copirólises cama de frango e RPR (CR1, CR2, CR3).

A análise dos picos de DRX permitiu a identificação e diferenciação de fases minerais cristalinas tanto nos biocarvões obtidos por pirólise quanto por copirólise. Os picos associados ao quartzo (Qz) ( $\text{SiO}_2$ ) foram evidentes em todos os biocarvões, com reflexões em 0,334 nm, 0,246 nm e 0,182 nm. A presença de quartzo, um mineral inerte, indica a fração mineral residual da matéria-prima. Além do quartzo, diversos outros minerais foram identificados: Calcita (Cc) ( $\text{CaCO}_3$ ): 0,387 nm, 0,303 nm e 0,229 nm. Feldspato-K (Fd-K) ( $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$ ): 0,397 nm, 0,324 nm e 0,316 nm. Grafite (Gr) (C): 0,213 nm, 0,198 nm e 0,167 nm. Dolomita (DI) ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ): 0,202 nm e 0,203 nm. Nefelina (Nf) ( $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ ): 0,209 nm, 0,193 nm, 0,188 nm. Anidrita (An) ( $\text{CaSO}_4$ ): 0,287 nm. Pirita (Pt) ( $\text{FeS}_2$ ): 0,165 nm. Silvita (Sv) (KCl): 0,220 nm. Caulinita (Ct) ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ): 0,357 nm e 0,360 nm.

Observou-se que a pirólise do RPR promoveu o desaparecimento completo dos picos referentes à caulinita em comparação com a matéria-prima precursora (RPRi). Isso é uma consequência do processo de desidroxilação, que leva à quebra da estrutura cristalina e à consequente amorfização desse mineral, conforme sugerem Medeiros e Morais (2020). A amorfização da caulinita pode alterar as propriedades de superfície do biocarvão, potencialmente afetando sua capacidade de adsorção e reatividade no solo, embora a extensão desse impacto dependa da proporção de caulinita na matéria-prima original e da formação de novas fases minerais amorfas que podem ter diferentes interações com a matriz do solo.

As copirólises envolvendo cama de frango e RPR (CR) demonstraram a interação entre os componentes, uma vez que as diferentes proporções das matérias-primas se refletiram diretamente nos picos de difração. Essa observação sugere que a combinação dos resíduos durante a pirólise pode levar a alterações na formação ou na proporção das fases minerais cristalinas, indicando a possibilidade de sinergias ou antagonismos na composição final do biocarvão. A análise detalhada dessas mudanças nos picos poderia revelar a formação de novos compostos ou a modificação da estrutura de minerais existentes, impactando as propriedades agrônômicas do biocarvão, como sua capacidade de liberação de nutrientes ou de adsorção de substâncias.

A calcita, notada em todas as amostras neste trabalho, é um constituinte principal da cinza derivada de muitas espécies vegetais e é comumente encontrada em biocarvões (Yuan et al., 2011; Domingues et al., 2017). A calcita pode se formar diretamente a partir da carbonização do material orgânico ou por meio da hidratação e carbonatação do óxido de Ca devido a presença de carbonatos em biocarvões (Yuan et al., 2011; Zhang et al., 2019; Domingues et al., 2017), os quais são os principais responsáveis pela alcalinidade do biocarvão (Yuan et al., 2011), podendo influenciar no pH do solo, tornando-o menos ácido e potencialmente melhorando a disponibilidade de nutrientes, embora o aumento do pH possa resultar em deficiência de micronutrientes, especialmente nas doses com resposta agrônômica. No entanto, é importante considerar que o aumento excessivo do pH pode resultar em deficiência de micronutrientes, especialmente em doses elevadas com resposta agrônômica. A cristalinidade da calcita, revelada pela DRX, é um fator importante para sua reatividade no solo; formas mais amorfas ou com menor cristalinidade tendem a se

dissolver mais rapidamente, proporcionando um efeito de calagem mais imediato, enquanto formas mais cristalinas podem oferecer um tamponamento de pH mais duradouro e gradual.

A presença de compostos inorgânicos nos biocarvões produzidos foi confirmada pelos difratogramas. Alguns picos encontrados na matéria-prima precursora, como o carbonato de cálcio na cama de frango, mantiveram-se durante a pirólise, conforme sugerem Bernardo et al. (2014), Oh et al. (2013) e Rodriguez et al. (2021). A persistência desses minerais cristalinos a 500 °C indica sua estabilidade térmica e sugere que eles continuarão a desempenhar um papel na química do solo após a aplicação do biocarvão, contribuindo para a liberação gradual de nutrientes e para a capacidade de tamponamento do pH a longo prazo, o que é um aspecto positivo para a sustentabilidade agrícola.

### **2.3.6 Espectroscopia de absorção molecular na região do infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)**

Os espectros obtidos por espectroscopia de absorção molecular na região do infravermelho (FTIR) dos biocarvões e das matérias-primas precursoras estão apresentadas na Figura 3.

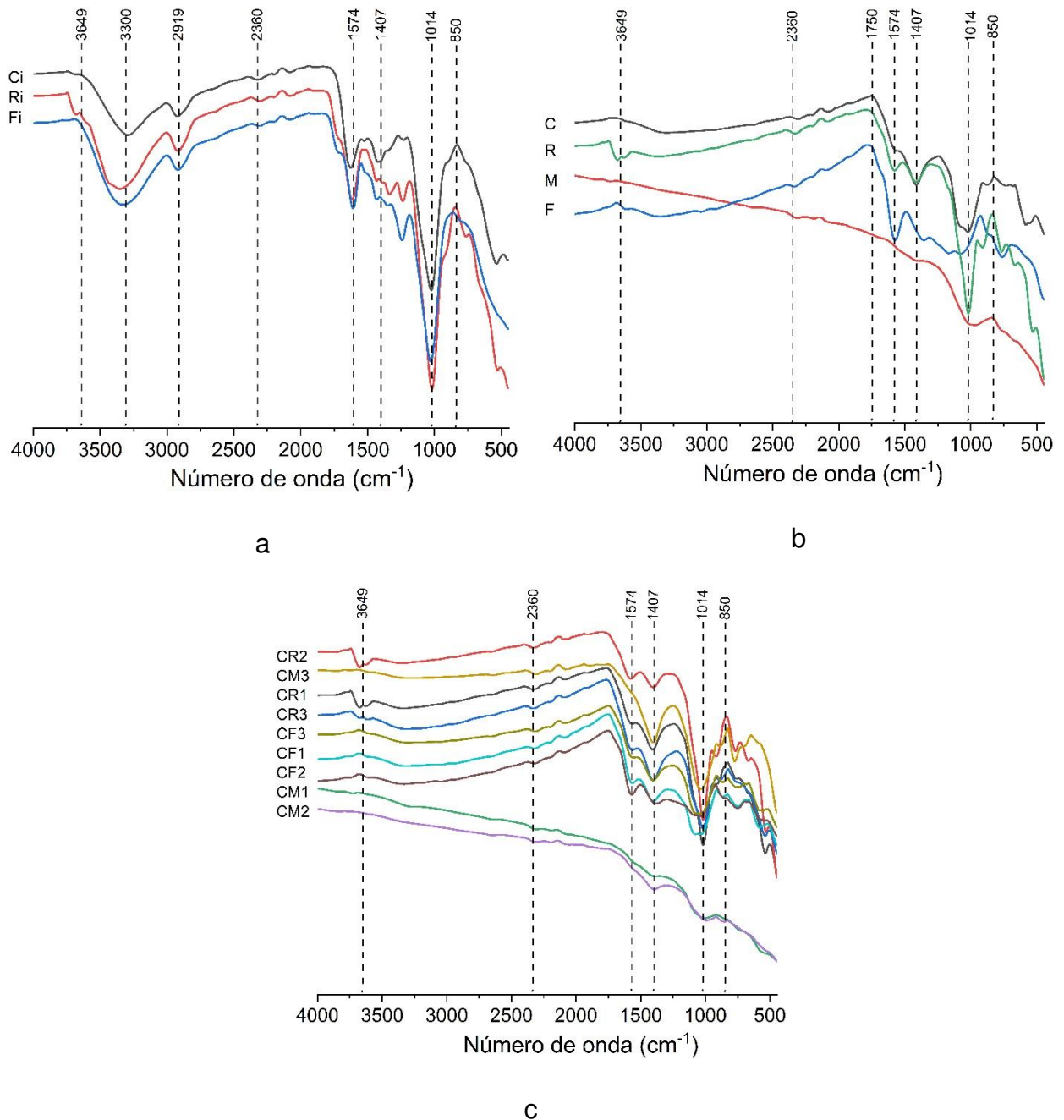


Figura 3. Espectros de FTIR (a) das matérias-primas (Ci-cama de frango, RPRi – Resíduo da peneira rotativa e Fi – fibra de coco), (b) dos biocarvões produzidos em pirólise (C, M, F e RPR); (c) das copirólises cama de frango e moinha (CM1, CM2, CM3); (d) das copirólises cama de frango e fibra de coco (CF1, CF2, CF3); (e) das copirólises cama de frango e RPR (CR1, CR2, CR3).

A análise de FTIR, de natureza qualitativa, teve como objetivo principal identificar e comparar os grupos químicos presentes nos materiais, com foco na recalcitrância de estruturas aromáticas e alifáticas. A observação dos espectros permite discernir picos característicos de cada biomassa de origem. Essa ferramenta

é amplamente empregada para investigar a estrutura química de materiais e pode auxiliar na otimização da formulação de biocarvões para necessidades específicas do solo (Snelgrove et al., 2017; Yang et al., 2019).

A acentuada diminuição dos picos de estiramento de hidroxilas (OH) nas bandas em torno de  $3300\text{ cm}^{-1}$  (Figura 3a), que praticamente desaparecem nos resíduos pirolisados e copirolisados (Figuras 3b e 3c), sugere uma perda significativa desses grupos funcionais, incluindo água adsorvida e álcoois, devido à pirólise. Essa desidroxilação, juntamente com a redução de outros grupos oxigenados como ácidos carboxílicos, lactonas, fenóis, cetonas e éteres, é um fator chave para o aumento do pH do biocarvão e a diminuição de sua hidrofiliabilidade. Conseqüentemente o PCZ também é afetado, tornando o material mais alcalino e menos propenso a interações baseadas em pontes de hidrogênio (Cantrell et al., 2012; Bruun et al., 2011).

Similarmente, os estiramentos assimétricos de grupos funcionais alquilos C-Hn (n=2 ou 3) alifáticos, presentes nas matérias-primas em  $2919\text{ cm}^{-1}$ , desaparecem nos biocarvões. Essa ausência nos produtos pirolisados é um indicativo da termodecomposição e das profundas alterações na estrutura alifática, revelando um processo de carbonização eficiente que remove cadeias laterais e promove a aromatização do material.

Picos em torno de  $2360\text{ cm}^{-1}$  são atribuídos ao  $\text{CO}_2$  atmosférico (background), frequentemente aparecendo com transmitância "positiva", como observado na Ci. A região de  $1630\text{ cm}^{-1}$  está associada à água higroscópica. Na região de  $1030\text{ cm}^{-1}$ , um pico muito intenso e estreito na amostra RPRi corresponde ao estiramento Si-O, dominado por quartzo e caulinita, e reflete o elevado teor de cinzas insolúveis. Essa observação corrobora os achados da análise de DRX (seção 2.3.5) sobre a presença e a predominância de minerais silicatados na matéria-prima e no biocarvão.

Ao comparar as Figuras 3a e 3b, é notável um aumento na concentração de estruturas aromáticas. Isso é evidenciado pela diminuição da banda na região de  $1750\text{ cm}^{-1}$ , correspondente ao estiramento C=O de grupos carbonílicos (ésteres, cetonas e ácidos carboxílicos), devido à pirólise. A banda em  $1100\text{ cm}^{-1}$  (C-O) persiste após a pirólise, mas com intensidade reduzida em alguns biocarvões, sugerindo modificação ou destruição parcial dessas estruturas durante o processo.

Em síntese, as principais alterações observadas durante a pirólise de resíduos agrícolas incluem a perda de grupos alifáticos e hidroxilas, o aumento da

concentração de compostos aromáticos e a formação de uma estrutura mais condensada nos biocarvões, tanto nas pirólises quanto nas copirólises. Essas características são intrínsecas a materiais carbonizados e indicam um aumento significativo da estabilidade química dos biocarvões em comparação com as matérias-primas originais (Keiluweit et al., 2010). A maior aromaticidade e a menor presença de grupos funcionais oxigenados e alifáticos tornam o biocarvão mais recalcitrante à degradação microbiana no solo, favorecendo o sequestro de carbono a longo prazo. Além disso, essas mudanças na química da superfície influenciam diretamente a capacidade do biocarvão de interagir com nutrientes e poluentes no solo, afetando sua adsorção e disponibilidade, o que é crucial para suas aplicações agronômicas e ambientais.

### **2.3.7 Caracterização química dos biocarvões**

A Tabela 4 apresenta os teores totais de micro e macronutrientes, bem como de metais potencialmente tóxicos, nos biocarvões produzidos. A composição química é um fator determinante para o potencial agronômico e ambiental desses materiais, influenciando diretamente sua capacidade de fornecer nutrientes às plantas e a segurança de sua aplicação no solo.

Tabela 4. Teores totais de elementos das matérias-primas cama de frango (Ci), resíduo da peneira rotativa (RPRi), fibra de coco (Fi) e dos biocarvões de cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises em diferentes proporções: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR).

Biocarvão	Proporção	P	Ca	Mg	K	S	Na	Fe	Al	Mn	Zn	Cu	Ni	Cr	Pb	B
		g kg <sup>-1</sup>										mg kg <sup>-1</sup>				
Ci	-	6,16	384,15	5,06	6,44	17,95	3,81	1,62	1,84	309,72	235,30	38,5	3,68	6,81	nd	2,00
RPRi	-	0,41	184,89	1,30	0,38	2,03	0,45	13,43	20,40	538,55	16,40	7,27	6,46	42,24	3,63	0,66
Fi	-	0,23	254,4	1,11	0,57	6,46	1,84	0,72	0,26	9,85	8,14	3,80	0,24	3,07	nd	0,13
C	-	19,04	63,48	15,00	65,66	10,42	11,56	4,18	7,34	0,59	644,14	86,05	30,86	49,31	1,16	123,87
F	-	0,90	3,22	2,96	14,00	0,22	7,11	4,14	1,24	0,08	90,11	11,43	423,61	662,53	nd	59,98
RPR	-	1,46	17,77	2,47	5,26	0,43	2,22	24,03	53,11	0,75	36,23	12,94	18,90	52,68	8,18	26,20
M	-	9,69	56,53	6,58	15,88	2,62	8,58	21,95	42,05	1,30	47,45	35,72	70,52	128,17	2,39	75,31
CF1	0,50:0,50	12,94	41,30	9,99	28,51	5,54	9,76	2,83	4,94	0,38	445,18	54,07	32,13	56,00	0,07	116,46
CF2	0,25:0,75	7,58	26,03	6,85	14,82	2,62	6,85	1,28	3,71	0,09	279,50	32,49	19,54	27,81	nd	71,37
CF3	0,75:0,25	14,55	49,93	11,13	25,06	4,68	8,89	2,77	5,94	0,48	509,74	65,50	17,36	23,79	0,81	98,34
CR1	0,50:0,50	5,65	20,04	4,56	17,12	2,71	4,69	15,16	30,49	0,48	181,47	26,79	20,93	46,76	3,25	33,12
CR2	0,25:0,75	4,76	22,02	4,45	15,80	2,45	4,38	20,41	43,23	0,62	158,44	26,88	77,21	157,97	5,32	37,16
CR3	0,75:0,25	11,61	39,07	8,99	35,56	6,52	9,05	11,55	21,87	0,73	399,21	54,40	29,62	52,18	2,01	67,94
CM1	0,50:0,50	11,02	52,69	9,28	32,59	4,71	10,38	10,82	21,70	1,00	325,50	58,95	79,84	143,79	0,83	108,47
CM2	0,25:0,75	9,55	52,75	8,07	23,64	3,36	9,60	15,63	30,05	1,18	190,08	42,84	73,46	87,26	0,26	81,47
CM3	0,75:0,25	12,90	56,40	10,85	39,92	6,97	10,96	7,95	15,81	0,86	418,79	58,80	42,24	72,64	1,36	144,07

\*nd – não detectado pelo limite de detecção do equipamento (> 10 µg L<sup>-1</sup>)

A pirólise, ao promover a remoção da matéria orgânica volátil, resulta na concentração dos minerais presentes na matéria-prima precursora no biocarvão produzido. Isso ocorre porque a maioria dos minerais não é volátil nas temperaturas empregadas no processo (Shen et al., 2016). De fato, durante a produção dos biocarvões, a maior parte dos metais é retida ou tem sua concentração aumentada, uma vez que seus pontos de ebulição são superiores à temperatura de pirólise (van Wesenbeeck et al., 2014; Lu et al., 2016). Os biocarvões demonstraram um potencial significativo tanto como agentes de neutralização da acidez do solo quanto como fontes de nutrientes. A presença de altos teores de carbonatos, como  $\text{CaCO}_3$  e  $\text{MgCO}_3$ , e de bases orgânicas (Na e K), formadas devido à presença de grupos funcionais orgânicos como  $-\text{COOH}$  e  $-\text{OH}$  (Lee et al., 2013), contribui diretamente para o poder neutralizante desses materiais. Além disso, a análise revelou a presença de nutrientes essenciais às plantas, como K e P, e micronutrientes como Mn, Fe, Cu e Zn (Novak et al., 2009; Graber et al., 2010).

É interessante notar que os resultados obtidos para P e Ca nos biocarvões deste estudo não corroboram os valores apresentados por Zhao et al. (2013), que exibiram teores mais elevados para biocarvões provenientes de rejeitos animais. Embora Zhao et al. (2013) também tenham observado maiores teores de K em biocarvões de resíduos de culturas agrícolas, o biocarvão de cama de frango neste trabalho também se destacou em K. O teor de Ca obtido nos biocarvões ( $63,48 \text{ g kg}^{-1}$ ) foi inferior ao da matéria-prima precursora ( $384,15 \text{ g kg}^{-1}$ ). Essa aparente redução pode ser atribuída a um fenômeno de "passivamento" durante a etapa de abertura das amostras com ácido nítrico concentrado. Esse processo pode ter dificultado a completa solubilização do cálcio presente em formas menos reativas ou encapsuladas na matriz do biocarvão, resultando em uma subestimação analítica do teor total.

O biocarvão de cama de frango apresentou os maiores teores de Na ( $11,56 \text{ g kg}^{-1}$ ) em relação aos demais, o que é um reflexo direto da composição do material de origem, que inclui excrementos de aves e serragem. Contudo, a presença de altos teores de Na no biocarvão per se não se traduziu necessariamente nos maiores valores de CE do biocarvão, como observado anteriormente na seção 2.3.2. Mavi et al. (2018) constataram que o efeito do Na

sobre a CE é moderado pela presença de outros íons, como K e Ca, que podem reduzir a contribuição relativa do sódio na salinidade total. Assim, o impacto direto do Na na condutividade elétrica pode ser mitigado em solos que contenham maiores concentrações desses outros cátions, ou pela interação complexa de todos os íons em solução.

Observou-se que os biocarvões apresentaram concentrações elevadas de Ni ( $423,61 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Cr ( $662,53 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Essas concentrações no biocarvão per se evidenciam um possível problema de acúmulo de metais pesados, o que, em tese, poderia limitar seu uso agrícola (Yang et al., 2019). No entanto, é crucial considerar a dose de aplicação no solo. Com a dose de biocarvão de 3% (m/m) utilizada neste estudo (vide cap. 3), as concentrações desses metais no solo são significativamente diluídas. Para Ni, a concentração no solo seria de aproximadamente  $12,71 \text{ mg kg}^{-1}$ , e para Cr, de  $19,87 \text{ mg kg}^{-1}$ . Ambos os valores estão abaixo dos limites de referência de qualidade para esses elementos estabelecidos pela legislação brasileira (Brasil, 2009), que são de  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  para Ni e  $71 \text{ mg kg}^{-1}$  para Cr. Portanto, embora as concentrações no biocarvão sejam elevadas, a diluição no solo na dose aplicada o torna seguro sob as regulamentações atuais. Contudo, a monitorização a longo prazo da acumulação e a avaliação da biodisponibilidade desses metais são importantes para garantir a sustentabilidade da prática, especialmente em cenários de aplicações repetidas ou em solos com baixa capacidade de retenção de metais.

De modo geral, as copirólises resultaram em biocarvões com teores intermediários de nutrientes, refletindo a contribuição proporcional de cada material precursor. As combinações com maiores proporções de cama de frango, por exemplo, resultaram em teores mais elevados de nutrientes como K, Ca e P, demonstrando a capacidade da copirólise de modular a composição química final do biocarvão para atender a necessidades específicas do solo ou da cultura. Essa flexibilidade na formulação é uma vantagem estratégica para o desenvolvimento de biocarvões "sob medida".

### **2.3.8 Caracterização física dos biocarvões**

A capacidade de retenção de água (CRA) é uma propriedade física de suma importância para os biocarvões, pois está diretamente ligada ao seu potencial de melhorar o regime hídrico do solo. Os resultados da CRA a 10 cm de coluna de água (CRA10) são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Capacidade de retenção de água a 10cm de coluna de água (CRA10) dos biocarvões oriundos da pirólise (500 °C) dos resíduos de cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises em diferentes proporções: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR).

Biocarvões	Proporção	CRA10 (%)
C	-	96
F	-	130
RPR	-	81
M	-	92
CF1	0,50:0,50	100
CF2	0,25:0,75	114
CF3	0,75:0,25	98
CR1	0,50:0,50	78
CR2	0,25:0,75	77
CR3	0,75:0,25	87
CM1	0,50:0,50	104
CM2	0,25:0,75	89
CM3	0,75:0,25	102

Os maiores valores de CRA foram observados nos biocarvões produzidos a partir do biocarvão F, atingindo 130% quando submetido ao potencial matricial de -1,0 kPa. Essa elevada capacidade pode ser explicada pela estrutura fibrosa e naturalmente porosa da matéria-prima, que favorece a formação de poros maiores e mais numerosos, permitindo uma maior retenção de água (Sohi et al., 2010). A predominância de macroporos e mesoporos na fibra de coco, resultante da preservação de sua estrutura celular durante a pirólise, cria um ambiente ideal para o armazenamento de água em potenciais mais baixos, que é a água prontamente disponível para as plantas. Essa característica é particularmente benéfica para aumentar a resiliência das culturas em condições de estresse hídrico, otimizando o uso da água no sistema solo-planta.

Em contraste, as copirólises de cama de frango e fibra de coco (CF1, CF2, CF3) apresentaram valores de CRA10 menores, com CF2 registrando o mais baixo (77%). Esse resultado, que pode parecer contraintuitivo dada a alta

CRA da fibra de coco isolada, é possivelmente explicado pela obstrução dos poros devido ao alto teor de cinzas provenientes da cama de frango (C). A presença de uma fração inorgânica significativa, oriunda da cama de frango, pode preencher os espaços porosos ou revestir as superfícies internas do biocarvão, reduzindo o volume de poros efetivo para a retenção de água. Além disso, a natureza das cinzas pode conferir maior hidrofobicidade à superfície do biocarvão, diminuindo sua afinidade com a água. Isso indica que a interação entre os materiais na copirólise é complexa e não meramente aditiva, podendo levar a efeitos sinérgicos ou antagônicos que afetam a formação e a conectividade dos poros (Sohi et al., 2010).

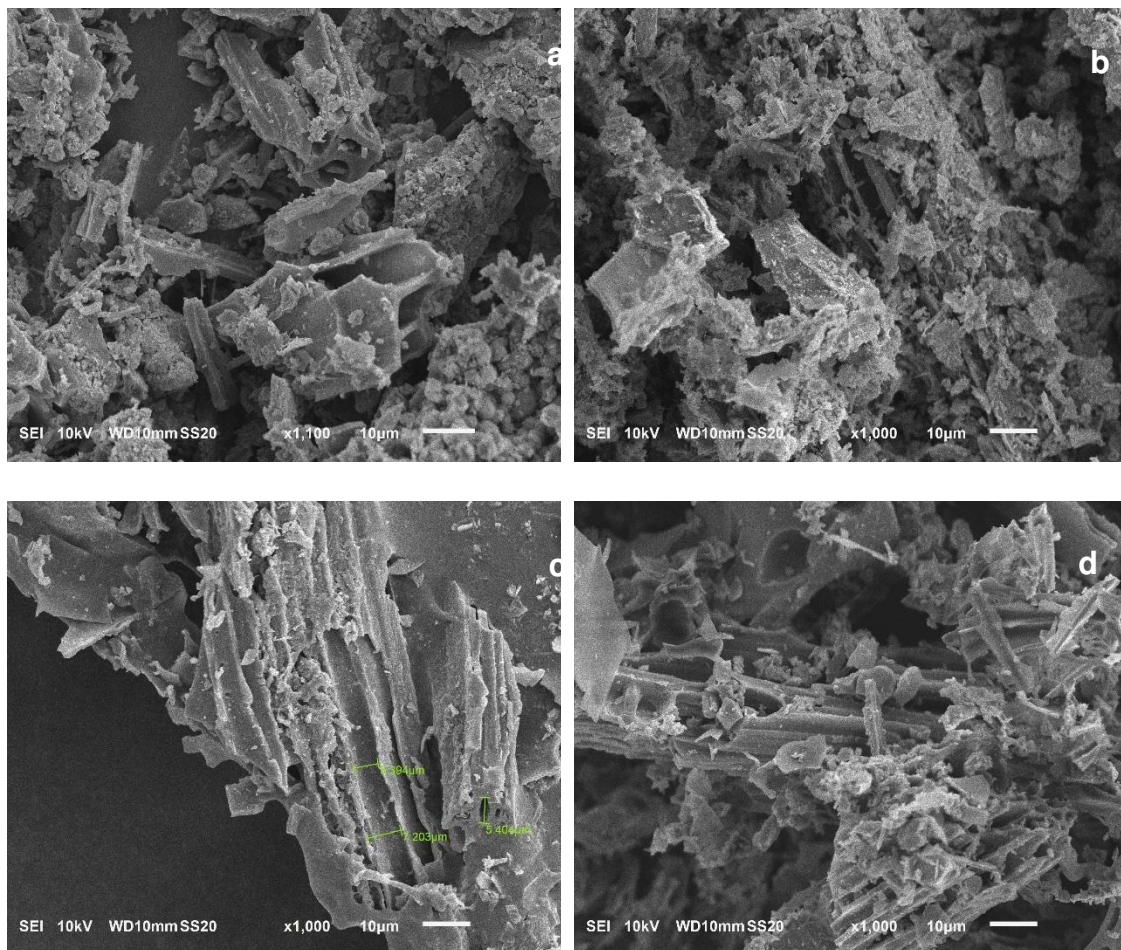
Os autores Song e Guo (2012) encontraram valores entre 88% e 110% de CRA para biocarvões de cama de frango produzidos entre 300 °C e 600 °C, o que está em concordância com os valores obtidos neste trabalho. A CRA dos biocarvões não está associada apenas à porosidade física, mas também à sua estrutura química. Biocarvões ricos em grupos polares, contendo oxigênio em sua maior parte, podem reter água através de pontes de hidrogênio (Petter e Madari, 2012; Thies e Rilling, 2009). No entanto, é importante notar que a pirólise leva à desidroxilação, descarboxilação e perda de outros grupos funcionais polares, o que pode reduzir a capacidade de retenção de água por adsorção química, tornando a estrutura porosa o fator dominante para a CRA em biocarvões produzidos em temperaturas mais elevadas.

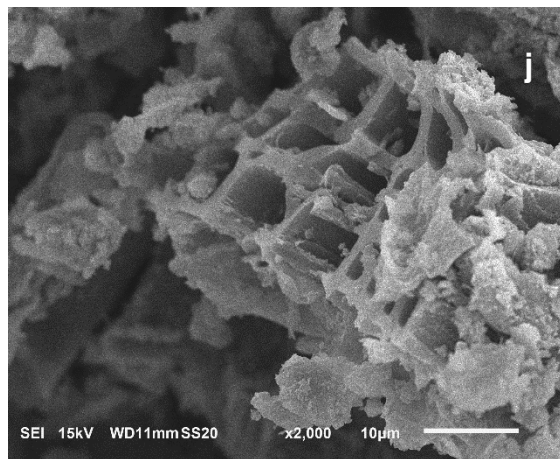
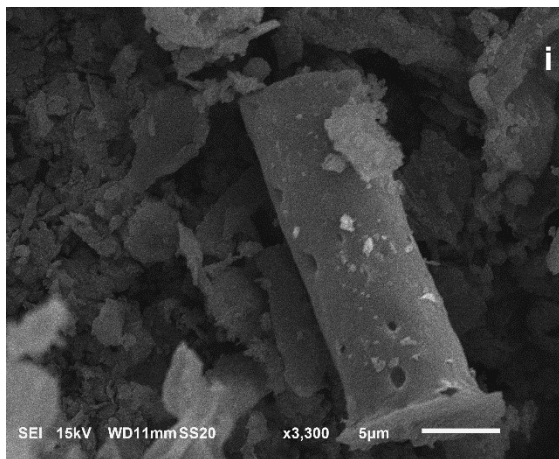
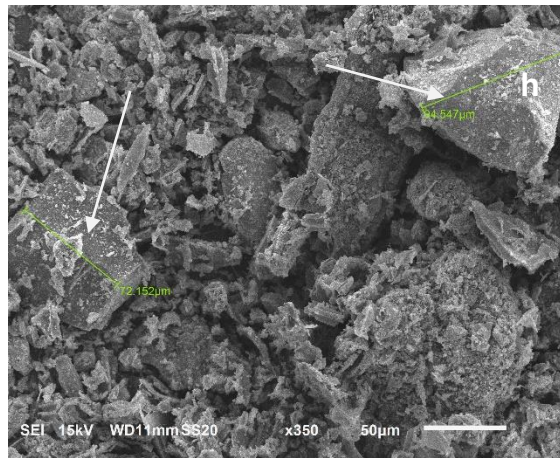
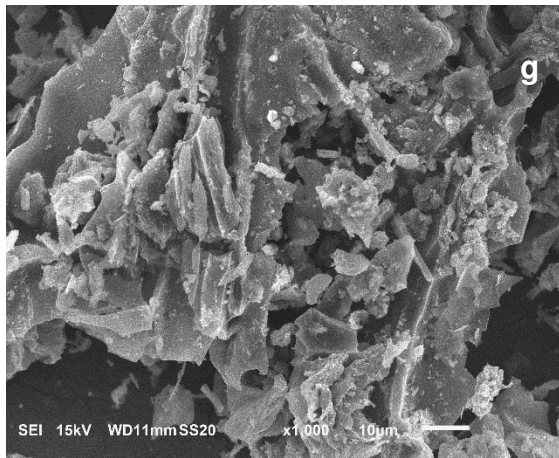
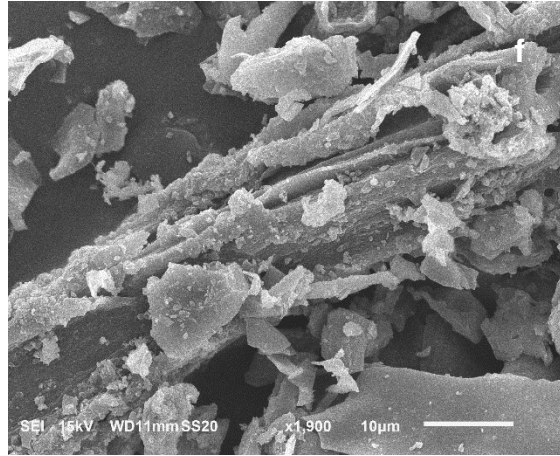
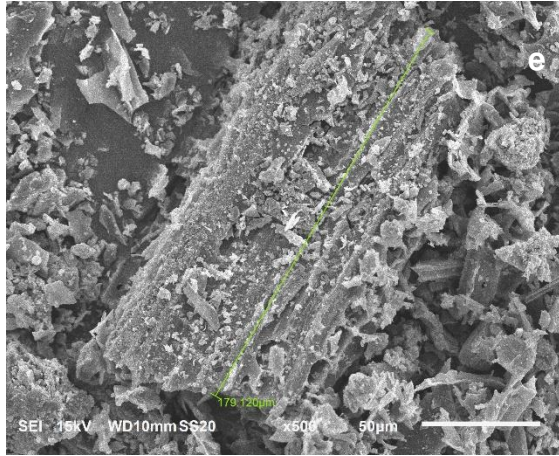
A temperatura de pirólise é um fator crítico para a otimização da CRA. Shafie et al. (2012) observaram maior retenção de água em biocarvões pirolisados a 400 °C em comparação com aqueles obtidos a 350 °C, associando essas diferenças à distribuição de micro, meso e macroporos, que variam com a temperatura, e à reorganização estrutural dos poros durante a pirólise. Rodriguez et al. (2021) encontraram valores de CRA entre 48% e 59,3% em biocarvões provenientes da copirólise de resíduos agrícolas com plástico, PVC e pneu, atribuindo esses valores à existência de compostos contendo grupos funcionais (C=O, COOH e OH<sup>-</sup>) que tendem a se ligar com moléculas de água. Esses estudos reforçam que a otimização da CRA em biocarvões é um balanço delicado entre a preservação de uma estrutura porosa favorável e a manutenção de grupos funcionais que promovam a interação com a água. Ambos os aspectos

são intrinsecamente influenciados pela matéria-prima utilizada e pelas condições de pirólise, destacando a necessidade de um design cuidadoso do biocarvão para aplicações específicas em diferentes tipos de solo e sistemas agrícolas.

### 2.3.9 Morfologia dos biocarvões

As micrografias das matérias-primas e dos biocarvões obtidas com a microscopia eletrônica de varredura (MEV) estão apresentadas na Figura 4.





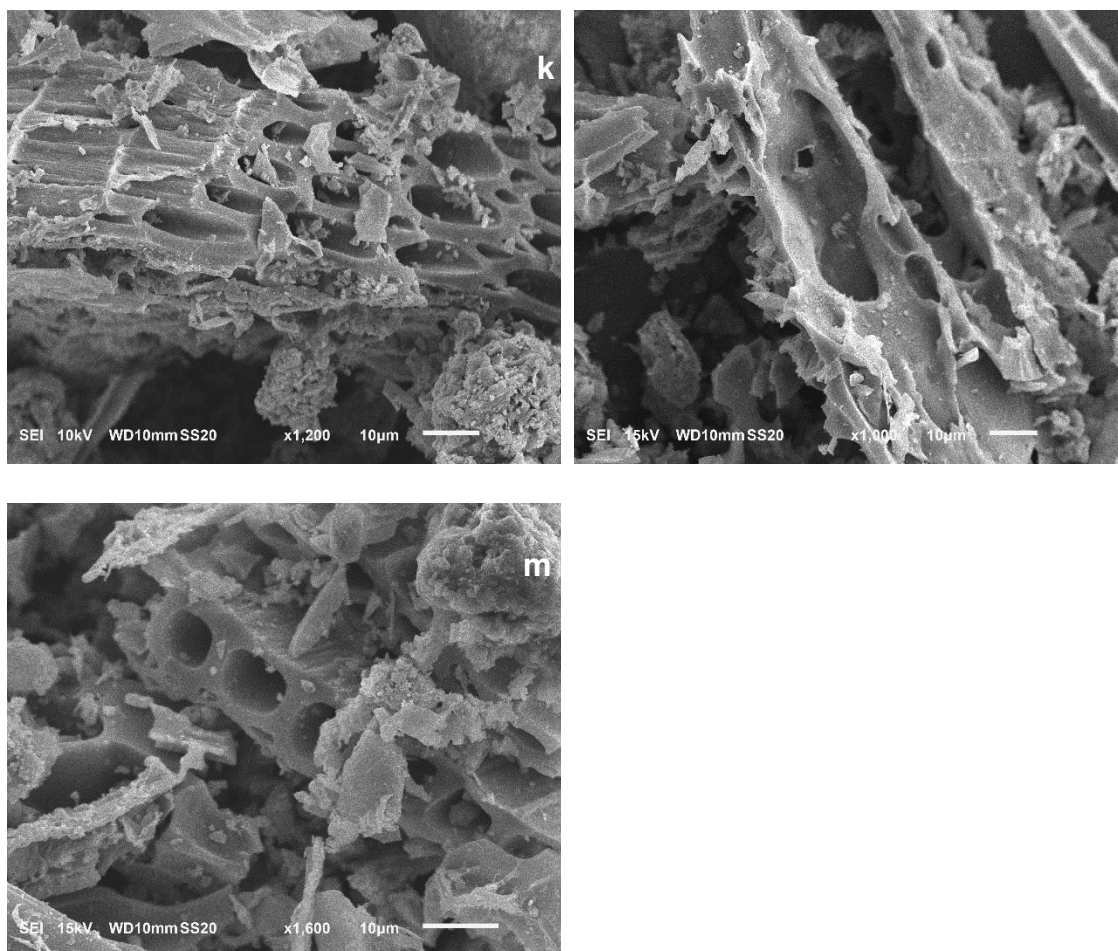


Figura 4. Micrografias obtidas por microscopia eletrônica de varredura dos biocarvões de (a) cama de frango; (b) resíduos de peneira rotativa (RPR); (c) fibra de coco; (d) moinha; (e) cama de frango e fibra de coco (0,50:0,50) (CF1); (f) cama de frango e fibra de coco (0,25:0,75) (CF2); (g) cama de frango e fibra de coco (0,75:0,25) (CF3); (h) cama de frango e RPR (0,50:0,50) (CR1); (i) cama de frango e RPR (0,25:0,75) (CR2); (j) cama de frango e RPR (0,75:0,25) (CR3); (k) cama de frango e moinha (0,50:0,50) (CM1); (l) cama de frango e moinha (0,25:0,75) (CM2); e (m) cama de frango e moinha (0,75:0,25) (CM3).

A análise por MEV, realizada com diversas ampliações (variando de 350 a 3300 vezes), é uma ferramenta indispensável para visualizar a topografia da superfície e a estrutura interna de poros dos biocarvões em diferentes escalas. Essas informações são cruciais, pois a morfologia impacta diretamente as propriedades de superfície, a porosidade, e, conseqüentemente, a capacidade de adsorção, retenção de água e nutrientes, além da interação com a microbiota do solo.

A inspeção visual das imagens revela diferenças marcantes na microestrutura entre os biocarvões, refletindo a diversidade das matérias-primas

e o impacto do processo de pirólise. Observa-se a presença de canais porosos e estruturas alongadas (Figuras 4a, 4c, 4d, 4e, 4f, 4j, 4k e 4m), que são remanescentes da estrutura vascular original da biomassa, como vasos condutores e paredes celulares. Esses canais são cruciais para a formação de macroporos, que facilitam a aeração e a drenagem no solo, contribuindo para a condutividade hidráulica e a troca gasosa, além de servirem como micro-habitats e refúgios para microrganismos. Em contraste, algumas amostras exibem formas mais laminadas ou compactas (Figuras 4g e 4h), sugerindo um maior colapso estrutural durante a pirólise, o que pode resultar em menor área superficial e volume de poros, impactando negativamente a capacidade de retenção de água e adsorção. Além disso, a presença de minerais é visível em algumas micrografias, como na Figura 4h, corroborando os achados da DRX (seção 2.3.5) e indicando a distribuição e morfologia desses componentes inorgânicos na matriz do biocarvão.

A formação da porosidade nos biocarvões é um processo complexo, intrinsecamente ligado à liberação de material volátil durante a pirólise. Essa volatilização contribui para a perda de massa e a criação de uma rede de poros interconectados. O aumento da temperatura de pirólise também promove o derretimento, fusão, quebra e modificações nas estruturas originais das matérias-primas, resultando na formação de diferentes tipos e tamanhos de poros (Downie et al., 2009). A resistência das estruturas da biomassa de origem, como as paredes celulares e vasos condutores, é fundamental para a preservação da porosidade. A decomposição térmica da celulose e hemicelulose, por exemplo, muitas vezes deixa evidente a permanência das paredes celulares, que são compostas em grande parte por lignina (Lee et al., 2013), um polímero mais resistente à degradação térmica e que confere estabilidade à estrutura porosa.

O biocarvão M (Figura 4d), por exemplo, exibe um sistema poroso notavelmente evidente, com poros cilíndricos na ordem de poucos micrômetros ( $\mu\text{m}$ ). Esses poros, classificados como macroporos ou grandes mesoporos, são de grande importância para a retenção de água em potenciais mátricos mais baixos (como -30 kPa), facilitando a disponibilidade de água para as plantas. Essa característica porosa é mantida nas copirólises que envolvem a moinha

(Figuras 4k, 4l e 4m), demonstrando a forte influência da matéria-prima na morfologia final do biocarvão.

O desenvolvimento de poros nos biocarvões também está intrinsecamente relacionado à formação de estruturas aromáticas, conforme observado na análise de FTIR (seção 2.3.6). O aumento da aromaticidade e da condensação da estrutura de carbono, que ocorre com o aumento da temperatura de pirólise, contribui para a formação de uma matriz de carbono mais rígida e estável, que sustenta o desenvolvimento de poros e, conseqüentemente, para o aumento da área de superfície (Al-Wabel et al., 2013).

A micrografia do biocarvão de cama de frango (Figura 4a) destaca sua heterogeneidade e uma estrutura mais amorfa e complexa. Essa característica é atribuída principalmente aos altos teores de cinzas desse material, que contribuem significativamente para a perda da estrutura original e das propriedades termoplásticas durante a pirólise (Downie et al., 2009). A presença de minerais dispersos na matriz amorfa pode levar ao preenchimento ou obstrução de poros, afetando a uniformidade da porosidade e a reatividade da superfície, o que pode explicar a menor capacidade de retenção de água observada em algumas copirólises com cama de frango.

Em quase todos os biocarvões, foi possível notar uma predominância de partículas alongadas, reflexo da estrutura fibrosa da madeira ou da biomassa original. Essa morfologia alongada pode contribuir para a melhoria da estrutura do solo, favorecendo a agregação e a formação de canais para o movimento de água e ar. Além disso, observa-se uma grande diversidade de cavidades, formadas provavelmente pela quebra das estruturas durante a queima do material. Na Figura 4h, é claramente visível a presença de minerais, provenientes da contribuição do RPR ao CR1, o que reforça a importância da composição da matéria-prima na morfologia final do biocarvão.

De maneira geral, a copirólise resulta em biocarvões com características morfológicas que variam significativamente de acordo com a proporção dos materiais de origem. Essa técnica permite a obtenção de um equilíbrio entre partículas porosas e compactas, possibilitando a adaptação da morfologia do biocarvão para aplicações específicas. Por exemplo, a combinação de uma

biomassa fibrosa (como fibra de coco) com uma rica em minerais (como cama de frango) pode gerar um biocarvão com porosidade otimizada para retenção de água e, ao mesmo tempo, com superfícies reativas para adsorção de nutrientes. Isso demonstra o potencial da copirólise para "projetar" biocarvões com propriedades morfológicas e funcionais sob medida, atendendo a demandas específicas de manejo do solo e da cultura.

### **2.3.10 Seleção dos potenciais biocarvões condicionadores de solo**

A seleção dos biocarvões mais adequados para uso como condicionadores de solo, com foco na melhoria da retenção de água e na oferta de nutrientes, foi realizada por meio de uma abordagem multifacetada, combinando a Análise de Componentes Principais (PCA) com uma classificação baseada na análise imediata.

A PCA foi utilizada como uma ferramenta estatística robusta para visualizar as relações complexas entre as diversas propriedades físico-químicas dos biocarvões e para agrupar aqueles com características semelhantes. A Figura 5 apresenta a dispersão gráfica dos biocarvões e das variáveis nos dois primeiros componentes principais, que, em conjunto, explicaram 81,35% da variação total dos dados, indicando uma excelente representatividade.

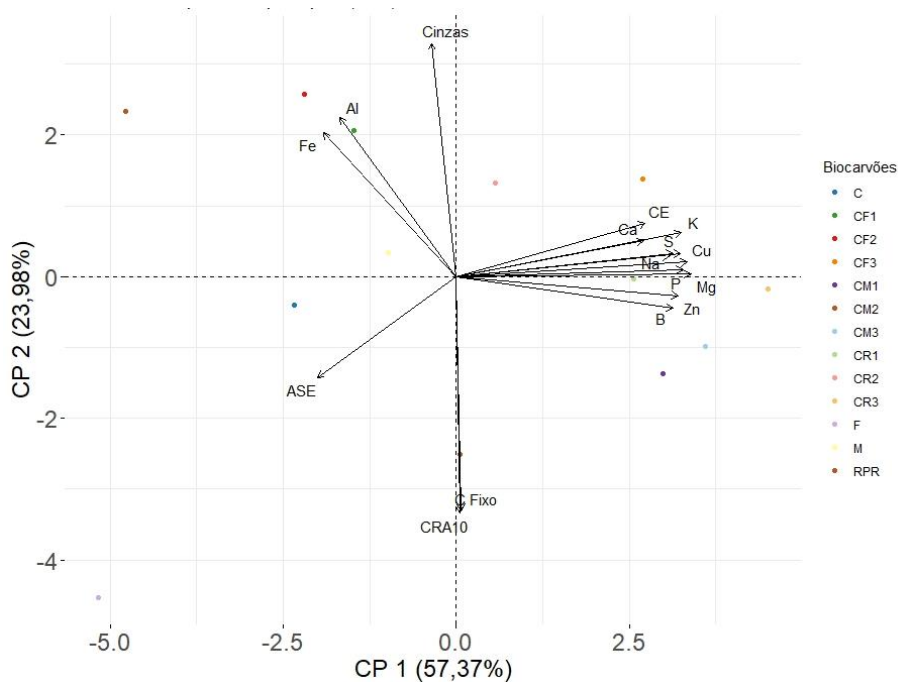


Figura 5. Dispersão gráfica dos biocarvões e das variáveis nos componentes principais 1 e 2 oriundos de materiais pirolisados e copirolisados em diferentes proporções. C - cama de frango, F - fibra de coco, RPR - resíduo da peneira rotativa, M - moinha; e copirolisadas: CF1 - cama de frango e fibra de coco (0,50:0,50), CF2 - cama de frango e fibra de coco (0,25:0,75), CF3 - cama de frango e fibra de coco (0,75:0,25), CR1 - cama de frango e RPR (0,50:0,50), CR2 - cama de frango e RPR (0,25:0,75), CR3 - cama de frango e RPR (0,75:0,25), CM1 - cama de frango e moinha (0,50:0,50), CM2 - cama de frango e moinha (0,25:0,75), e CM3 - cama de frango e moinha (0,75:0,25).

O Componente Principal 1 (CP1), que explicou 57,37% da variação, apresentou correlações elevadas com os teores de Ca, S, K, P, Mg, Zn e com a CE. Isso indica que o CP1 representa principalmente o "eixo de enriquecimento nutricional" e a salinidade, com biocarvões posicionados mais à direita no gráfico (maiores valores no CP1) sendo mais ricos em nutrientes e apresentando maior CE.

O Componente Principal 2 (CP2), responsável por 25% da variabilidade, correlacionou-se com variáveis como Fe, Al, teor de cinzas e CRA10. Este componente pode ser interpretado como o "eixo de características físicas e mineralógicas", contrastando materiais com alta carga mineral e metais (parte inferior do gráfico) com aqueles com maior área superficial e capacidade de retenção de água (parte superior do gráfico).

As amostras de F e suas combinações com maior proporção de F (como CF2) se localizaram na direção dos vetores de ASE e relação C/N, e opostas ao teor de cinzas. Isso sugere que a fibra de coco contribui para biocarvões com alta porosidade e maior estabilidade de carbono, características favoráveis à retenção de água e ao sequestro de carbono a longo prazo.

O biocarvão de C e suas copirólises com maior proporção de C (como CM3 e CF3) se posicionaram mais à direita, associados aos vetores de nutrientes (Ca, S, K, P, Mg, Zn) e CE, indicando seu alto potencial de fornecimento de nutrientes e de correção da acidez do solo.

As amostras de RPR e suas misturas com maior proporção de RPR (como CR1 e CR2) se agruparam na parte inferior do gráfico, associadas a altos teores de Fe e Al e opostas ao pH e à CTC. Isso reflete seu elevado teor de cinzas e menor qualidade em termos de propriedades agronômicas desejáveis, como a capacidade de troca de cátions.

É notável a correlação negativa entre o teor de cinzas e a CRA10, especialmente evidente para biocarvões como CF2 e CM1, que estão associados a elevados teores de cinzas. Conforme Downie et al. (2009), biocarvões com maior teor de cinzas geralmente têm menor capacidade de reter água devido à menor porosidade e à maior proporção de compostos minerais em relação à matéria orgânica. Essa correlação negativa é provavelmente devido ao entupimento dos poros presentes no biocarvão pelas cinzas, diminuindo sua porosidade total e, em alguns casos, aumentando a hidrofobicidade do material.

A análise aproximada, baseada nos teores de cinzas, carbono fixo e material volátil, é uma ferramenta complementar e de baixo custo para a classificação de biocarvões, permitindo uma estratificação triangular quanto aos potenciais usos e limitações (Rodriguez et al., 2021; Enders et al., 2012; Trompowsky et al., 2005). A Figura 6 ilustra essa classificação.

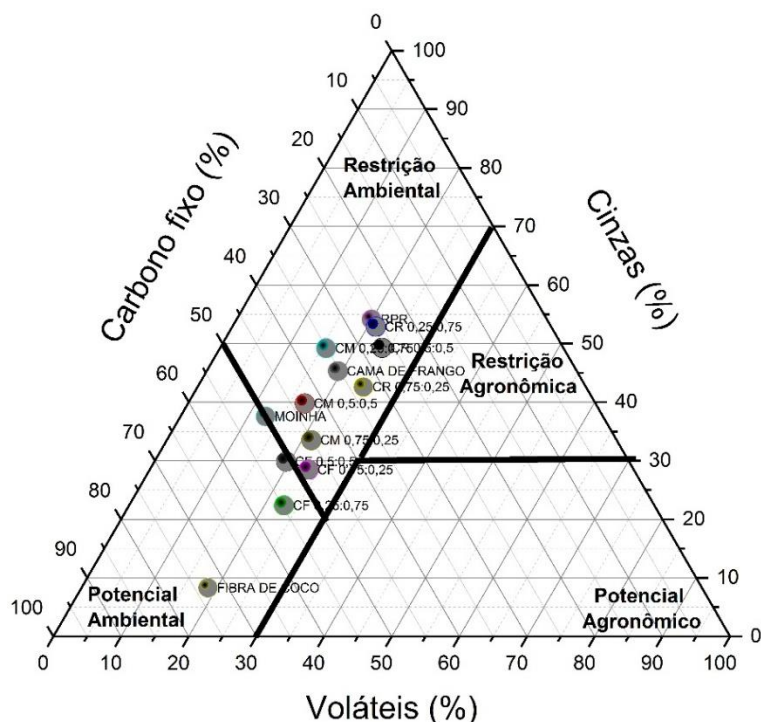


Figura 6. Dispersão gráfica baseada nos teores de cinzas, material volátil e C fixo dos biocarvões oriundos de materiais pirolisados e copirrolisados em diferentes proporções. C - cama de frango, F - fibra de coco, RPR - resíduo da peneira rotativa, M - moinha; e copirrolisadas: CF1 - cama de frango e fibra de coco (0,50:0,50), CF2 - cama de frango e fibra de coco (0,25:0,75), CF3 - cama de frango e fibra de coco (0,75:0,25), CR1 - cama de frango e RPR (0,50:0,50), CR2 - cama de frango e RPR (0,25:0,75), CR3 - cama de frango e RPR (0,75:0,25), CM1 - cama de frango e moinha (0,50:0,50), CM2 - cama de frango e moinha (0,25:0,75), e CM3 - cama de frango e moinha (0,75:0,25). Enders et al. (2012) e Trompowsky et al. (2005) adaptado por Rodriguez et al. (2022).

A Figura 6 demonstra que diferentes biocarvões variam em seu comportamento e potencial de uso com base em sua composição. As zonas de classificação são:

**Zona de Restrições Agronômicas:** Caracterizada por biocarvões menos reativos e mais estáveis, com menor efeito condicionador imediato. Nenhum dos biocarvões analisados se enquadrou nessa zona, o que é positivo para o uso agrícola, pois indica que todos os materiais produzidos possuem alguma reatividade benéfica.

**Zona de Potencial Agronômico:** Compreende biocarvões com alto teor de compostos voláteis (acima de 30%) e C fixo superior a 40%, que conferem

um comportamento mais ativo quimicamente e podem ter impacto positivo em solos pobres em matéria orgânica (Chan et al., 2007). Nenhum dos 16 biocarvões se enquadraram nesta zona específica, o que pode indicar que a temperatura de pirólise de 500°C resultou em materiais com menor fração volátil do que o limite estabelecido para esta categoria. No entanto, é importante ressaltar que um alto PN e alto C fixo (como observado em muitos dos biocarvões) também conferem atividade agrônômica, mesmo que não se enquadrem estritamente nesta definição.

Zona de Potencial Ambiental: Delimitada por proporções de matéria volátil inferior a 30%, teor de cinzas inferior a 20% e C fixo superior a 50%. Nesta zona, foram abrigados os biocarvões F, M, CF1 e CF2. Esses biocarvões se destacam pela alta estabilidade e reatividade, devido à sua resistência à decomposição. O biocarvão F e a combinação com maior proporção desse material (CF2) concentram os menores teores de cinzas (8,04% e 20,91%, respectivamente) e os maiores teores de C fixo (70,83% em F). Já a moinha (M) se destaca pela mais baixa proporção de compostos voláteis (11,66%). Biocarvões posicionados nesta zona são ideais para estratégias de mitigação climática, dado seu potencial para o sequestro de carbono e a estabilidade a longo prazo no solo (Joseph et al., 2010). Além disso, podem mitigar as emissões de N<sub>2</sub>O e, embora possam inicialmente aumentar as emissões de CO<sub>2</sub> devido à mineralização de carbono lábil, tendem a reduzir essas emissões a longo prazo (Dodor et al., 2018).

Zona de Restrição Ambiental: Caracterizada por elevado teor de cinzas (superior a 70%) e C fixo inferior a 50%. Notou-se que 75% dos biocarvões foram enquadrados nesta zona. Essa classificação levanta preocupações devido aos potenciais elementos tóxicos que podem estar presentes em altas concentrações nas cinzas (Tag et al., 2016; Bernardo et al., 2014). No entanto, é fundamental analisar a concentração desses elementos na dose de aplicação. Por exemplo, o biocarvão F, embora na zona de potencial ambiental, apresentou altos teores de Ni (423,61 mg kg<sup>-1</sup>) e Cr (662,53 mg kg<sup>-1</sup>). Contudo, na dose de 3% de biocarvão aplicada ao solo, essas concentrações são diluídas para 12,71 mg kg<sup>-1</sup> para Ni e 19,87 mg kg<sup>-1</sup> para Cr, valores que estão abaixo dos limites de referência de qualidade estabelecidos pela legislação brasileira (30 mg kg<sup>-1</sup> para

Ni e  $71 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente) (Brasil, 2009). Isso demonstra a importância de considerar não apenas a composição do biocarvão, mas também a taxa de aplicação e a legislação vigente para uma avaliação completa da segurança ambiental.

## 2.4 Conclusões

Com base nos resultados das análises físico-químicas, na PCA e na classificação por análise aproximada, a escolha da matéria-prima e a estratégia de copirólise demonstraram ser cruciais para otimizar as propriedades dos biocarvões.

Os biocarvões mais indicados e capazes de propiciar incremento na retenção de água e nutrientes após aplicação no solo foram: O biocarvão de Fibra de Coco (F), devido à sua alta área superficial específica e estrutura porosa, que favorecem a capacidade de armazenamento hídrico; as copirólises C+M (0,5:0,5) (CM1), C+M (0,75:0,25) (CM3), C+R (0,5:0,5) (CR1), C+R (0,75:0,25) (CR3) e C+F (0,75:0,25) (CF3). Essas combinações, especialmente aquelas com maior proporção de cama de frango, demonstraram um equilíbrio favorável de nutrientes e propriedades que promovem a retenção no solo, contribuindo para a fertilidade e a disponibilidade de elementos essenciais às plantas.

A copirólise se mostra, portanto, uma estratégia promissora para "projetar" biocarvões com características otimizadas para aplicações específicas, equilibrando o fornecimento de nutrientes, a capacidade de retenção de água e a estabilidade ambiental, o que é fundamental para o desenvolvimento de práticas agrícolas mais sustentáveis.

Embora os resultados laboratoriais sejam promissores, estudos futuros são essenciais para validar e aprofundar essas descobertas. Recomenda-se a realização de ensaios de campo que avaliem a interação dos biocarvões selecionados com diferentes tipos de solo e culturas agrícolas, bem como a monitorização a longo prazo de seus efeitos na estabilidade do solo, na dinâmica

de nutrientes e na segurança ambiental, considerando a acumulação de metais e a viabilidade econômica da produção e aplicação em larga escala.

### **3 BIOCÁRVÕES COMO CONDICIONADORES DE SOLO: IMPACTO NO DESEMPENHO DO SORGO (*Sorghum bicolor* L.) E NAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EDÁFICAS**

**Resumo:** A aplicação de biocárvão em solos tem demonstrado potencial para melhorar o crescimento de plantas devido às suas propriedades físico-químicas e à interação com os microrganismos do solo. O presente trabalho avaliou os efeitos da aplicação da dose de 3% (m/m) de biocárvoes em solos de texturas contrastantes cultivados com sorgo e os impactos no crescimento e desenvolvimento dessa cultura. Avaliou-se os teores de nutrientes no solo e nas plantas, a retenção hídrica dos solos, e realizou-se um ensaio de solubilização/lixiviação dos biocárvoes. Os resultados mostraram que a aplicação de biocárvão aumentou a capacidade de retenção de água, especialmente no solo de textura areia franca, onde o biocárvão de fibra de coco proporcionou um aumento de 59% na umidade no ponto de murcha permanente. Observou-se elevação do pH acima do ponto de solubilidade do alumínio ( $\text{pH} > 5,5$ ), reduzindo a acidez trocável. A capacidade de troca catiônica (CTC) também foi significativamente elevada, notadamente com o biocárvão de cama de frango, que proporcionou um aumento de 72% no solo arenoso. No crescimento do sorgo, os biocárvoes promoveram incrementos na altura e no diâmetro do colmo, sendo os tratamentos com fibra de coco e cama de frango os mais eficientes. Entretanto, é crucial destacar que, em solos arenosos, alguns biocárvoes, como o derivado de cama de frango, apresentaram efeitos negativos no desenvolvimento do sorgo, principalmente devido à salinidade induzida. Este achado sublinha a importância da seleção criteriosa do biocárvão em função das características específicas do solo para otimizar os benefícios agrônômicos e evitar impactos adversos.

**Palavras-chave:** Acidez do solo; cultivo; nutrientes; CTC; copirólise

**Abstract:** The application in soils has shown potential to improve plant growth due to its physicochemical properties and interaction with soil microorganisms. This study evaluated the effects of applying a 3% (w/w) dose of biochars to soils with contrasting textures cultivated with sorghum, and the impacts on the growth and development of this crop. Nutrient levels in soil and plants, soil water retention, and a biochar solubilization/leaching assay were assessed. The results showed that biochar application increased water retention capacity, especially in sandy loam soil, where coconut fiber biochar provided a 59% increase in moisture at the permanent wilting point. An increase in pH above the aluminum solubility threshold (pH > 5.5) was observed, reducing exchangeable acidity. Cation exchange capacity (CEC) was also significantly elevated, notably with chicken litter biochar, which provided a 72% increase in sandy soil. In sorghum growth, biochars promoted increases in plant height and stem diameter, with coconut fiber and chicken litter treatments being the most efficient. However, it is crucial to highlight that, in sandy soils, some biochars, such as those derived from chicken litter, showed negative effects on sorghum development, mainly due to induced salinity. This finding underscores the importance of careful biochar selection based on specific soil characteristics to optimize agronomic benefits and avoid adverse impacts.

**Keywords:** Soil acidity; cultivation; nutrients; CEC; co-pyrolysis

### 3.1 Introdução

Pesquisas com biocarvões têm crescido em todo o mundo, pois esse material pode contribuir para a redução das emissões de gases de efeito estufa, atuando no solo como um estabilizador de carbono e melhorando suas propriedades físico-químicas.

No entanto, o uso de biocarvões na agricultura, onde são utilizados como condicionadores de solo, também tem gerado questionamentos. Há incertezas sobre seus reais efeitos e potenciais impactos a curto e longo prazo na produtividade agrícola e no ambiente (Marks et al., 2014; Subedi et al., 2015).

Pesquisas apontam para a contribuição do biocarvão na fertilidade do solo, melhorando atributos químicos, físicos e biológicos (Schmidt e Skjemstad, 2002; Lehmann et al., 2003; Liang et al., 2006; Steiner et al., 2007; Ouyang et al., 2013; Agegnehu et al., 2015; Agegnehu et al., 2017).

Enquanto alguns trabalhos demonstram os efeitos benéficos do biocarvão de eucalipto nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Lian et al., 2006; Ouyang et al., 2013), outros evidenciam a ausência de interferência do biocarvão nesses mesmos atributos (Carvalho, 2015; Reed et al., 2017). Atualmente, estudos buscam compreender os efeitos do biocarvão no comportamento da matéria orgânica do solo, visto que o material pode proporcionar estabilização química, bioquímica e proteção física da matéria orgânica do solo em seus poros (Lehmann et al., 2011).

Diante dessa complexidade e dos resultados por vezes divergentes, torna-se crucial investigar os mecanismos pelos quais o biocarvão interage com o solo e as plantas, especialmente considerando a diversidade de matérias-primas e a técnica de copirólise, que pode otimizar suas propriedades para aplicações específicas em solos de texturas variadas.

Em solos de regiões de clima tropical, como os solos brasileiros, a matéria orgânica pode contribuir com até 80% da capacidade de troca de cátions (CTC). Assim, variações na quantidade e qualidade da matéria orgânica podem causar grandes efeitos sobre as propriedades e processos associados à CTC.

Estudos com biocarvões em cultivos, incluindo o sorgo, produzidos a partir de palha de cana-de-açúcar, indicam que, embora o biocarvão auxilie no sequestro de C e na mitigação de gases de efeito estufa, seu efeito nas culturas

pode variar com a dose aplicada e o tipo de solo utilizado. Seus efeitos no solo podem não ocorrer imediatamente após a aplicação. Segundo Jones et al. (2012), quando recém-aplicado, o biocarvão possui pouco potencial biológico, que é adquirido ao longo do tempo. A estrutura porosa do biocarvão torna-se um habitat para a colonização, crescimento e reprodução de microrganismos, particularmente bactérias, actinobactérias e fungos micorrízicos arbusculares (Pietikainen et al., 2000). Além disso, ele adsorve matéria orgânica solúvel, gases e nutrientes que sustentam a comunidade microbiana (Thies e Rillig, 2009).

O presente trabalho avaliou os efeitos da aplicação de biocarvões em solos de texturas contrastantes cultivados com sorgo, bem como os impactos dessa aplicação no crescimento e desenvolvimento da cultura. Para isso, foram avaliados os teores de nutrientes no solo e nas plantas, a retenção hídrica dos solos e, adicionalmente, foi realizado um ensaio de solubilização/lixiviação dos biocarvões.

## **3.2 Materiais e métodos**

### **3.2.1 Ensaio experimental**

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Minas Gerais, Brasil. Utilizaram-se, como unidades experimentais, vasos contendo 3,0 dm<sup>3</sup> de solo, empregando três solos de texturas contrastantes para avaliar como diferentes tipos de biocarvão influenciam na oferta de nutrientes e na retenção de umidade, bem como o impacto no crescimento e desenvolvimento do sorgo.

Os solos utilizados no estudo foram: areia franca (81,0% de areia, 4,7% de silte e 14,3% de argila), proveniente da camada de 0-20 cm de área de mata em Lagoa Grande, MG; franco-argiloso (42,9% de areia, 22,2% de silte e 34,9% de argila), proveniente de um horizonte B em Itaperuna, RJ; e muito argiloso (16,5% de areia, 5,0% de silte e 78,5% de argila), coletado no horizonte B, na região de Viçosa, MG. Após serem secos ao ar, foram peneirados (< 2 mm),

homogeneizados e caracterizados química e fisicamente antes da aplicação dos tratamentos (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização física e química dos solos texturalmente contrastantes: areia franca, muito argiloso e franco-argiloso.

Atributos		Areia franca	Muito argiloso	Franco-argiloso
pH	H <sub>2</sub> O	4,65	4,94	6,01
K <sup>+</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	43,00	59,00	117,00
Ca <sup>2+</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,57	0,13	0,88
Mg <sup>2+</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,49	0,04	2,47
Al <sup>3+</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,44	0,65	0,00
H+Al	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	4,20	5,10	1,10
CTC	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	5,37	5,42	5,25
B	mg dm <sup>-3</sup>	0,72	0,21	0,13
Mn	mg dm <sup>-3</sup>	2,40	12,40	35,80
Fe	mg dm <sup>-3</sup>	82,70	30,2	80,20
Zn	mg dm <sup>-3</sup>	0,88	1,92	5,75
S	mg dm <sup>-3</sup>	10,37	11,50	6,90
P	mg dm <sup>-3</sup>	2,40	0,00	0,80
P-Rem	mg L <sup>-1</sup>	38,60	9,40	35,90
V	%	21,80	5,90	79,00
MO	g kg <sup>-1</sup>	1,73	1,60	1,53
Areia	kg kg <sup>-1</sup>	0,81	0,17	0,43
Silte	kg kg <sup>-1</sup>	0,05	0,05	0,22
Argila	kg kg <sup>-1</sup>	0,14	0,79	0,35

Nota: pH em água relação 1:2,5; o P, K, Fe e Mn disponíveis: extrator Mehlich-1 (Donagema et al., 2011). Ca, Mg e Al trocáveis: extrator KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e determinados por espectrofotometria de absorção atômica (Donagema et al., 2011). Matéria orgânica (MO): determinada por oxidação úmida pelo método Walkley-Black. Fósforo remanescente (P-Rem): determinado após agitação por 5min, com solução de 0,01 mol L<sup>-1</sup> de CaCl<sub>2</sub>, com 60 mg L<sup>-1</sup> de P (Alvarez e Fonseca, 1990). S determinado pelo método do e o Boro foi determinado pelo método do CaCl<sub>2</sub> à quente. A textura foi determinada por dispersão química e física, peneiramento pelo método da pipeta (Gee e Bauder, 1986).

Para a seleção da dose a ser utilizada no ensaio de desenvolvimento e crescimento de plantas de sorgo, os três solos contrastantes foram inicialmente submetidos à aplicação de doses de biocarvão nas concentrações de 0% (testemunha), 0,5%, 1%, 2%, 4% e 8% (m/m). Após um período de incubação de 43 dias, em vasos de 200 cm<sup>3</sup>, foram avaliados o pH em água (1:2,5), a

condutividade elétrica (CE) e a capacidade de retenção de água a 33 kPa (CRA). Os tratamentos foram avaliados por meio de ANOVA e comparação de médias utilizando o teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ), em um delineamento inteiramente casualizado com três repetições. Após testar seis doses de biocarvão incubadas nos três solos contrastantes e analisar as variáveis-resposta (CE, pH e CRA), verificou-se que o pH aumentou com doses a partir de 2%, e a CE a partir de 1%. Para a CRA, no entanto, não houve evidências estatísticas ( $p \leq 0,05$ ) de que as doses testadas afetassem significativamente essa variável. Com base nesses resultados, a dose de 3% (m/m) foi selecionada como um ponto intermediário para avaliar os efeitos dos diferentes biocarvões nos solos, buscando um equilíbrio entre as respostas químicas sem atingir concentrações extremas.

A espécie utilizada foi o sorgo (*Sorghum bicolor* L.), escolhida por ser uma cultura robusta, capaz de se desenvolver em uma ampla variedade de condições de solo e clima, incluindo solos de baixa fertilidade. O sorgo pode responder positivamente à aplicação de biocarvões, especialmente em solos de baixa fertilidade, pois favorecem o aumento da disponibilidade de nutrientes essenciais como N, P e K, assim como melhoram a estrutura do solo (Glaser et al., 2002). O sistema radicular desenvolvido também contribui para a eficiência na absorção de água e nutrientes (Zhang et al., 2019). Para o cultivo, efetuou-se o plantio de cerca de 6 sementes com 85% de germinação em cada vaso. Após a germinação, efetuou-se o desbaste, mantendo apenas 2 plantas por vaso. O sorgo foi mantido cultivado por 60 dias nos vasos, em casa de vegetação.

Visando avaliar a disponibilidade de nutrientes às plantas em condições naturais, foi realizada, antes do cultivo, a coleta da solução do solo com amostrador de cápsula micro porosa (modelo 1908D2,5L10K05 Rhizon SMS), inserido em cada vaso num ângulo de 45°, com auxílio de uma seringa de 60 mL de plástico para formação de vácuo, mantida em posição de sucção por meio de um anteparo segurando o êmbolo (Beesley et al., 2013). As coletas foram realizadas sempre que a capacidade das seringas era alcançada. Este procedimento permitiu avaliar os efeitos imediatos e dinâmicos dos biocarvões na mobilização ou imobilização de cátions e ânions na solução do solo, bem

como a interação direta entre o biocarvão, a matriz do solo e a umidade disponível.

### 3.2.2 Análises físicas, químicas e físico-químicas de solos

A curva de retenção de água no solo (CRA) foi obtida pelo equilíbrio de amostras após cultivo nas tensões de 6, 10, 30, 100, 300 e 1500 kPa, utilizando câmaras de Richards (Teixeira et al., 2017). No entanto, devido à quantidade de CRAs geradas, procedeu-se pela análise estatística dos parâmetros de ajuste da equação de van Genuchten ( $\theta_r$ ,  $\theta_s$ ,  $\alpha$  e  $n$ ) (Seki et al., 2023), além da comparação das umidades ( $\theta$ ) nas tensões de 10 kPa (capacidade de campo -  $\theta_{CC}$ ) e 1500 kPa (ponto de murcha permanente -  $\theta_{PMP}$ ).

Os valores de  $\theta_{CC}$  e  $\theta_{PMP}$  permitiram calcular a capacidade de água disponível (CAD), de acordo com a fórmula adaptada de Kiehl (1979) e Shaw e Yule (1981):

$$CAD = (\theta_{CC} - \theta_{PMP}) * D_s * E * 10 \text{ (Equação 1)}$$

em que: CAD é a capacidade de água disponível da camada avaliada ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ );  $\theta_{CC}$  é a umidade na capacidade de campo da camada avaliada ( $\text{g g}^{-1}$ );  $\theta_{PMP}$  é a umidade no ponto de murcha permanente da camada avaliada ( $\text{g g}^{-1}$ );  $D_s$  é a densidade do solo da camada avaliada ( $\text{g cm}^{-3}$ );  $E$  é a espessura do solo para cada camada, considerando a profundidade do vaso (15 cm).

A granulometria do solo ( $< 2,0 \text{ mm}$ ) foi determinada por dispersão mecânica com agitação por 16 horas a 50 rpm, em conjunto com a dispersão química utilizando NaOH ( $1 \text{ mol L}^{-1}$ ). As frações areia grossa (2-0,21 mm) e areia fina (0,21-0,053 mm) foram separadas por tamisação, e a fração argila ( $< 0,002 \text{ mm}$ ) pelo método da pipeta, sendo o silte obtido por diferença (Teixeira et al., 2017).

O complexo sortivo foi avaliado quanto ao pH e Condutividade Elétrica (CE) em água por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo:líquido (água), na proporção 1:2,5;  $\text{H}^+$  e  $\text{Al}$  extraída com  $\text{Ca}(\text{OAc})_2$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  tamponado a pH 7,0 e quantificado via titulação com NaOH  $0,0606 \text{ mol L}^{-1}$ ;  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Al}^{3+}$  foram extraídos com  $1 \text{ mol L}^{-1}$  de KCl e determinados por

espectroscopia de absorção atômica; Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> e P disponível foram extraídos com Mehlich-1 e quantificados por fotometria de chama (Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup>) e fotolorimetria (P disponível). S foi extraído com fosfato monocálcico em ácido acético e quantificado por fotolorimetria. B foi extraído pelo método CaCl<sub>2</sub> a quente e quantificado por fotolorimetria. O P remanescente (P-rem) foi determinado pela concentração de P da solução de equilíbrio quando se agita por 5 minutos a TFSA (< 2,00 mm) em uma solução (1:7,5, solo:solução) 0,010 mol L<sup>-1</sup> de CaCl<sub>2</sub> contendo 60 mg L<sup>-1</sup> de P. Calculou-se: a soma de bases (SB) pela soma das bases trocáveis (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup>); a capacidade de troca catiônica efetiva (CTC<sub>e</sub>) pela SB mais Al<sup>3+</sup>; a capacidade de troca catiônica total (CTC<sub>t</sub>) pela SB mais a acidez potencial (H+Al); a saturação por bases (V%):  $V = (100 \cdot SB) / CTC_t$ ; e a saturação por alumínio (m%):  $m = (100 \cdot Al^{3+}) / (CTC_e)$ .

### 3.2.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo (MOS)

Amostras de solo (< 2 mm) foram utilizadas para o fracionamento físico da matéria orgânica em duas frações: matéria orgânica particulada (MOP, > 53 µm) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM, silte + argila, < 53 µm) (Cambardella e Elliott, 1992).

O procedimento consistiu na dispersão de uma subamostra de solo (10 g) com 30 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L<sup>-1</sup>), em uma proporção de 1:3 (m:v), por 15 h em um agitador horizontal. Em seguida, realizou-se a tamisação úmida com o auxílio de uma peneira com 53 µm de malha. O material retido consistiu na MOP, e a fração que passou pela peneira correspondeu à MOAM. Essas frações foram secas em estufa com circulação forçada a uma temperatura de 60 °C até peso constante e, em seguida, moídas e passadas em peneira de 250 µm de malha. Os teores de C e N da MOP e MOAM foram determinados por combustão seca, utilizando um analisador elementar CHNS, modelo Perkin Elmer 2400.

### 3.2.4 Solubilização de nutrientes

A liberação de nutrientes solúveis em água pelos biocarvões foi avaliada por meio de colunas de solubilização. Cada coluna consistiu em uma seringa adaptada, com 6 cm de altura e 3 cm de diâmetro, preenchida na base e no topo com 1 cm de lã de vidro (Figura 1). Entre essas camadas, foram adicionados 3 cm de areia fina (0,02-0,2 mm), previamente lavada e tratada com ácido clorídrico. Os biocarvões foram aplicados sobre a camada superior de areia, logo abaixo da lã de vidro, em uma dose de 3% (m/m).

O teste de solubilização foi realizado com a aplicação de 10 mL de água deionizada na parte superior da coluna, adotando-se uma vazão de  $5 \text{ mL min}^{-1}$ , com auxílio de um equipo de microgotas, por 1, 5, 10 e 20 dias. O lixiviado foi coletado em tubos plásticos de 15 mL, posicionados na base da coluna, sendo o volume aferido a cada procedimento de lixiviação. No lixiviado, os teores de Ca, Mg, K, P, S, Mn e Fe dissolvidos foram determinados por ICP-OES.

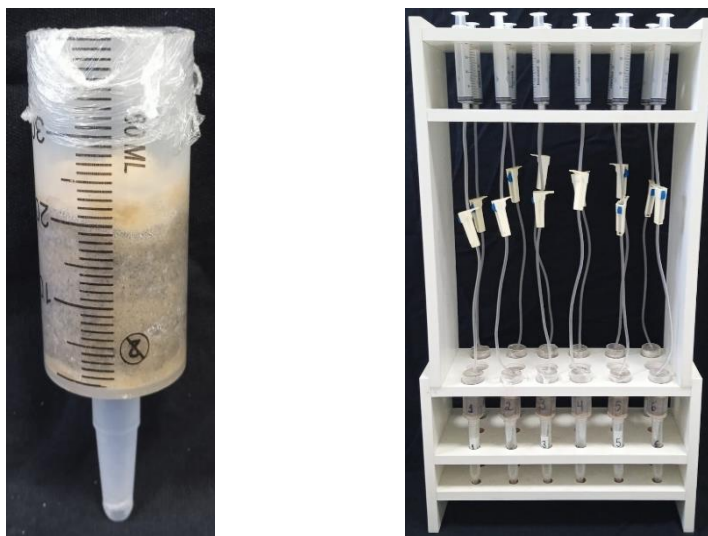


Figura 1. Aparato utilizado para o ensaio de solubilização

### 3.2.5 Análise de dados

Os dados foram analisados considerando um delineamento inteiramente casualizado com dois fatores de variação:

(i) tipos de solos com texturas diferentes: areia franca, franco-argiloso e muito argiloso;

(ii) diferentes biocarvões, incluindo biocarvões de fonte única (cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M)) e copirólises (cama de frango + fibra de coco (CF, 0,5:0,5), cama de frango + moinha (CM, 0,5:0,5), cama de frango + RPR (CR, 0,5:0,5)), além de um controle (T), sem adição de biocarvão.

Os dados foram submetidos à ANOVA e ao teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ( $p \leq 0,05$ ), utilizando o pacote *ExpDes.pt* e a função *fat2.dic* no software R (versão 4.3.2).

Quando os dados não atenderam aos pressupostos para a realização do teste de médias, o conjunto de dados foi analisado utilizando o Modelo Linear Generalizado (GLM) (Lo e Andrews, 2015; Lopes et al., 2018). Quando os dados apresentavam sub ou superdispersão, utilizou-se uma distribuição de Poisson generalizada ou distribuição binomial negativa (Consul e Famoye, 1992). Após a construção do modelo completo, a seleção do modelo, com base no Critério de Informação de Akaike (AIC), foi realizada utilizando a função 'dredge' do pacote *MuMin* (Barton, 2020). Quando mais de um modelo apresentava um valor delta AIC inferior a 2, selecionou-se aquele com os menores valores de AIC. As suposições do modelo foram verificadas por inspeção visual dos resíduos do gráfico QQ e por testes de qualidade do ajuste (teste de Kolmogorov-Smirnov), dispersão e outliers, todos acessados utilizando o pacote *DHARMA* (Hartig, 2021).

### **3.3 Resultados e discussão**

#### **3.3.1 Retenção de água no solo**

De maneira geral, os solos que receberam biocarvão exibiram conteúdos de água superiores em relação às respectivas testemunhas (sem biocarvão) ao longo de todas as tensões medidas e estimadas nas curvas de retenção de água (CRAs). Os parâmetros da equação de van Genuchten e suas comparações estão apresentados na Tabela 2 e na Figura 2 enquanto as

curvas de retenção de água estão apresentadas na Figura 3.

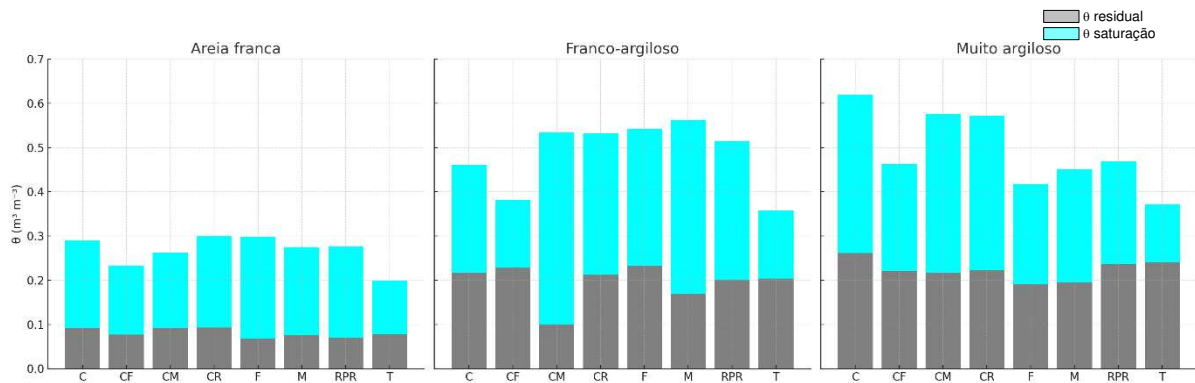
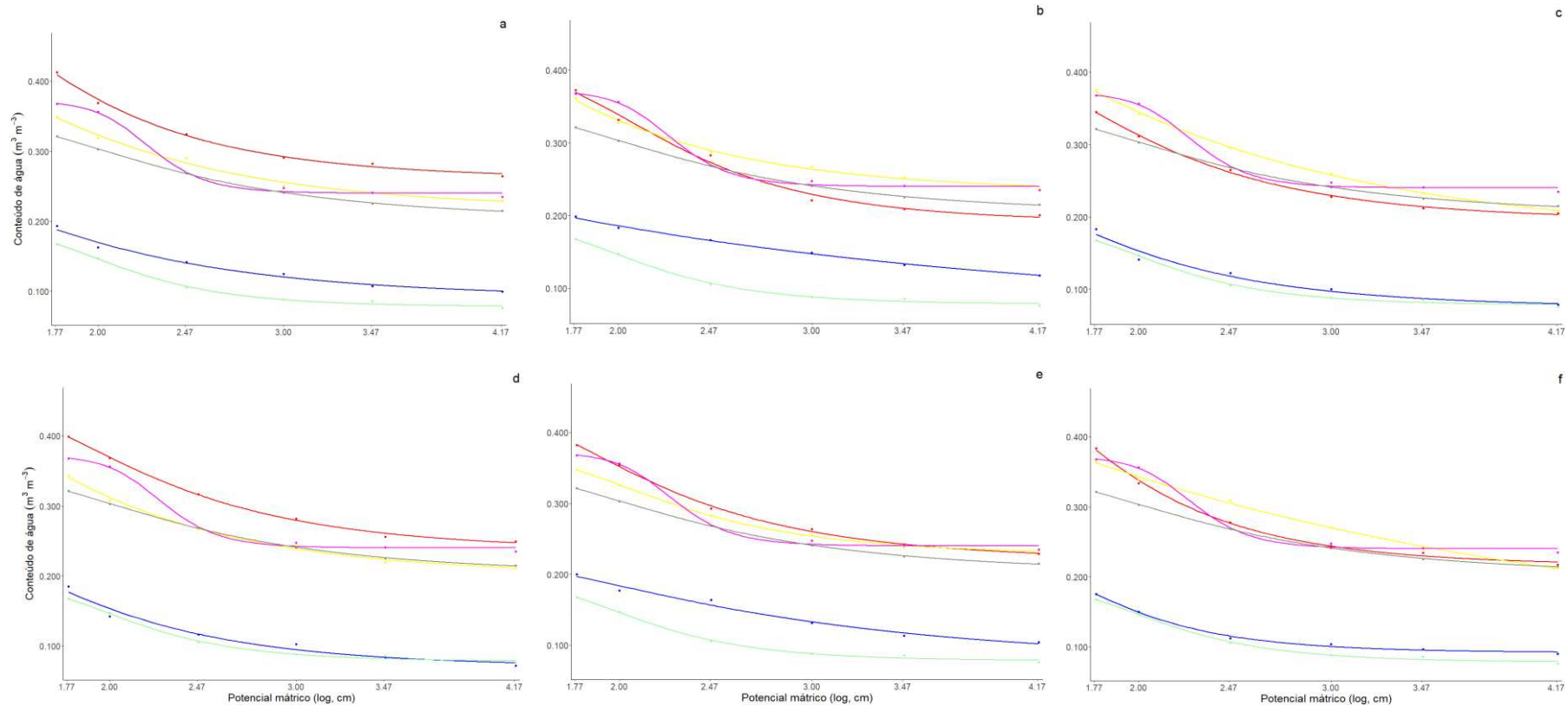


Figura 2. Parametros da equação de Van Genuchten, umidade residual ( $\theta_r$ ) e de saturação ( $\theta_s$ ) ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), para a curva de retenção de água dos solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa e que receberam biocarvões de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M), cama de frango + fibra de coco (CF), cama de frango + resíduo da peneira rotativa (CR) e cama de frango + moinha (CM).

Tabela 2. Parâmetros da equação de Van Genutchen, umidade residual ( $\theta_r$ ) e de saturação ( $\theta_s$ ) ( $m^3 m^{-3}$ ),  $\alpha$ ,  $n$  e  $R^2$  ajustados para a curva de retenção de água dos solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa com os biocarvões de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M), cama de frango + fibra de coco (CF), cama de frango + resíduo da peneira rotativa (CR) e cama de frango + moinha (CM).

Biocarvões	$\theta_r$ ( $m^3 m^{-3}$ )	$\theta_s$	$\alpha$ ( $cm^{-1}$ )	N	$R^2$
Areia franca					
C	0,0911	0,2894	0,7950	1,4385	0,9845
CF	0,0772	0,2336	0,2983	1,3044	0,9818
CM	0,0915	0,2629	0,3416	1,8476	0,9945
CR	0,0928	0,2995	0,5437	1,5134	0,9993
F	0,0680	0,2978	4,6084	1,1739	0,9964
M	0,0752	0,2747	0,5004	1,5676	0,9743
RPR	0,0703	0,2769	0,4986	1,5498	0,9740
T	0,0778	0,1986	0,1545	1,9121	0,9963
Franco-argilosa					
C	0,2166	0,4600	0,6002	1,4474	0,9918
CF	0,2278	0,3818	0,1583	1,6458	0,9988
CM	0,0995	0,5344	4,0787	1,1559	0,9975
CR	0,2118	0,5316	2,7705	1,2828	0,9947
F	0,2322	0,5422	0,9468	1,5030	0,9959
M	0,1695	0,5622	1,4104	1,3019	0,9994
RPR	0,2010	0,5150	0,8598	1,4772	0,9956
T	0,2035	0,3577	0,2058	1,4676	0,9994
Muito argilosa					
C	0,2610	0,6189	0,7426	1,5667	0,9957
CF	0,2204	0,4636	0,2700	1,5492	0,9982
CM	0,2163	0,5754	0,4960	1,6603	0,9980
CR	0,2228	0,5715	0,7428	1,5215	0,9959
F	0,1910	0,4172	0,1479	1,6599	0,9903
M	0,1954	0,4502	0,3703	1,5580	0,9986
RPR	0,2369	0,4696	0,2523	1,5269	0,9980
T	0,2399	0,3723	0,0628	3,2098	0,9969



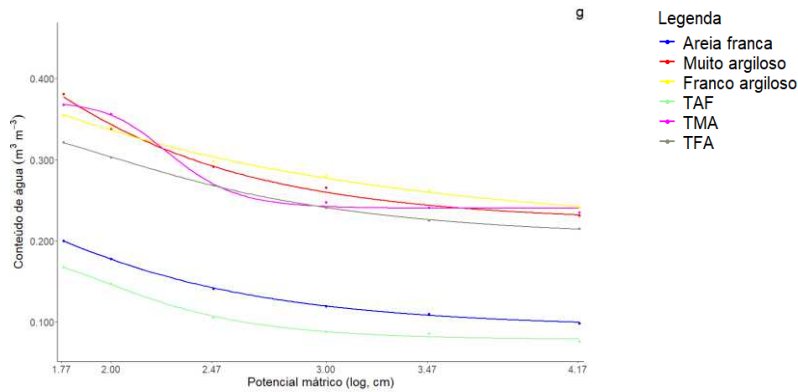


Figura 3. Curva de retenção de água dos solos de textura areia franco, franco argilosa e muito argilosa incubados com dose de 3% de biocarvão de cama de frango (a); fibra de coco (b); moinha (c); resíduo da peneira rotativa - RPR (d); cama de frango + fibra de coco (CF) na proporção 0,5:0,5 (e); cama de frango + moinha (CM) na proporção 0,5:0,5 (f); e cama de frango + RPR (CR) na proporção 0,5:0,5 (g); e as testemunhas sem aplicação de biocarvões areia franca (TAF); franco argilosa (TFA) e muito argilosa (TMA).

É possível perceber através da Figura 2 que, como esperado, houve menor  $\theta_s$  nos solos arenosos devido a pequena fração argila e menor microporosidade natural. Os tratamentos com CR, F e C apresentaram maiores valores de  $\theta_s$  (cerca de  $0,30 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ), indicativo do efeito de aumento da porosidade total do sistema evidenciando que a aplicação de biocarvão nesses solos é eficaz para elevação da retenção hídrica.

Entre os diferentes biocarvões testados, a combinações de materiais em copirólise a de cama de frango + fibra de coco (CF, Figura 3e) e cama de frango + moinha (CM, Figura 3f), apresentaram bom desempenho em melhorar a retenção de água. Em solos franco-argilosos e muito argilosos, o efeito do biocarvão também foi positivo, contudo, menos expressivo.

Para o solo franco-argiloso, o menor efeito foi para RPR, se igualando abaixo de  $-30 \text{ kPa}$ , enquanto M foi superior nos maiores potenciais, diminuindo a diferença para potenciais menores, o que pode ser devido aos poros de maior tamanho no M, contribuindo para uma maior retenção de água nos potenciais maiores. Já para o solo muito argiloso, houve situações em que com biocarvão reteve menos água que T (e.g.: F e M), mas no geral, o aumento foi da mesma magnitude que no franco-argiloso. Possivelmente essa supressão do efeito desses biocarvões pode estar associado à obstrução dos poros grandes de F e M pela argila.

A adição de biocarvão aumentou a quantidade de água no ponto de murcha permanente dos três solos, mas esse efeito foi mais evidente no solo de textura areia franca, onde a umidade na tensão de 1500 kPa aumentou em 59% entre a testemunha TAF e o tratamento com biocarvão F. No solo de textura muito-argilosa, a umidade nessa mesma tensão aumentou 23% com aplicação de biocarvão C, resultados que estão relacionados à textura do solo e concordam com Sohi et al. (2009). Na capacidade de campo, a adição de biocarvão CF aumentou em 32% a umidade do solo de textura areia franca e em 19% a umidade do muito argiloso com aplicação do biocarvão C, refletindo, portanto, o aumento da retenção de água promovido por este condicionador (Sohi et al., 2009).

Observou-se que, para o solo muito argiloso, a mistura foi próxima à média dos componentes, ou seja, não foi possível identificar sinergia. Já no solo franco-argiloso, CF foi similar ao C e menor que F, resultando que a mistura foi pior que a média das partes, possível antagonismo (Figura 3d).

As testemunhas, representadas pelos solos sem a aplicação de biocarvão (TAF, TFA, TMA), tiveram uma menor retenção de água em todas as texturas analisadas. A diferença significativa foi observada no solo de textura areia franca, onde a aplicação de biocarvão quase dobrou o conteúdo de água em alguns potenciais mátricos. Isso indica que, para solos com baixa capacidade de retenção hídrica, o biocarvão pode ser uma ferramenta essencial para melhorar o armazenamento de água no solo. A capacidade de retenção de água do solo através da adição de biocarvão é altamente dependente da textura do solo (Tryon, 1948). Kamman et al. (2011) encontraram um aumento na CRA de 23,9% com adição de 100 t ha<sup>-1</sup> e 36,1% com o dobro da dose de biocarvão aplicada e afirmou que o efeito não foi ainda maior devido as características hidrofóbicas do biocarvão, que são ditadas pela matéria-prima utilizada para sua fabricação.

A avaliação da capacidade de água disponível (CAD), determinada pela quantidade de água entre o ponto de murcha permanente e a capacidade de campo, está apresentada na Tabela 3.

Tabela 3. Capacidade de água disponível (CAD) dos solos de textura areia franca, franco argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M), e as copirólises cama de frango + fibra de coco (CF), cama de frango + resíduo da peneira rotativa (CR) e cama de frango + moinha (CM).

Biocarvões	Areia franca	Franco-argilosa	Muito argilosa
	(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )		
C	6,33 Aa	8,78 Ab	9,05 Aa
CF	8,95 Aa	7,34 Ab	9,60 Aa
CM	3,40 Ba	14,41 Aa	9,02 ABa
CR	6,40 Aa	8,57 Ab	9,04 Aa
F	7,30 Aa	7,56 Ab	12,37 Aa
M	6,66 Ba	13,19 Aa	9,02 ABa
RPR	6,70 Aa	8,31 Ab	10,11 Aa
T	4,45 Aa	8,17 Ab	5,11 Aa

Nota: Médias seguidas por letras minúsculas nas colunas comparam biocarvões e por letras maiúsculas nas linhas comparam solos. Quando semelhantes não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

A interação biocarvão x solo foi significativa ( $p < 0,05$ ) e foi possível observar diferença entre os biocarvões no solo franco-argiloso, sendo maior para M e CM e estes biocarvões foram superiores neste solo apenas em relação ao de textura areia franca, e neste não diferiu do solo muito argiloso.

Foi possível observar o efeito dos biocarvões sobre a umidade do solo em relação a testemunha franco-argilosa (8,17 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), sendo que o biocarvão CM adicionada a esse solo promoveu um aumento de 76% na capacidade de água disponível no solo, valor bem acima ao observado por Novak et al. (2009) (15,9%) para um solo contendo 10% de argila. Esse resultado pode estar relacionado a área de superfície do biocarvão CM (21,71 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>), levando ao aumento de retenção de água, mas o efeito depende da textura inicial do solo (Karhu et al., 2011).

### 3.3.2 Análises químicas

A textura do solo influencia significativamente o conteúdo de macronutrientes e micronutrientes, afetando sua disponibilidade e o crescimento das plantas. Estudos mostram que o N, o P e o K são significativamente mais abundantes em texturas mais

finas, como a argila (Ding et al., 2021), as quais promovem melhor retenção e acessibilidade para as plantas (Kaur et al., 2024).

A Tabela 4 apresenta os teores de macro e micronutrientes totais em diferentes classes texturais incubados com os biocarvões. É possível notar um aumento no teor de nutrientes em todos os solos incubados com biocarvões, independentemente do condicionador aplicado, em relação à testemunha ( $p < 0,05$ ). No entanto, os biocarvões influenciaram de forma variável os teores de nutrientes nos diferentes solos, o que está relacionado à composição química intrínseca de cada biocarvão e à sua interação com as características físico-químicas dos solos que os receberam. O potencial do biocarvão como fonte de nutriente varia conforme a composição e as características da matéria-prima utilizada para sua produção, bem como das condições do processo de carbonização (Novak et al., 2014).

Conforme detalhado na Tabela 4 do Capítulo 2, a composição elementar dos biocarvões utilizados neste estudo varia consideravelmente, o que explica as diferenças observadas na disponibilidade de nutrientes no solo. Essa influência dos biocarvões na química do solo ocorre por diversos mecanismos, incluindo a liberação direta de nutrientes contidos no material, a alteração do pH do solo (que afeta a solubilidade e a disponibilidade de íons), e a modificação da CTC e da área de superfície, que influenciam a adsorção e dessorção de nutrientes.

Tabela 4. Macro e micronutrientes totais em solos de textura areia franca, franco-argiloso e muito argiloso incubados com os biocarvões de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); e copirólises cama de frango+fibra de coco (CF), cama de frango+resíduo de peneira rotativa (CR) e cama de frango+moinha (CM).

Biocarvões	S	P	B	Mn	Fe	Zn	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>
	-----mg dm <sup>-3</sup> -----						----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----		
Areia franca									
C	154,88 Aa	570,58 Aa	2,16 Aa	47,50 Aa	61,23 Ab	20,67 Aa	2,45 Ba	0,51 Bc	1650,75 Aa
CF	68,48 Bb	455,27 Ab	1,66 Ab	44,40 Aab	71,80 Ab	16,01 Ab	1,97 Bb	1,71 Bbc	831,40 Ab
CM	87,12 Bb	390,50 Ab	1,52 Abc	41,90 Aab	74,50 Ab	15,42 Ab	1,77 Bbc	1,88 Bbc	723,50 Bb
CR	7,02 Bc	305,33 Ac	0,71 Ad	35,37 Abc	68,67 Ab	13,59 Ab	1,53 Bc	2,13 Bb	206,55 Bcd
F	13,14 Ac	51,00 Ad	1,30 Ac	23,16 Ad	55,93 Ab	5,80 Ac	0,39 Bd	0,48 Bd	244,70 Ac
M	18,10 Bc	283,35 Ac	0,70 Ad	41,60 Aab	136,75 Aa	5,01 Ac	0,53 Bd	3,03 Ba	197,49 Bcd
RPR	12,14 Ac	47,35 Ad	0,51 Ad	24,00 Acd	71,87 Ab	4,54 Ac	0,32 Bd	2,01 Bb	31,89 Ade
T	10,37 Ac	44,55 Ad	0,72 Ad	28,80 Acd	78,50 Ab	6,11 Ac	0,26 Bd	0,49 Cd	7,61 Ae
Franco argilosa									
C	168,94 Aa	448,50 Ba	1,08 Bab	30,73 Bab	34,53 Bbc	13,04 Ba	3,99 Aa	1,64 Bd	1370,89 Ba
CF	102,59 Ac	307,90 Bbc	1,08 Bab	31,26 Bab	41,43 Bbc	10,40 Ba	3,67 Aab	1,92 Bbcd	966,27 Ab
CM	130,33 Ab	332,30 Bb	1,20 Ba	37,40 Aa	54,13 Bb	9,66 Ba	3,33 Abc	1,92 Bcd	1020,22 Ab
CR	39,41 Ad	221,50 Bd	0,82 Abc	21,70 Aab	43,97 Bbc	9,13 Ba	3,18 Ac	2,11 Bbc	575,14 Ac
F	4,30 Ae	22,90 Ae	0,61 Bcd	15,07 Ac	29,47 Bbc	3,03 ABb	2,26 Ae	0,85 Be	291,90 Ad
M	78,75 Ac	257,30 Acd	0,65 Acd	36,63 Aa	94,77 Ba	3,49 ABb	1,76 Af	3,60 Aa	359,34 Ad
RPR	5,78 Ae	47,45 Ae	0,46 Ad	22,53 Abc	47,97 Bbc	2,57 Ab	2,41 Ade	2,24 Bb	75,05 Ae
T	5,08 Ae	23,45 Ae	0,42 Bd	17,37 Bc	28,43 Cc	2,32 Bb	2,76 Ad	0,90 Be	29,19 Ae
Muito argilosa									
C	73,14 Ba	103,45 Ca	0,83 Ba	13,85 Ca	55,75 Aab	12,74 Ba	1,51 Ca	3,92 Aa	695,50 Ca
CF	37,00 Cb	78,80 Cab	0,84 Ba	10,67 Cab	45,8 Bb	6,81 Cb	1,22 Ca	3,22 Abc	480,00 Bab
CM	25,94 Cbc	86,20 Ca	0,87 Ca	15,43 Ba	42,90 Bb	7,45 Bb	1,27 Ca	3,73 Aa	530,00 Cab
CR	36,76 Ab	61,20 Cabc	0,61 Aab	11,67 Bab	55,07 ABab	13,59 Ca	1,24 Ca	3,66 Aab	452,33 Ab
F	13,29 Abc	9,07 Abc	0,77 Ba	2,13 Bb	43,27 ABb	1,38 Bc	0,41 Bb	1,81 Ad	70,00 Bc
M	7,70 Bc	123,75 Ba	0,65 Aab	14,87 Ba	73,80 Ca	1,62 Bc	0,54 Bb	3,71 Aa	149,67 Bc
RPR	15,21 Abc	4,65 Ac	0,39 Ab	5,30 Bab	45,37 Bb	1,36 Ac	0,38 Bb	2,76 Ac	24,33 Ac
T	12,96 Abc	8,20 Abc	0,41 Bb	2,10 Cb	52,57 Bab	1,27 Bc	0,32 Bb	1,77 Ad	9,00 Ac

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Observou-se um incremento significativo ( $p < 0,05$ ) nos teores de P e cátions básicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) no solo com a adição dos biocarvões. Esse aumento foi mais notável no solo franco-argiloso para cátions básicos, enquanto os teores de P foram superiores no solo de textura areia franca. Dessa forma, as cargas negativas do solo foram ocupadas por elementos de caráter básico ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$ ) presentes no biocarvão. É possível notar ainda que o biocarvão C foi o que mais tendeu a disponibilizar P, K e Mg em todos os solos. O efeito significativo para o Ca, no entanto, foi observado somente no solo de textura muito argilosa, possivelmente devido às características iniciais desse solo, que apresentava melhores condições de fertilidade, incluindo um pH mais elevado (5,72), em comparação com os demais solos. Além disso, a disponibilidade pode estar associada às formas totais que foram liberadas durante a incubação (Santos, 2014).

As copirólises CM, CF e CR também aumentaram os nutrientes em relação à testemunha, mas em menor intensidade. Essa diferença pode estar relacionada ao fato das diferentes proporções levarem quantidades de nutrientes aplicadas aos solos também diferenciados. Como visto anteriormente, o biocarvão C é uma excelente fonte de nutrientes, apresentando os maiores teores de P, K e Ca em sua composição (Tabela 4, Capítulo 2). Assim, os biocarvões resultantes da copirólise que o contêm tendem a aumentar diversos nutrientes, com uma vantagem esperada para as formulações com maior proporção de C.

O biocarvão C é comumente rico em nutrientes, incluindo P, N e Ca, pois sua composição está muito associada ao fato de as aves excretarem uma quantidade considerável de material orgânico com alto teor de nutrientes. Além disso, biocarvões com essa origem e mesmo de outros resíduos animais são conhecidos por apresentarem maior teor de cinzas e pH mais elevados após a pirólise, o que pode explicar os maiores teores de nutrientes observados nos tratamentos com solos de areia franca e franco-argiloso. Moura et al. (2018) apontam que biocarvões produzidos a  $500^{\circ}\text{C}$  a partir de resíduos animais tendem a aumentar a CTC dos solos, favorecendo a retenção de nutrientes, especialmente em solos arenosos e de textura média, o que pode explicar os maiores valores observados nos solos mais arenosos e franco-argilosos.

Em contraste, o biocarvão F, por ser material lignocelulósico com baixo teor de nutrientes (Silva, 2006) e maior resistência à decomposição (Carrijo et al., 2002), possui características químicas menos favoráveis ao aumento imediato dos teores de nutrientes no solo, especialmente quando comparados a biocarvões de origem animal. Isso explica os menores valores de nutrientes observados para este biocarvão, particularmente em solos mais argilosos.

A adição dos biocarvões elevou as concentrações de Mn, Fe, B e Zn dos solos (Tabela 4) ( $p < 0,05$ ), fato possivelmente associado à presença desses elementos nos próprios biocarvões (Tabela 4, Capítulo 2). Observou-se um pequeno incremento no teor de Mn em relação à aplicação de biocarvão C no solo de textura muito argilosa ( $13,85 \text{ mg dm}^{-3}$ , Tabela 4) em comparação à caracterização inicial deste solo ( $12,40 \text{ mg dm}^{-3}$ , Tabela 1). Embora o biocarvão C tenha contribuído com Mn, a disponibilidade desse micronutriente pode ser afetada pelo aumento do pH do solo promovido pelos biocarvões, que tende a reduzir a solubilidade de Mn, Fe e Zn, mesmo que os biocarvões os forneçam. Isso sugere que a disponibilidade do Mn adicionado foi limitada para as plantas, ou que houve absorção significativa, um caso típico de dualidade entre aporte e fixação. Esse efeito ocorre porque, com o aumento do pH, esses elementos tendem a precipitar-se na forma de óxidos, hidróxidos ou fosfatos pouco solúveis, além de serem mais fortemente adsorvidos pelos colóides do solo (Marschner, 2012; Prado, 2008). No caso do Mn, a elevação do pH acelera sua oxidação a formas menos disponíveis como  $\text{MnO}_2(\text{s})$ , mesmo quando o biocarvão contém Mn em sua composição, como evidenciado na Tabela 4.

Segundo Prado (2008) e Carvalho (2021), os níveis críticos de disponibilidade no solo para o bom crescimento do sorgo são: 10 a  $30 \text{ mg dm}^{-3}$  para Mn; 0,5 a  $1,0 \text{ mg dm}^{-3}$  para B e 1,2 a  $2,0 \text{ mg dm}^{-3}$  para Zn. Comparando os dados da Tabela 1 e 4 observa-se que para os teores totais de Mn todos os solos atingem níveis adequados após aplicação de biocarvão, mas o impacto no solo muito argiloso foi mínimo, indicando possível fixação. Por outro lado, os teores de B foram maiores com biocarvão C ( $2,16 \text{ mg dm}^{-3}$ ) ultrapassando o ideal, o que pode ser tóxico em solos com baixa capacidade tampão. Em relação ao Zn, o biocarvão C elevou os teores totais ( $20,67 \text{ mg dm}^{-3}$ ), mas

os valores disponíveis devem ser avaliados com cautela, pois o Zn se torna menos disponível em pH > 6,5.

Em suma, a aplicação de biocarvões demonstrou ser uma estratégia eficaz para o enriquecimento nutricional dos solos, com a magnitude do efeito variando em função da matéria-prima do biocarvão e da textura do solo. A capacidade de fornecer nutrientes e de alterar as propriedades químicas do solo, como o pH, é crucial para a fertilidade e o desenvolvimento das culturas, embora o balanço entre a oferta e a disponibilidade de micronutrientes deva ser cuidadosamente considerado.

### **3.3.3 Carbono da matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MOAM) do solo**

A Tabela 5 apresenta os resultados do carbono total (C-TOTAL) e das frações da matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MOAM), presentes nos solos incubados com os biocarvões.

Tabela 5. Carbono total, da MOP e da MOAM de solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões produzidos a partir de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); e copirólises cama de frango e fibra de coco (CF), cama de frango com o resíduo da peneira rotativa (CR) e cama de frango com a moinha (CM).

Biocarvões	C-MOP	C-MOAM	C-TOTAL
	%		
Areia franca			
C	1,04 Ae	4,35 Af	0,34 Af
CF	1,77 Bc	6,01 Ac	0,83 Bde
CM	1,70 Bcd	4,84 Ae	1,25 Cb
CR	1,45 Bd	4,56 Aef	1,11 Bc
F	2,57 Ab	6,48 Ab	0,86 Cd
M	2,95 Aa	8,79 Aa	1,34 Ca
RPR	1,46 Bcd	5,44 Ad	0,76 Ce
T	1,66 Bcd	5,18 Ad	1,09 Cc
Franco-argilosa			
C	0,33 Bd	0,56 Cd	0,17 Bg
CF	1,43 Cc	1,26 Cbc	1,43 Ae
CM	1,46 Bc	1,11 Cc	2,49 Bb
CR	1,49 Bc	1,06 Cc	2,92 Aa
F	1,89 Cb	1,16 Cc	2,12 Bd
M	2,51 Ba	1,83 Ca	2,30 Bc
RPR	1,22 Cc	1,55 Cab	1,34 Bf
T	1,53 Bc	1,09 Cc	2,30 Bc
Muito argilosa			
C	1,18 Ae	1,41 Bd	0,35 Ah
CF	2,01 Acd	1,76 Babc	1,39 Ag
CM	2,55 Ab	1,58 Bcd	3,61 Ab
CR	2,02 Acd	1,72 Bbcd	2,98 Ad
F	2,27 Bbc	1,61 Bcd	3,96 Aa
M	2,91 Aa	2,07 Ba	3,06 Ac
RPR	1,82 Ad	1,92 Bab	2,38 Af
T	2,00 Acd	1,63 Bcd	2,53 Ae

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

A maior concentração de C-MOP e C-MOAM esteve associada ao biocarvão M aplicado aos três solos contrastantes ( $p < 0,05$ ; Tabela 5). Essa predominância do biocarvão M pode ser explicada por suas características intrínsecas. Conforme o Capítulo 2, a moinha é um material já pirolisado na fábrica, o que pode conferir-lhe uma estrutura mais estável e recalcitrante, mas também pode conter frações de carbono mais acessíveis ou uma morfologia que favorece a associação com as frações da matéria orgânica do solo. Solos arenosos, em geral, apresentaram ausência de agregados estáveis, o que limita a incorporação da matéria orgânica ao complexo mineral, deixando-a mais disponível na forma particulada e,

consequentemente, mais suscetível à decomposição (Cambardella e Elliott, 1992). Como a matéria orgânica nesses solos não se liga fortemente às partículas minerais, ela tende a ser decomposta mais rapidamente, resultando em uma maior proporção da fração lábil (MOP) (Feller e Beare, 1997).

Ao analisar a distribuição do carbono nas frações, observou-se que o C-MOAM foi maior em todos os tratamentos no solo de areia franca, seguido pelo muito argiloso, e sendo menor no franco-argiloso. Para a MOP, quase todos os tratamentos exibiram mais C-MOP no solo muito argiloso, seguido pela areia franca, e novamente o franco-argiloso apresentou os menores valores. Essas variações podem refletir a capacidade de cada tipo de solo em estabilizar a matéria orgânica, com solos mais argilosos potencialmente promovendo maior proteção física da MOP e solos arenosos favorecendo a MOAM devido a interações específicas com a superfície mineral.

Estudos evidenciam que perdas acentuadas de C são acompanhadas do consumo de frações de maior labilidade (Silva et al., 1994). A estabilidade do biocarvão influencia sua resistência física e microbiana, o que permite sua persistência no solo, resultando em um meio eficaz de fixação do C. A elevada temperatura de pirólise aumenta o teor de C elementar e a porção de C recalcitrante resistente à oxidação (Tag et al., 2016).

Estudos gerais mostram a elevação do C-TOTAL com a adição de biocarvão (Lehmann et al., 2006; Petter et al., 2016). Os efeitos produzidos pela interação do biocarvão com o solo, como a formação de microagregados e a adsorção de matéria orgânica nas superfícies do biocarvão, também podem promover a redução de sua degradação quando produzido em altas temperaturas (Brodowski et al., 2006; Nguyen; Lehmann, 2009), contribuindo para a estabilização e o acúmulo do C-TOTAL no solo (Zimmerman et al., 2011). Novotny et al. (2015) afirmam que a aplicação de biocarvão que aumente os teores de C no solo constrói sistemas de cultivo mais férteis e resilientes.

Contudo, neste trabalho, observou-se um padrão que contrasta com a expectativa geral de aumento do C-TOTAL. Apenas os biocarvões M e CM no solo de textura areia franca, e CR e CM no franco-argiloso, exibiram mais C-TOTAL que a testemunha. Inesperadamente, alguns biocarvões ainda diminuíram o estoque de C, como F, CF e RPR na areia franca; F, CF, RPR e C no franco-argiloso; e RPR, CF e C no muito argiloso.

Um dos principais mecanismos explicativos para esse efeito contraintuitivo é o efeito priming positivo, em que a adição de carbono oriundo da fração lábil do biocarvão estimula a atividade microbiana e, com isso, a mineralização acelerada da matéria orgânica nativa do solo. Para os biocarvões que resultaram em diminuição do C-TOTAL (F, CF, RPR, C), é fundamental correlacionar esse achado com suas características de labilidade (conforme discutido no Capítulo 2, como teor de materiais voláteis e relação H/C) e com os resultados de atividade microbiana do Capítulo 4. Biocarvões com maior proporção de compostos mais lábeis podem ter induzido um efeito *priming* mais pronunciado, resultando em maior emissão de CO<sub>2</sub> e consequente depleção do carbono nativo, superando a contribuição do carbono introduzido. A discussão poderia explorar se os biocarvões que causaram a depleção de C-TOTAL foram aqueles que mais estimularam a atividade microbiana (FDA) ou alteraram a composição da comunidade (PLFA) no Capítulo 4, reforçando a hipótese do *priming*.

#### **3.3.4 Capacidade de troca catiônica (CTC) potencial dos solos condicionados com os biocarvões**

Os resultados de capacidade de troca catiônica (CTC) potencial (a pH 7,0) indicam diferenças significativas entre os tratamentos e os tipos de solo. A interpretação desses resultados baseia-se nos mecanismos que regulam a CTC, tais como a textura do solo, a mineralogia, o pH e as características químicas dos biocarvões (Tabela 6).

Tabela 6. Capacidade de troca catiônica (CTC), a pH 7,0, de solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões produzidos a partir de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); copirólise da cama de frango e fibra de coco (CF), copirólise da cama de frango com o resíduo da peneira rotativa (CR) e copirólise da cama de frango com a moinha (CM).

Biocarvões	CTC a pH 7,0 (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )		
	Areia franca	Franco-argilosa	Muito argilosa
C	7,90 Ba	8,97 Aa	7,21 Ba
CF	6,70 Bab	7,81 Ab	6,55 Bab
CM	5,88 Bbc	7,81 Ab	6,56 Bab
CR	5,54 Bcd	6,69 Ac	7,39 Aa
F	3,46 Be	4,42 Ae	4,97 Ac
M	4,77 Bd	6,51 Ac	5,90 Abc
RPR	4,64 Bd	5,38 ABde	5,60 Abc
T	4,57 Bc	5,86 Acd	5,55 Abc

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Os solos arenosos apresentam menores valores de CTC em geral, em relação à testemunha T, quando comparados aos tratamentos que receberam biocarvões, independentemente de qual tenha sido o biocarvão aplicado (Tabela 6). Ressalta-se, porém, que esta CTC a pH 7 foi estimada pela soma das bases e H<sup>+</sup>Al, logo, pode estar subestimada pelo elevado teor de sais solúveis de alguns biocarvões conforme resultados dos cátions em solução apresentados anteriormente. O biocarvão C aplicado na areia franca tinha, na solução do solo (fator intensidade), 7,03 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, enquanto a CTC a pH 7 (somatório dos cátions) foi de 7,9 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>.

O biocarvão C proporcionou elevação da CTC em todos os solos estudados (p<0,05), sendo a maior diferença obtida na aplicação no solo de textura areia franca (72%), indicando que este material pode conter grupos funcionais capazes de aumentar os sítios de troca catiônica, como carboxilas e fenóis (Mukherjee e Zimmerman, 2013). O aumento da CTC é atribuído à alta superfície específica e densidade de carga do próprio biocarvão (Liang et al., 2006). Andrade et al. (2015) avaliando a mineralização do carbono em amostras de cama de frango e seu biocarvão obtiveram incremento na CTC do solo após aplicação do biocarvão, efeito atribuído principalmente ao aumento do pH e às alterações no teor de carbono orgânico.

Na Tabela 6 se observa que o biocarvão F reduziu a CTC em relação à T ( $p < 0,05$ ) quando aplicado aos solos de textura areia franca e franco-argiloso (3,46 e 4,42  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ , respectivamente), embora F tenha exibido a maior CTC (20,58  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ) e CR (14,62  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ ), a terceira maior, esse resultado não refletiu no solo. Tal efeito pode ter ocorrido como consequência da redução dos sítios de troca catônica do solo após a aplicação do biocarvão com muitos grupos aromáticos, como o F, conforme resultados obtidos de FTIR, ou ainda pelo excesso de cinzas, podendo obstruir fisicamente os sítios de troca por deposição. Mukherjee et al. (2014) observaram que a aplicação de biocarvão em solo argiloso levou à queda temporária da CTC, devido à adsorção de moléculas orgânicas nas superfícies internas do biocarvão, reduzindo sua interação com o solo.

### **3.3.5 Condutividade elétrica (CE) e Na**

A Tabela 7 apresenta os resultados dos teores de Na e condutividade elétrica (CE) presentes nos solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões.

Tabela 7. Condutividade elétrica (CE) e os teores de Na presentes nos solos de textura fareia franca, franco-argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões produzidos a partir de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); copirólise da cama de frango e fibra de coco (CF), copirólise da cama de frango com o resíduo da peneira rotativa (CR) e copirólise da cama de frango com a moinha (CM).

Biocarvões	Na	CE
	mg dm <sup>-3</sup>	μS cm <sup>-1</sup>
Areia franca		
C	311,99 Ba	2290,50 Aa
CF	135,73 Bb	534,70 Bb
CM	155,87 Bb	487,47 Bb
CR	40,26 Bc	108,95 Bc
F	90,41 Bbc	145,00 Ac
M	149,16 Bb	59,32 Bd
RPR	34,72 Ac	45,31 Ad
T	31,03 Ac	44,88 Ad
Franco-argilosa		
C	508,39 Aa	1438,67 Ba
CF	370,74 Ab	1089,67 Aabc
CM	481,53 Aa	1270,67 Aab
CR	291,85 Ab	737,80 Abcd
F	165,95 Ac	241,43 Ade
M	558,75 Aa	557,80 Acde
RPR	88,10 Acd	90,03 Ae
T	72,66 Ad	64,23 Ae
Muito argilosa		
C	135,73 Ca	599,20 Ca
CF	78,68 Bab	331,65 Ba
CM	86,09 Cab	216,80 Ba
CR	95,35 Bab	344,57 Aba
F	76,69 Bab	104,70 Abb
M	110,93 Bab	83,99 ABb
RPR	49,83 Ab	78,72 Ab
T	40,77 Ab	74,13 Ab

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo modelo linear generalizado (GLM).

De modo geral, observaram-se diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) na CE e no teor de Na quando comparados os solos e os biocarvões, indicando que a textura do

solo e o tipo de biocarvão influenciam esses parâmetros. Mavi et al. (2018) constataram que a adição de biocarvão pode modificar a CE dos solos dependendo da textura e do tipo de biocarvão utilizado. Os autores observaram que solos argilosos tendem a apresentar aumento na CE quando tratados com biocarvão, devido ao incremento na retenção de umidade e na disponibilidade de íons dissolvidos.

O biocarvão C proporcionou um aumento notável nos teores de Na e na CE em todos os solos (Tabela 7). Esses resultados corroboram estudos como Lehmann et al. (2011), que associam resíduos orgânicos ricos em sais, como a cama de frango, à liberação de Na e outros cátions no solo. A alta concentração de Na no biocarvão C ( $11,56 \text{ g kg}^{-1}$ , conforme Tabela 4, Capítulo 2) é um reflexo direto da composição da matéria-prima original, que inclui excrementos de aves. A CE reflete diretamente a concentração de sais solúveis no solo, influenciando a salinidade. O biocarvão C, em particular, apresentou os maiores valores de CE, especialmente no solo franco-argiloso ( $1438,67 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), devido à presença de sais solúveis como cloretos e sulfatos (Novak et al., 2009).

Para as copirólises CF e CM, os valores intermediários dos teores de Na e CE indicam que a combinação com outras matérias-primas (fibra de coco e moinha, respectivamente) pode diluir a concentração de Na proveniente da cama de frango. Embora os processos de pirólise e copirólise não eliminem completamente os sais, a copirólise pode influenciar a forma e a solubilidade de alguns compostos minerais, resultando em uma liberação mais controlada de íons.

Por outro lado, o biocarvão RPR apresentou os menores teores de Na e CE. Isso está alinhado com a menor quantidade de sais solúveis em sua matéria-prima original, que continha apenas  $0,45 \text{ mg kg}^{-1}$  de Na (Tabela 4, Capítulo 2), e reflete a baixa concentração de minerais solúveis nesse biocarvão.

Em resumo, a aplicação de biocarvões impacta significativamente a CE e os teores de Na no solo, com a magnitude do efeito dependendo da matéria-prima do biocarvão e da textura do solo. Biocarvões derivados de resíduos ricos em sais, como a cama de frango, podem aumentar a salinidade do solo, um fator crítico a ser considerado para a sustentabilidade agrícola, especialmente em regiões sensíveis à salinização.

### 3.3.6 Acidez dos solos condicionados com os biocarvões

A Tabela 8 apresenta os resultados da acidez ativa, potencial e trocável dos solos incubados com biocarvões.

Tabela 8. Acidez ativa, trocável e potencial de solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões produzidos a partir de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); e as copirólises da cama de frango e fibra de coco (CF cama de frango com o resíduo da peneira rotativa (CR) e cama de frango com a moinha (CM).

Biocarvões	pH	Al <sup>3+</sup>	H+Al
	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>		
Areia franca			
C	7,56 Ba	0,00 Ab	0,53 Ac
CF	7,48 Ba	0,00 Ab	0,77 Ac
CM	7,54 Ba	0,00 Ab	0,40 Ac
CR	7,31 Ba	0,00 Ab	0,65 Bc
F	6,53 Bb	0,03 Ab	1,93 Bb
M	7,29 Ba	0,00 Ab	0,37 Bc
RPR	6,48 Bb	0,00 Ab	2,15 Ab
T	5,35 Bc	0,42 Aa	3,77 Aa
Franco-argilosa			
C	7,93 Ab	0,00 Ab	0,00 Bc
CF	7,97 Ab	0,00 Ab	0,00 Bc
CM	8,02 Ab	0,00 Ab	0,00 Bc
CR	7,92 Ab	0,00 Ab	0,00 Cc
F	7,06 Ac	0,00 Bb	0,33 Cbc
M	8,60 Aa	0,00 Ab	0,00 Cc
RPR	7,23 Ac	0,00 Ab	0,53 Bb
T	5,61 ABd	0,21 Ba	1,85 Ba
Muito argilosa			
C	7,36 Ba	0,00 Aa	0,40 Ad
CF	7,04 Ca	0,00 Aa	0,63 Ad
CM	7,35 Ba	0,00 Aa	0,60 Ad
CR	7,09 Ba	0,00 Aa	1,33 Ac
F	6,52 Bb	0,00 Ba	2,50 Ab
M	7,04 Ba	0,00 Aa	1,27 Ac
RPR	6,43 Bb	0,00 Aa	2,40 Ab
T	5,72 Ac	0,00 Ca	3,43 Aa

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Observou-se diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) na acidez ativa (pH) entre os tratamentos e os solos, com os maiores valores sendo registrados no solo de textura franco-argilosa. Todos os biocarvões proporcionaram um incremento de pH em relação à testemunha (T). A acidez trocável (Al<sup>3+</sup>) também foi neutralizada pela

aplicação dos biocarvões, sobretudo nos solos de areia franca e franco-argiloso, que apresentaram diferenças significativas em relação à testemunha (T) ( $p < 0,05$ , Tabela 8). Os biocarvões aumentam o pH acima do ponto em que o  $Al^{3+}$  é solúvel ( $pH > 5,5$ ), precipitando-o como  $Al(OH)_3$  insolúvel (Novak et al., 2009), o que é crucial para a redução da toxicidade por alumínio em solos ácidos. Observou-se uma diminuição significativa ( $p < 0,05$ ) no valor de  $H+Al$  com a aplicação dos biocarvões em todos os solos (Tabela 8).

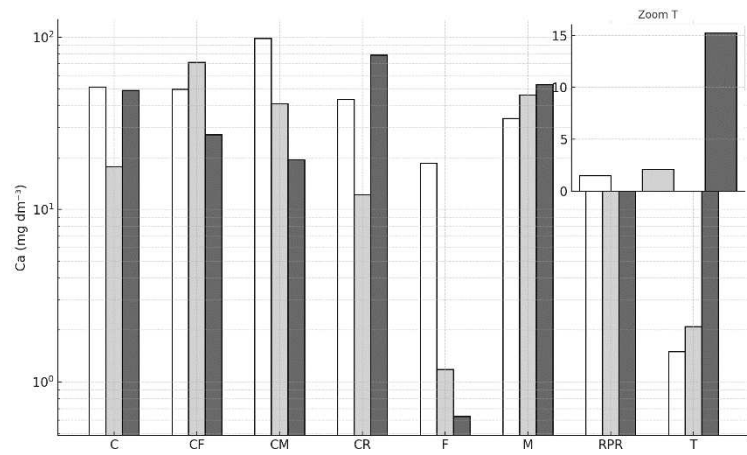
O efeito alcalinizante observado ocorre principalmente pela formação de carbonatos durante o processo de pirólise, como o  $CaCO_3$ , que, segundo Yuan e Xu (2012), contribuem com cerca de 20 a 73% da alcalinidade total dos biocarvões. Essa capacidade de neutralização é diretamente refletida no PN dos biocarvões, conforme apresentado na Tabela 2 do Capítulo 2. Por exemplo, o biocarvão C e o CR2 exibiram os maiores PN (31,62% e 32,52% de  $CaCO_3$  equivalente, respectivamente), o que se alinha com sua eficácia na elevação do pH do solo e na neutralização da acidez trocável.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram aqueles de Petter et al. (2012), que afirmaram que a aplicação de biocarvão de eucalipto em campo afetou positivamente a fertilidade do solo, aumentando o pH e o carbono orgânico total dos solos. De forma similar, Major et al. (2010) observaram, após quatro anos da aplicação de biocarvão (8 ou 20 t  $ha^{-1}$ ) produzido a partir de resíduos de madeira em savana colombiana, um aumento significativo no pH e na disponibilidade de Ca e Mg, além da diminuição da acidez trocável. Brewer et al. (2011) também encontraram um aumento geral no pH dos solos após oito semanas de avaliação com 17 biocarvões provenientes de diferentes matérias-primas e métodos de produção.

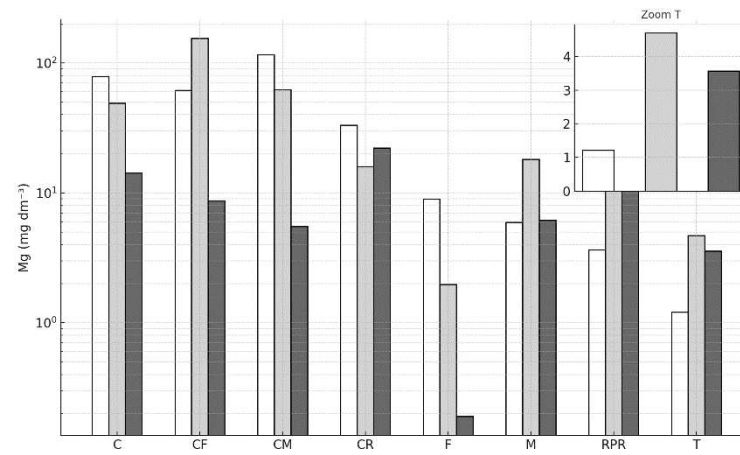
Em suma, a aplicação de biocarvões demonstrou ser uma estratégia eficaz para a correção da acidez do solo, especialmente em solos mais ácidos como os de areia franca e franco-argiloso. A capacidade de elevar o pH e neutralizar o  $Al^{3+}$  é um benefício agrônômico significativo, pois melhora o ambiente radicular para o sorgo e a disponibilidade de nutrientes, contribuindo para a produtividade da cultura.

### **3.3.7 Efeito da aplicação de biocarvões na solução do solo**

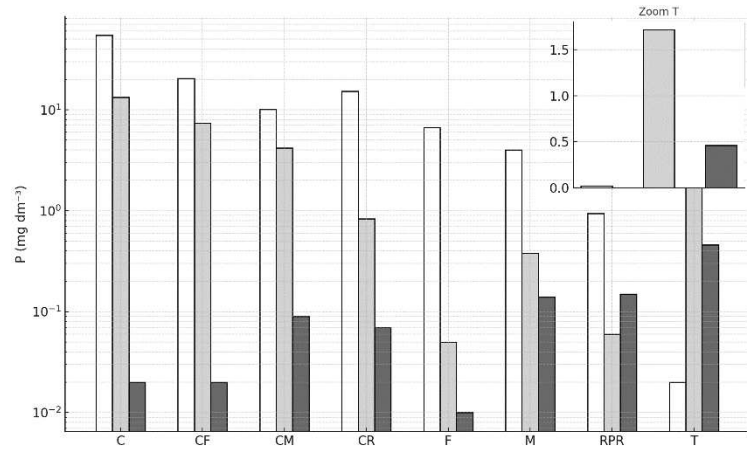
A Figura 2 apresenta os resultados dos nutrientes disponíveis às plantas em condições naturais.



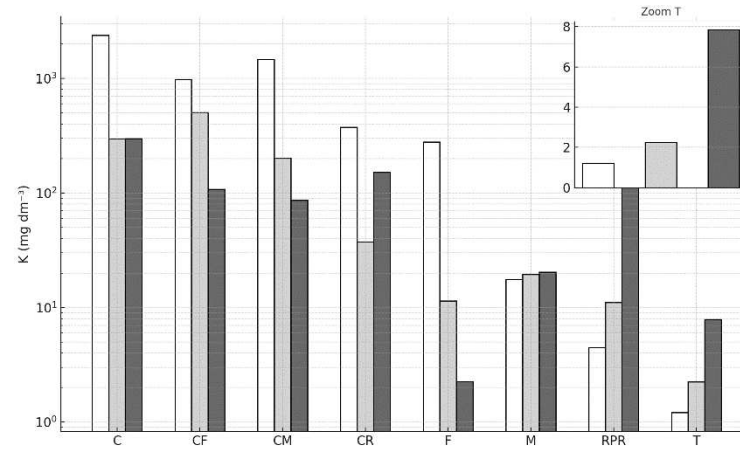
a



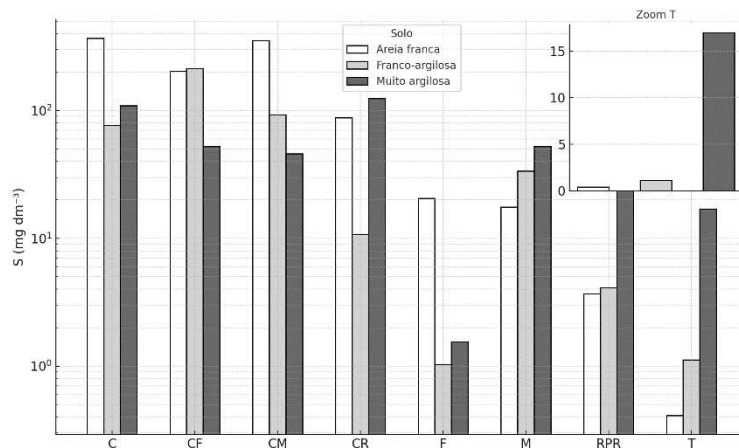
b



c



d



e

Figura 2. Macronutrientes Ca (a), Mg (b), P (c), K (d) e S (e) obtidos através da solução dos solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões produzidos a partir de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); e as copirólises da cama de frango e fibra de coco (CF), cama de frango com o resíduo da peneira rotativa (CR) e cama de frango com a moinha (CM).

Ao comparar com a testemunha, nota-se, através das Figuras 2(a até e), que a aplicação de biocarvão proporcionou aumentos expressivos na concentração de diversos nutrientes na solução do solo. Por exemplo, no solo de textura areia franca, observaram-se aumentos de até 65 vezes para Ca e 2736 vezes para P. No solo franco-argiloso, os aumentos foram de até 34 vezes para Ca e 190 vezes para S. Em contraste, o P diminuiu em todos os tratamentos com biocarvão no solo muito argiloso, enquanto o K aumentou em até 66 vezes.

De modo geral, os aumentos nas concentrações de nutrientes na solução foram muito maiores no solo de areia franca, seguidos pelo franco-argiloso, e, por último, nos solos de textura muito argilosa. Apesar desses aumentos proporcionais expressivos, não foram observadas diferenças estatísticas significativas para grande parte das comparações entre os solos estudados e os teores dos elementos solúveis. Isso pode indicar uma alta variabilidade nos dados ou que, embora as concentrações tenham aumentado, a magnitude dessas alterações não foi suficiente para gerar significância estatística em todas as comparações, mesmo para biocarvões que apresentam em sua composição total teores elevados de um ou outro elemento (conforme Tabela 4, Capítulo 2).

Estudos demonstram que a textura do solo pode influenciar a dinâmica de nutrientes solúveis em água. Werle et al. (2008) investigaram a lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. Os autores observaram que, em solos mais arenosos, houve maior intensidade de lixiviação de potássio, evidenciando a rápida movimentação do nutriente em solos com menor teor de argila. Por outro lado, solos mais argilosos, com maior capacidade tampão, tendem a reter mais nutrientes, reduzindo a lixiviação.

Em relação ao P (Figura 2c), o biocarvão C destacou-se em solos arenosos e franco-argilosos, com valores de  $54,72 \text{ mg dm}^{-3}$  e  $13,33 \text{ mg dm}^{-3}$ , respectivamente. Contudo, houve diminuição de P em todos os tratamentos com biocarvão no solo muito argiloso. Isso é provavelmente devido à forte fixação do P com o teor de argila mais elevado nesses solos, além da presença de óxidos de Fe e Al, associada também ao efeito do pH elevado promovido pelos biocarvões. De fato, Novotny et al. (2015) mencionam que em solos com alto teor de argila e presença significativa de óxidos de ferro e alumínio, o fósforo pode ser fortemente adsorvido, reduzindo sua disponibilidade para as plantas. Além disso, o aumento do pH do solo promovido pela aplicação de biocarvão pode levar à precipitação de P com cátions como Ca, formando compostos pouco solúveis.

No que se refere ao K (Figura 2d), o tratamento com o biocarvão C apresentou valores elevados em todos os solos, especialmente em areia franca ( $2,38 \text{ g dm}^{-3}$ ), sugerindo que este biocarvão pode ser fonte de K rapidamente disponível. A alta disponibilidade de K do biocarvão C é consistente com seu elevado teor total de K ( $65,66 \text{ g kg}^{-1}$ ) conforme Tabela 4 do Capítulo 2, e a natureza solúvel ou facilmente trocável do K em biocarvões derivados de biomassa rica em minerais. Nos solos mais argilosos, os biocarvões CF e CR também foram eficazes, indicando maior retenção de K devido à alta capacidade de troca catiônica desses solos.

De modo geral, em todos os solos analisados, o biocarvão C e as copirólises envolvendo C apresentaram maior contribuição para o S (Figura 2e), evidenciando que este biocarvão tem potencial para enriquecer solos pobres em matéria orgânica. DeLuca et al. (2015) e Lehmann et al. (2003) relataram que a biodisponibilidade de K foi aumentada com a adição de biocarvão. A adição de

10 t ha<sup>-1</sup> de biocarvão proporcionou aumento do teor de Mg em um solo de areia argilosa (Lusiba et al., 2017). Abujabhah et al. (2016) relataram que a disponibilidade de Ca aumentou no solo mesmo em taxa de aplicação de biocarvão de 1,25%.

Em síntese, a aplicação de biocarvões demonstrou a capacidade de aumentar a concentração de nutrientes na solução do solo, especialmente em solos de textura mais grosseira. No entanto, a dinâmica de cada nutriente é complexa e influenciada pela textura do solo, pelas características do biocarvão e pelas interações químicas que podem levar à fixação ou precipitação, como observado para o P em solos argilosos.

### **3.3.8 Efeito da aplicação dos biocarvões na retenção de nutrientes**

A Tabela 10 apresenta os resultados da liberação de nutrientes dos biocarvões, avaliada pela solubilização em areia lavada. Este experimento visa quantificar o potencial intrínseco de cada biocarvão em liberar nutrientes em um ambiente simplificado, sem a complexidade das interações com a matriz do solo.

Tabela 10. Solubilização dos nutrientes com aplicação da dose de 3% de biocarvão acumulado em areia lavada (C – Cama de frango; F – Fibra de coco; M- Moinha; RPR- Resíduo da Peneira Rotativa (RPR); CF– Cama de frango com Fibra de coco; CM - Cama de frango com Moinha; e CR - Cama de frango com RPR (CR).

Biocarvões	pH	Nutrientes solubilizados (%)				
		K	Ca	Mg	P	S
C	10,07	38,41	12,96	15,52	32,15	26,91
F	10,14	18,17	11,16	6,28	24,91	14,77
M	9,96	25,56	9,20	32,37	12,78	15,01
RPR	10,05	15,05	3,75	2,00	9,33	1,92
CF	9,94	19,41	10,59	12,52	21,55	15,14
CR	9,97	19,28	9,31	13,77	19,95	19,66
CM	9,87	15,37	7,28	28,14	11,91	16,67

Conforme apresentado na Tabela 10, o pH observado no extrato obtido em todos os biocarvões variou de 9,87 a 10,14, valores alcalinos que, em geral, favorecem a solubilização de cátions básicos como  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ , devido à competição reduzida por cargas negativas nos coloides. Contudo, observou-se um comportamento distinto entre os biocarvões em relação à solubilização dos nutrientes com a aplicação de água deionizada.

O biocarvão RPR apresentou a menor liberação de nutrientes, com apenas 1,92% de S e 3,75% de Ca solubilizados. Isso é consistente com sua composição original, que possui baixos teores de minerais solúveis (Tabela 4, Capítulo 2). Em contraste, o biocarvão C demonstrou a maior capacidade de liberação, especialmente para o K (38,41%), P (32,15%) e S (26,91%), refletindo sua alta solubilidade e o elevado teor desses nutrientes em sua matéria-prima (Tabela 4, Capítulo 2). A liberação de Ca foi relativamente baixa em todos os biocarvões, enquanto o S e o P apresentaram liberações intermediárias, variando conforme o tipo de biocarvão, o que reforça a importância da composição da matéria-prima precursora.

As copirólises (CF, CR, CM) apresentaram um perfil de liberação de nutrientes intermediário entre os biocarvões de origem única, com a contribuição de C sendo evidente na elevação dos percentuais de K, P e S liberados. Por exemplo, a copirólise CF liberou 21,55% de P, um valor entre o biocarvão C

(32,15%) e o F (24,91%), demonstrando como a combinação de materiais pode modular a disponibilidade inicial de nutrientes.

É importante ressaltar que este experimento em areia lavada avalia a liberação potencial e intrínseca dos nutrientes do biocarvão. Em condições de campo, a lixiviação e a disponibilidade de nutrientes dependem de fatores adicionais, como o tipo de solo, suas propriedades físico-químicas (pH, CTC, teor de argila), a atividade microbiana e a temperatura pirolítica do biocarvão (Cheng et al., 2018; Yuan et al., 2016). Os possíveis mecanismos sugeridos para a influência do biocarvão na disponibilidade de P em solos complexos incluem a mudança no pH do solo e a subsequente influência na interação de P com outros cátions, bem como a retenção aprimorada por meio de troca aniônica e precipitação de P (Atkinson et al., 2010).

Em síntese, os biocarvões atuam como fontes de nutrientes, com a cama de frango e suas copirólises demonstrando maior potencial de liberação imediata de K, P e S. Essa liberação inicial pode ser crucial para a nutrição das plantas no curto prazo, especialmente em solos com baixa fertilidade.

### **3.3.9 Efeito da aplicação dos biocarvões no crescimento e desenvolvimento do sorgo**

De modo geral, avaliou-se que a adição de biocarvões pode influenciar positivamente a produtividade do sorgo, conforme apresentado nas Figuras 4a, 4b e 4c e nas Tabelas 11 e 12.

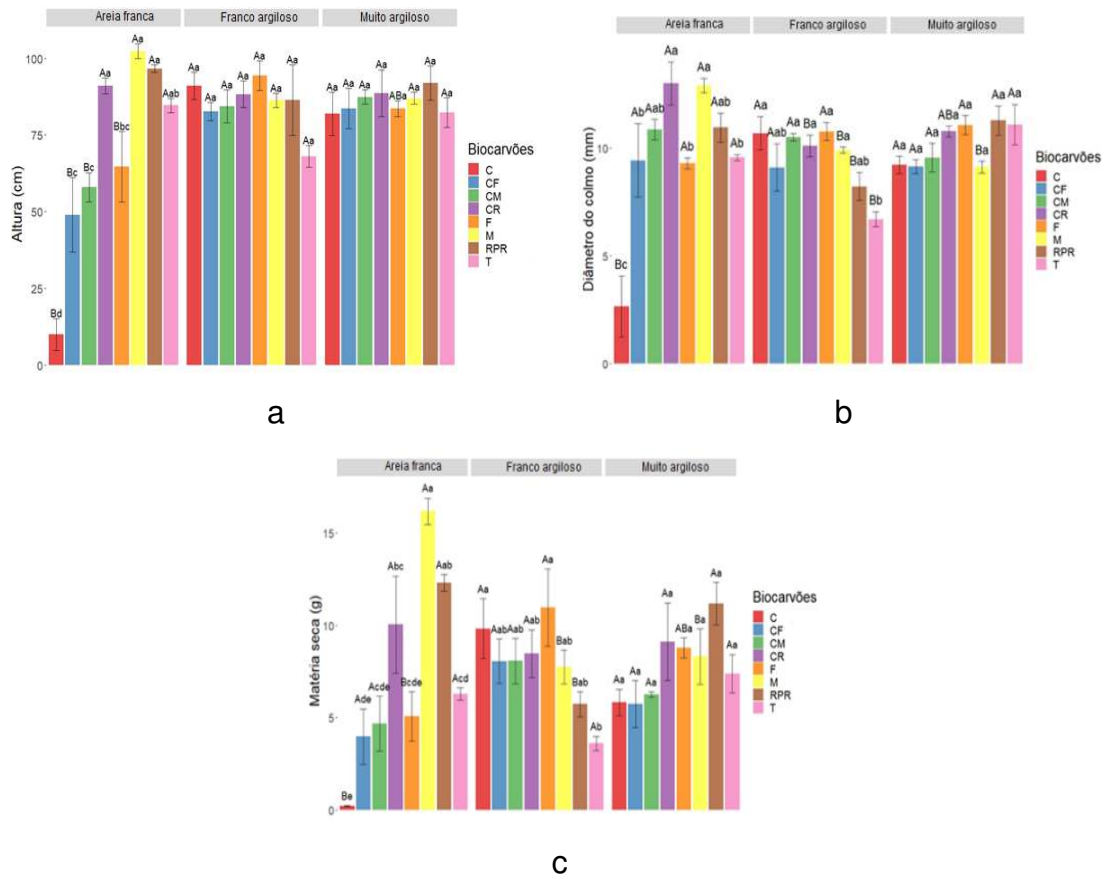


Figura 4. Alturas médias (a), diâmetros médios do colmo (b) e Matéria seca média de plantas de sorgo cultivado nos solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa incubados com os biocarvões cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M), resíduo da peneira rotativa (RPR); e copirólises cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM); cama de frango com RPR (CR) e sem aplicação de biocarvões testemunha (T).

Tabela 11. Teores médios de macronutrientes foliares (S, Mg, Ca, P e K) de sorgo após aplicação de biocarvões produzidos a partir de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); copirólise da cama de frango e fibra de coco (CF), copirólise da cama de frango com o resíduo da peneira rotativa (CR) e copirólise da cama de frango com a moinha (CM) nos solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa.

Biocarvões	S	Mg	Ca	P	K
	mg kg <sup>-1</sup>				
Areia franca					
C	0,13 Abc	0,11 Bc	0,06 Bc	0,38 Abc	0,76 Bc
CF	0,25 Aa	0,33 Aab	0,25 Aab	0,77 Aa	1,36 Aabc
CM	0,25 Aa	0,32 Aab	0,34 Aa	0,78 Aa	1,40 Aab
CR	0,12 Abc	0,21 Ab	0,25 Aab	0,32 Abc	1,10 Aabc
F	0,18 Aab	0,24 Ab	0,11 Abc	0,56 Aab	1,33 Aabc
M	0,13 Aabc	0,24 Ab	0,29 Aa	0,25 Abc	1,53 Aa
RPR	0,08 Abc	0,40 Aab	0,41 Aa	0,20 Ac	0,85 Babc
T	0,07 Ac	0,47 Aa	0,26 Bab	0,29 Abc	0,53 ABbc
Franco-argilosa					
C	0,07 Aa	0,19 Aa	0,12 Bbcd	0,33 Aa	40,29 Aa
CF	0,08 Ba	0,27 Aa	0,21 Aabc	0,34 Ba	29,05 Aa
CM	0,07 Ba	0,20 Aa	0,19 Aabc	0,29 Ba	37,54 Aa
CR	0,07 Aa	0,22 Aa	0,24 Aabc	0,28 Aa	27,90 Aa
F	0,05 Ba	0,15 Aa	0,10 Acd	0,20 Ba	24,80 Aa
M	0,06 Ba	0,15 Aa	0,29 Aab	0,22 Aa	28,54 Aa
RPR	0,08 Aa	0,28 Aa	0,39 Aa	0,23 Aa	65,77 Aa
T	0,06 Aa	0,19 Ba	0,04 Cd	0,22 Aa	23,87 Aa
Muito argilosa					
C	0,07 Aa	0,09 Abc	0,26 Abc	0,14 Aa	30,86 Aa
CF	0,06 Ba	0,08 Bc	0,20 Abc	0,18 Ba	28,61 Aa
CM	0,07 Ba	0,09 Bc	0,26 Abc	0,15 Ba	31,90 Aa
CR	0,07 Aa	0,11 ABc	0,27 Abc	0,17 Aa	28,86 Aab
F	0,07 Ba	0,12 Bc	0,14 Ac	0,17 Ba	47,10 Aa
M	0,09 Aba	0,16 Aab	0,34 Ab	0,16 Aa	98,96 Aa
RPR	0,08 Aa	0,31 Ab	0,32 Abc	0,12 Aa	64,06 ABab
T	0,11 Aa	0,63 Aa	0,79 Aa	0,13 Aa	40,11 Bb

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo modelo linear generalizado (GLM).

Tabela 12. Teores médios de micronutrientes foliares (Mn e Fe) de sorgo após aplicação de biocarvões produzidos a partir de cama de frango (C), fibra de coco (F), resíduo da peneira rotativa (RPR), moinha (M); copirólise da cama de frango e fibra de coco (CF), copirólise da cama de frango com o resíduo da peneira rotativa (CR) e copirólise da cama de frango com a moinha (CM) nos solos de textura areia franca, franco-argilosa e muito argilosa.

Biocarvões	Mn	Fe
	mg kg <sup>-1</sup>	
Areia franca		
C	32,88 Ad	113,31 Aa
CF	61,79 Abcd	98,35 Aa
CM	84,00 Abc	94,30 Aa
CR	38,82 ABcd	45,02 Aa
F	121,78 Ab	82,92 Aa
M	37,95 ABcd	41,51 Ba
RPR	50,23 Acd	46,89 Aa
T	290,51 Aa	80,61 Aa
Franco-argilosa		
C	21,31 Aa	40,29 Ba
CF	27,35 Aa	29,05 Ba
CM	27,89 Ba	37,54 Ba
CR	19,85 Ba	27,90 Aa
F	28,95 Ba	24,80 Ba
M	19,09 Ba	28,54 Ba
RPR	36,71 Aa	65,77 Aa
T	53,17 Ba	23,87 Ba
Muito argilosa		
C	43,07 Aa	30,86 Bb
CF	49,92 Aa	28,61 Bb
CM	61,37 ABa	31,90 Bb
CR	60,14 Aa	28,86 Ab
F	22,07 Ba	47,10 AB
M	63,14 Aa	98,96 Aa
RPR	62,19 Aa	64,06 Aab
T	45,44 Ba	40,11 ABab

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo modelo linear generalizado (GLM).

O diâmetro do colmo foi significativamente maior que a testemunha (T) nos tratamentos com os biocarvões F, CM, CR, C e M no solo de textura franco-argilosa (Figura 5). No solo de textura areia franca, apenas CR e M suplantaram a testemunha. Embora a CAD para M e CR no solo areia franca não tenha diferido estatisticamente da testemunha (Tabela 3), a melhoria na estrutura do

solo e a liberação de nutrientes por esses biocarvões (conforme discutido em 3.3.2 e 3.3.8) podem ter contribuído para o melhor desempenho do sorgo. O biocarvão M, por exemplo, apesar de ser considerado mais pobre em nutrientes (Capítulo 2, Tabela 4), demonstrou alta capacidade de liberação de K (Tabela 10) e maior concentração de C MOP e C MOAM (Tabela 5), o que pode ter favorecido o desenvolvimento inicial da planta.

Em contraste, o biocarvão C destacou-se negativamente no solo areia franca, resultando nos piores valores para todos os parâmetros fenológicos avaliados: altura, diâmetro do colmo e matéria seca. Além disso, em vários desses parâmetros, as copirólises que continham cama de frango (exceto CR) também pioraram o desenvolvimento do sorgo. Esse efeito adverso é provavelmente decorrente da salinização do solo, um problema mais crítico em solos com baixo poder tampão, como a areia franca. Conforme discutido na seção 3.3.5, o biocarvão C apresentou os maiores teores de Na e CE, o que pode ter gerado estresse salino para as plantas, inibindo seu crescimento. Solos arenosos, de fato, respondem mais expressivamente ao uso de biocarvões devido à melhoria nas propriedades físicas e químicas, mas são também mais vulneráveis a efeitos negativos como a salinização, enquanto solos argilosos, por apresentarem maior poder tampão e boa retenção de nutrientes, exibem menores diferenças (Uzoma et al., 2011).

O sorgo cultivado no solo franco-argiloso apresentou uma resposta mais uniforme e geralmente positiva à aplicação dos biocarvões, com destaque para F e C, que resultaram em valores altos para os parâmetros de crescimento. Esse comportamento é esperado, pois solos com textura intermediária já possuem melhores condições naturais de fertilidade e retenção de água, sendo potencializados por biocarvões que fornecem nutrientes (como C) ou melhoram a retenção hídrica (como F).

A análise foliar (Tabelas 11 e 12) corrobora os efeitos observados no crescimento. No solo de textura areia franca, a aplicação de biocarvões CF e CM aumentou significativamente os níveis de enxofre nas folhas do sorgo ( $0,25 \text{ mg dm}^{-3}$  para ambos, em comparação com  $0,07 \text{ mg dm}^{-3}$  na testemunha). Para o fósforo, os biocarvões CM e CF foram mais eficazes ( $0,78$  e  $0,77 \text{ mg dm}^{-3}$ , respectivamente), e o K foi mais alto para o biocarvão M ( $1,53 \text{ mg dm}^{-3}$ ,

comparado a 0,53 mg dm<sup>-3</sup> na testemunha). Para o Mg, a testemunha apresentou o maior teor, diferindo significativamente de M, F, CR e C.

Um efeito notável foi a diminuição significativa ( $p < 0,05$ ) do teor de Mn nas folhas do sorgo em função da aplicação de todos os biocarvões em relação à testemunha (Tabela 12). Isso é provavelmente atribuído ao aumento do pH do solo promovido pelos biocarvões (seção 3.3.6), que diminui a solubilidade do Mn e, conseqüentemente, sua disponibilidade para as plantas. Essa relação inversa entre o teor de Mn nas folhas e o pH do solo foi confirmada por análises de regressão linear, evidenciando uma diminuição exponencial ( $R = -0,80$ ,  $p = 0,02$  para o solo arenoso;  $R = -0,64$ ,  $p < 0,001$  para os três solos estudados).

Em síntese, os biocarvões demonstraram potencial para melhorar o crescimento do sorgo, principalmente através da maior disponibilidade de macro e micronutrientes e da melhoria das condições físico-hídricas do solo. No entanto, a escolha do biocarvão deve considerar a textura do solo e o potencial de efeitos adversos, como a salinização em solos arenosos, para otimizar o desempenho da cultura.

### **3.4 Conclusões**

A aplicação de biocarvões demonstrou um potencial significativo para promover o crescimento e desenvolvimento do sorgo, principalmente ao otimizar as condições físico-hídricas e a disponibilidade de nutrientes no solo. Os efeitos benéficos foram observados em diversas variáveis fenológicas, como altura, diâmetro do colmo e produção de matéria seca.

Especificamente, os biocarvões M e CR destacaram-se na areia franca, contribuindo para um maior diâmetro do colmo e matéria seca. No solo franco-argiloso, os biocarvões F e C foram particularmente eficazes na promoção da matéria seca. Esses resultados são atribuídos à capacidade dos biocarvões de melhorar a retenção de umidade e a oferta de macro e micronutrientes, criando um ambiente mais favorável ao desenvolvimento radicular e à absorção de água e nutrientes pela planta.

No entanto, é crucial ressaltar que a resposta da cultura do sorgo à aplicação de biocarvão é fortemente dependente do tipo de solo e das características do biocarvão. Notavelmente, o biocarvão C apresentou um forte efeito negativo em altura, diâmetro do colmo e matéria seca, especialmente nos solos mais arenosos. Esse efeito adverso é atribuído à sua alta concentração de sais solúveis, que, em solos com baixa capacidade tampão como a areia franca, pode levar à salinização e prejudicar o desenvolvimento da planta. Solos mais argilosos, por sua vez, demonstraram maior poder tampão, mitigando os efeitos negativos de biocarvões com maior teor de sais.

A copirólise emerge como uma estratégia promissora para potencializar o valor agrônômico dos biocarvões. Ao combinar diferentes resíduos, é possível otimizar as características desejáveis, como a diluição de componentes potencialmente prejudiciais (sais) e o enriquecimento com nutrientes, resultando em um condicionador de solo mais equilibrado e eficaz.

Para conclusões mais abrangentes e a validação em larga escala, estudos futuros são essenciais. Estes devem incluir a avaliação do desempenho dos biocarvões isolados e copirolisados em condições de campo, com diferentes culturas, e uma análise aprofundada da viabilidade técnica e financeira de sua aplicação.

#### 4 CONDICIONAMENTO DO SOLO COM BIOCÁRVÕES: IMPACTOS IMEDIATOS NA ATIVIDADE E ESTRUTURA MICROBIANA

**Resumo:** A aplicação de biocárvão em solos modifica suas propriedades físico-químicas e a atividade microbiana, impactando a qualidade do solo e o desempenho das culturas. Compreender a resposta das comunidades microbianas à adição de biocárvão é fundamental para otimizar suas interações com o solo e as plantas. Este estudo avaliou os efeitos da aplicação de biocárvões (3% m/m) em solos de texturas contrastantes (areia franca, franco-argiloso e muito argiloso), cultivados com sorgo (*Sorghum bicolor* L.). A atividade microbiana foi analisada pela hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) e a composição da comunidade microbiana por ácidos graxos fosfolipídicos (PLFA). A atividade microbiana foi significativamente maior no solo areia franca tratado com biocárvão CR (57,15 mg fluoresceína g<sup>-1</sup>), superando em 3,3 vezes o biocárvão CM. No solo franco-argiloso, o biocárvão C aumentou a atividade microbiana em 2,7 vezes em relação à testemunha, enquanto o biocárvão M elevou-a no solo muito argiloso (28 mg fluoresceína g<sup>-1</sup>). A análise de PLFA revelou um aumento expressivo da biomassa fúngica com biocárvão CF no solo arenoso (31 vezes superior à testemunha) e com biocárvão CR no solo muito argiloso (13 vezes superior em carbono da biomassa fúngica). Esses resultados demonstram que a aplicação de biocárvões modula a composição da comunidade microbiana, favorecendo grupos como fungos e Actinobactérias, que se mostraram mais sensíveis às alterações induzidas pelo biocárvão do que as bactérias totais. A proporção de bactérias Gram-positivas para Gram-negativas também foi alterada, indicando uma reestruturação da comunidade bacteriana. A copirólise, em particular, mostrou-se promissora ao proporcionar maior estabilidade à comunidade microbiana em solos mais arenosos. Conclui-se que a aplicação de biocárvões, especialmente os copirólidos, pode otimizar os efeitos benéficos na resiliência microbiana do solo, com implicações diretas para a ciclagem de nutrientes e a saúde do solo.

**Palavras-chave:** Atividade Enzimática, Copirólise, Resiliência, Biomassa Microbiana, Ciclagem de Nutrientes.

**Abstract:** Biochar application to soils modifies their physicochemical properties and microbial activity, impacting soil quality and crop performance. Understanding the response of microbial communities to biochar addition is crucial for optimizing their interactions with soil and plants. This study evaluated the effects of biochar application (3% w/w) in soils of contrasting textures (sandy loam, clay loam, and heavy clay), cultivated with sorghum (*Sorghum bicolor* L.). Microbial activity was analyzed by fluorescein diacetate (FDA) hydrolysis, and microbial community composition by phospholipid fatty acids (PLFA). Microbial activity was significantly higher in sandy loam soil treated with CR biochar (57.15 mg fluorescein g<sup>-1</sup>), surpassing CM biochar by 3.3 times. In clay loam soil, C biochar increased microbial activity by 2.7 times compared to the control, while M biochar increased it in heavy clay soil (28 mg fluorescein g<sup>-1</sup>). PLFA analysis revealed a significant increase in fungal biomass with CF biochar in sandy soil (31 times higher than the control) and with CR biochar in heavy clay soil (13 times higher in fungal biomass carbon). These results demonstrate that biochar application modulates microbial community composition, favoring groups such as fungi and Actinobacteria, which were more sensitive to biochar-induced changes than total bacteria. The ratio of Gram-positive to Gram-negative bacteria was also altered, indicating a restructuring of the bacterial community. Co-pyrolysis, in particular, proved promising by providing greater stability to the microbial community in sandier soils. It is concluded that biochar application, especially co-pyrolyzed biochars, can optimize beneficial effects on soil microbial resilience, with direct implications for nutrient cycling and soil health.

**Keywords:** Enzymatic Activity, Co-pyrolysis, Resilience, Microbial Biomass, Nutrient Cycling.

## 4.1 Introdução

O uso de biocarvões como condicionadores de solo tem despertado grande interesse devido aos seus múltiplos benefícios para a fertilidade do solo, sequestro de carbono e impacto nas comunidades microbianas. Os biocarvões, derivados da pirólise de materiais orgânicos, possuem uma estrutura porosa e alta estabilidade que favorecem a retenção de nutrientes e água, ao mesmo tempo em que criam micro-habitats e alteram a disponibilidade de recursos, tornando o ambiente propício para uma maior atividade microbiana (Lehmann et al., 2011).

Estudos demonstram que a aplicação de biocarvão pode alterar a composição e a diversidade das comunidades microbianas do solo. Essas alterações ocorrem porque o biocarvão pode atuar como substrato adicional para microrganismos, além de modificar propriedades químicas e físicas do solo, como pH, CTC e disponibilidade de nutrientes (Thies et al., 2015). A literatura também indica que o biocarvão pode estimular a atividade de microrganismos benéficos, como os fixadores de N e os responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, contribuindo para o aumento da produtividade agrícola e a resiliência do solo (Khodadad et al., 2011).

Além disso, as características específicas do biocarvão, como sua matéria-prima e condições de produção, determinam o tipo de impacto na microbiota do solo, o que reforça a necessidade de estudos para otimizar o uso deste insumo (Lehmann e Joseph, 2015). Assim, compreender como os biocarvões influenciam as comunidades microbianas é essencial para o manejo sustentável do solo e para maximizar seus benefícios ecológicos e agrícolas.

A análise da atividade de hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) no solo é uma técnica amplamente utilizada para estimar a atividade enzimática, com foco na avaliação da biomassa microbiana e da atividade metabólica dos microrganismos presentes no solo. O método baseia-se na hidrólise do diacetato de fluoresceína por enzimas microbianas, resultando na liberação de fluoresceína, uma substância fluorescente que pode ser quantificada por técnicas de fluorescência (Garland e Mills, 1991).

Outro método para avaliar a atividade enzimática é a análise da composição lipídica microbiana e da atividade metabólica dos microrganismos presentes no solo. Essa abordagem fornece informações valiosas sobre a qualidade do solo, a estrutura da comunidade microbiana e sua atividade ecológica. O perfil de ácidos graxos no solo é particularmente útil em estudos sobre microbiologia do solo e na compreensão de como o solo reage a diferentes práticas de manejo (Frostegard et al., 1993).

A aplicação de biocarvão no solo pode modificar a comunidade microbiana e as interações planta-microrganismo. Estudos prévios, como os conduzidos por Lehmann et al. (2011), demonstraram que a adição de biocarvão pode modificar as comunidades microbianas, a atividade enzimática e a estrutura do solo. Similarmente, Yu et al. (2011) investigaram e confirmaram como a aplicação de biocarvão altera a diversidade e a composição da comunidade microbiana do solo.

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar os efeitos a curto prazo da aplicação de biocarvões na comunidade microbiana de três solos de texturas contrastantes, cultivados com sorgo em condições de casa de vegetação.

## **4.2 Material e métodos**

### **4.2.1 Condução experimental**

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Minas Gerais, Brasil. Utilizaram-se, como unidades experimentais, vasos contendo 3,0 dm<sup>3</sup> de solo, empregando três solos de texturas contrastantes para avaliar como diferentes tipos de biocarvão influenciam na oferta de nutrientes e na retenção de umidade, bem como o impacto no crescimento e desenvolvimento do sorgo.

Os solos utilizados no estudo foram: areia franca (81,0% de areia, 4,7% de silte e 14,3% de argila), proveniente da camada de 0-20 cm de área de mata em Lagoa Grande, MG; franco-argiloso (42,9% de areia, 22,2% de silte e 34,9% de argila), proveniente de um horizonte B em Itaperuna, RJ; e muito argiloso

(16,5% de areia, 5,0% de silte e 78,5% de argila), coletado no horizonte B, na região de Viçosa, MG. Após serem secos ao ar, foram peneirados (< 2 mm), homogêneos e caracterizados quimicamente e fisicamente antes da aplicação dos tratamentos (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização física e química dos solos texturalmente contrastantes: areia franca, muito argiloso e franco-argiloso.

Atributos		Areia franca	Muito argiloso	Franco-argiloso
<b>pH</b>	H <sub>2</sub> O	4,65	4,94	6,01
<b>K<sup>+</sup></b>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	43,00	59,00	117,00
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,57	0,13	0,88
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,49	0,04	2,47
<b>Al<sup>3+</sup></b>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,44	0,65	0,00
<b>H+Al</b>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	4,20	5,10	1,10
<b>CTC</b>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	5,37	5,42	5,25
<b>B</b>	mg dm <sup>-3</sup>	0,72	0,21	0,13
<b>Mn</b>	mg dm <sup>-3</sup>	2,40	12,40	35,80
<b>Fe</b>	mg dm <sup>-3</sup>	82,70	30,2	80,20
<b>Zn</b>	mg dm <sup>-3</sup>	0,88	1,92	5,75
<b>S</b>	mg dm <sup>-3</sup>	10,37	11,50	6,90
<b>P</b>	mg dm <sup>-3</sup>	2,40	0,00	0,80
<b>P-Rem</b>	mg L <sup>-1</sup>	38,60	9,40	35,90
<b>V</b>	%	21,80	5,90	79,00
<b>MO</b>	g kg <sup>-1</sup>	1,73	1,60	1,53
<b>Areia</b>	kg kg <sup>-1</sup>	0,81	0,17	0,43
<b>Silte</b>	kg kg <sup>-1</sup>	0,05	0,05	0,22
<b>Argila</b>	kg kg <sup>-1</sup>	0,14	0,79	0,35

Nota: pH em água relação 1:2,5; o P, K, Fe e Mn disponíveis: extrator Mehlich-1 (Donagema et al., 2011). Ca, Mg e Al trocáveis: extrator KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e determinados por espectrofotometria de absorção atômica (Donagema et al., 2011). Matéria orgânica (MO): determinada por oxidação úmida pelo método Walkley-Black. Fósforo remanescente (P-Rem): determinado após agitação por 5min, com solução de 0,01 mol L<sup>-1</sup> de CaCl<sub>2</sub>, com 60 mg L<sup>-1</sup> de P (Alvarez e Fonseca, 1990). S determinado pelo método do e o Boro foi determinado pelo método do CaCl<sub>2</sub> à quente. A textura foi determinada por dispersão química e física, peneiramento pelo método da pipeta (Gee e Bauder, 1986).

A análise granulométrica do solo (<2,0 mm) foi realizada pela dispersão mecânica com agitação por 16 horas a 50 rpm em conjunto com a dispersão química utilizando NaOH (1 mol L<sup>-1</sup>). As frações areia grossa (2-0,21 mm) e areia fina (0,21-0,053 mm) foram separadas por tamizagem e a fração argila (<0,002

mm) pelo método da pipeta, sendo o silte obtido por diferença (Teixeira et al., 2017).

O complexo sortivo foi avaliado quanto ao pH e Condutividade Elétrica (CE) em água por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo:líquido (água), na proporção 1:2,5; H+Al extraída com Ca (OAc)<sub>2</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> tamponado a pH 7,0 e quantificado via titulação com NaOH 0,0606 mol L<sup>-1</sup>; Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> foram extraídos com 1 mol L<sup>-1</sup> de KCl e determinados por espectroscopia de absorção atômica; Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> e P disponível foram extraídos com Mehlich-1 e quantificados por fotometria de chama (Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup>) e fotolorimetria (P disponível). S foi extraído com fosfato monocálcico em ácido acético e quantificado por fotolorimetria. B foi extraído pelo método CaCl<sub>2</sub> a quente e quantificado por fotolorimetria. O P remanescente (P-rem) foi determinado pela concentração de P da solução de equilíbrio quando se agita por 5 minutos a TFSA (< 2,00 mm) em uma solução (1:7,5, solo:solução) 0,010 mol L<sup>-1</sup> de CaCl<sub>2</sub> contendo 60 mg L<sup>-1</sup> de P. Calculou-se: a soma de bases (SB) pela soma das bases trocáveis (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup>); a capacidade de troca catiônica efetiva (CTC<sub>e</sub>) pela SB mais Al<sup>3+</sup>; a capacidade de troca catiônica total (CTC<sub>t</sub>) pela SB mais a acidez potencial (H+Al); a saturação por bases (V%):  $V = (100 \cdot SB) / CTC_t$ ; e a saturação por alumínio (m%):  $m = (100 \cdot Al^{3+}) / (CTC_e)$ .

Posteriormente, uma dose de 3% (m/m) de biocarvão foi adicionada e misturada homogeneamente ao solo em cada vaso. Os biocarvões, produzidos no Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos do Departamento de Solos da UFV, foram previamente selecionados com base no potencial de uso como condicionador de solo (Ver capítulo 1). Os tratamentos para este experimento foram: cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M), resíduos da peneira rotativa (RPR), além das copirólises cama de frango + fibra de coco (CF), cama de frango + moinha (CM) e cama de frango + resíduos da peneira rotativa (CR). Uma testemunha (sem biocarvão) foi utilizada para cada tipo de solo.

A espécie utilizada foi o sorgo (*Sorghum bicolor*), escolhida por ser uma cultura robusta, capaz de se desenvolver em uma ampla variedade de condições de solo e clima, incluindo solos de baixa fertilidade. O sorgo pode responder positivamente à aplicação de biocarvões, especialmente em solos de baixa fertilidade, pois estes favorecem o aumento da disponibilidade de nutrientes

essenciais como N, P e K, assim como melhoram a estrutura do solo (Glaser et al., 2002). O desenvolvimento do sistema radicular do sorgo também contribuiu para a eficiência na absorção de água e nutrientes (Zhang et al., 2019). A cultura permaneceu nos vasos, em casa de vegetação, por 60 dias.

O delineamento estatístico adotado foi o inteiramente casualizado (DIC), analisado em esquema fatorial (8x3), correspondendo a sete biocarvões e um controle, e três tipos de solos, com três repetições, totalizando 72 unidades experimentais.

#### **4.2.2 Análise da atividade hidrolítica do diacetato de fluoresceína (FDA)**

A atividade microbiológica dos solos incubados com os biocarvões foi determinada pelo método da hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA), adaptado por Green et al. (2006).

Para a análise, 1 g de terra fina seca ao ar (TFSA) de cada amostra foi transferido para erlenmeyers de 125 mL. A esses frascos, adicionaram-se 50 mL de solução tampão fosfato de sódio 60 mM (pH 7,6) e 0,50 mL de solução de substrato de lipase FDA 4,9 mM (preparada com 20 mg de substrato de lipase FDA em 10 mL de acetona). As amostras foram então tampadas e agitadas por alguns segundos.

Em seguida, as amostras foram incubadas em estufa a 37 °C por 3 horas. Após o período de incubação, 2 mL de acetona foram adicionados para paralisar a reação de hidrólise. Posteriormente, 30 mL da suspensão sobrenadante foram retirados e centrifugados a 8000 rpm por 5 minutos. A densidade óptica foi então observada em um espectrofotômetro no comprimento de onda de 490 nm, para a determinação da quantidade de fluoresceína hidrolisada.

Com os dados obtidos, elaborou-se uma curva padrão para calcular a quantidade de fluoresceína hidrolisada por grama de solo em 3 horas. Simultaneamente às amostras, foram realizados controles para cada solo analisado, a fim de medir a coloração não derivada da hidrólise do FDA. Nesses controles, seguiu-se o mesmo procedimento do ensaio enzimático, porém

adicionando 0,50 mL de acetona em vez da solução de substrato de lipase de diacetato de fluoresceína. Adicionalmente, foram incluídos brancos (amostras sem solo), uma vez que o desenvolvimento de cor pode ocorrer espontaneamente a 37 °C e, portanto, deve ser subtraído dos resultados obtidos.

#### **4.2.3 Análise de ácidos graxos fosfolipídicos (PLFA)**

A Análise de Ácidos Graxos Fosfolipídicos (PLFA) é uma técnica que permite a quantificação e identificação de grupos microbianos específicos com base na composição de suas membranas celulares, fornecendo um 'fingerprint' da comunidade microbiana ativa no solo. A caracterização das comunidades microbianas do solo foi realizada de acordo com Bligh e Dyer, 1959; Balser et al., 2002; e Fernandes e Chaer, 2010. Para a extração, 3 g de solo foram adicionados a um tubo de centrífuga com 0,5 mL de água destilada, 1,5 mL de tampão fosfato, 4 mL de clorofórmio, 8 mL de metanol e colocados em agitação por 16 h a 140 rpm. Em seguida, as amostras foram centrifugadas por 12 min (3x) a 2000 rpm e filtradas em filtro Whatman. NaCl foi adicionado para a fase de separação, seguido pela extração de clorofórmio e secagem a 38°C sob fluxo de N<sub>2</sub>.

Na etapa seguinte, clorofórmio e acetona foram adicionados e filtrados através de uma coluna de sílica, tendo sido adicionados metanol, descartando-se o que passou pelo filtro. O último filtrado foi recolhido e seco a 38°C sob fluxo de N<sub>2</sub>. As amostras foram suspensas com 1 mL de metanol: tolueno (proporção 1:1), 1 mL de hidróxido de potássio, e adicionado o padrão interno (Metil Nonadecanoato), sendo posteriormente levadas ao banho-maria por 15 min. Após esse procedimento, as amostras foram agitadas, separando as fases e extraídas, adicionados 2 mL de água deionizada, 0,3 mL de ácido acético, 0,5 mL de hexano e agitadas. Finalmente, o hexano foi extraído e seco a 38°C sob fluxo de N<sub>2</sub>, seguido pela adição de hexano e colocado em insertos para análise cromatográfica.

A identificação das moléculas e estruturas dos compostos químicos da matéria orgânica do solo foi realizada por meio de buscas às bibliotecas do

National Institute of Standards and Technology (NIST). As moléculas dos ácidos graxos foram abreviadas, agrupados em: (i) biomarcadores específicos {Actinomycetes (Actinobactérias: 10Me-17:0 e 10Me-18:0)}; grupos inespecíficos (14:0, 15:0, 16:0, 18:0, 18:2n6 e 18:3ω9,12,15); *Bacillus thurginiensis* (Bacillaceae: 17:1ω10); estresse bacteriano (18:1ω11); fungos micorrízicos arbusculares – FMA (18:1ω9); bactérias redutoras de sulfato (SRB: a16:0); bactérias metanogênicas (Arqueobactérias: a16:1ω8). (ii) Posteriormente em grupos funcionais: bactérias gram-positivas (10Me-17:0, 10Me-18:0, 17:1ω10, 18:1ω11, i14:0, i15:0, a16:0, i16:0, i17:0 e i18:0); gram-negativas (16:1ω9, 19:1ω9, a16:1ω8 e cy19:0); bactérias totais (10Me-17:0, 10Me-18:0, 15:1ω8, 17:1ω10, 18:1ω11, i14:0, i15:0, a16:0, i16:0, i17:0 e i18:0); fungos totais (18:2ω9,12 e 18:1ω9) e grupos inespecíficos (14:0, 15:0, 16:0, 18:0). Para a análise dos dados foram considerados apenas biomarcadores de cadeias carbônicas curtas, nas faixas de 14 C à 19 C, as mais usadas recentemente na identificação de grupos microbianos (Massaccesi et al., 2019; Proesmans et al., 2022; Wu; Yu, 2019).

Para a análise dos dados, foram considerados apenas biomarcadores de cadeias carbônicas curtas (C14 a C19), que são as mais utilizadas recentemente na identificação de grupos microbianos por serem mais representativos da biomassa microbiana ativa e menos sujeitos a contaminação ou degradação abiótica (Yu, 2019).

Os teores de carbono da biomassa bacteriana e fúngica foram calculados a partir dos biomarcadores de ácidos graxos fosfolipídicos do solo (PLFA), conforme Yu et al. (2024).

#### **4.2.4 Análise de dados**

A análise estatística foi realizada utilizando o software R, Versão 4.0.0 (R Core Team, 2022), com o ambiente de desenvolvimento RStudio, versão 2022.02.0 + 443 (RStudio, 2022).

Os dados foram inicialmente submetidos à Análise de Variância (ANOVA) e, quando apropriado, ao teste de Tukey a um nível de 5% de

probabilidade ( $p < 0,05$ ). Para os conjuntos de dados que não atendiam aos pressupostos da ANOVA (e.g., normalidade ou homogeneidade de variância), utilizou-se o Modelo Linear Generalizado (GLM). O GLM é um modelo robusto que permite analisar dados independentes com variância não homogênea (Lo e Andrews, 2015; Lopes et al., 2018).

As variáveis explicativas avaliadas foram a interação entre os tipos de biocarvões e os solos. Para as variáveis de resposta dos PLFAs (bactérias Gram-positivas (G+) e Gram-negativas (G-), Fungos, Actinobactérias, além dos carbonos da biomassa bacteriana e fúngica), considerou-se uma distribuição Gama, frequentemente utilizada para modelar dados contínuos e positivos que exibem assimetria e heterocedasticidade, características comuns em dados de biomassa microbiana, e a função de ligação logarítmica (log link function) foi adotada.

A adequação dos modelos ajustados foi avaliada por meio de diagnósticos residuais, cruciais para verificar se os pressupostos do modelo foram atendidos e se o modelo é adequado para os dados. A significância dos coeficientes estimados para cada fator foi verificada utilizando o pacote DHARMA (Hartig, 2021).

Após a construção do modelo completo, a seleção do modelo mais parcimonioso foi baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC), uma métrica que busca um equilíbrio entre a qualidade do ajuste do modelo aos dados e a complexidade do modelo, penalizando modelos com muitos parâmetros, utilizando a função dredge do pacote MuMin (Barton, 2020). Quando múltiplos modelos apresentavam um valor delta AIC inferior a 2, o modelo com o menor valor de AIC foi selecionado. As suposições do modelo foram verificadas inspecionando visualmente os resíduos do gráfico QQ e testando a qualidade do ajuste (teste de Kolmogorov-Smirnov), além da análise de dispersão e identificação de outliers, todos acessados por meio do pacote DHARMA (Hartig, 2021).

### 4.3 Resultados e discussão

#### 4.3.1 Atividade hidrolítica do diacetato de fluoresceína (FDA)

De modo geral, as maiores atividades microbiológicas foram observadas no solo de textura areia franca em comparação ao solo muito argiloso, com exceção do tratamento M, onde a diferença não foi estatisticamente significativa ( $p>0,05$ ). O solo franco-argiloso, por sua vez, apresentou atividade microbiológica similar à do solo areia franca para os tratamentos com biocarvões C, CF, CM e M ( $p<0,05$ ), indicando que, para esses biocarvões, a textura intermediária do solo não limitou a resposta microbiana de forma distinta da areia franca (Tabela 1).

Tabela 1. Atividade microbiológica no solo pelo método da hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) após aplicação de biocarvões oriundos da pirólise (500 °C) dos resíduos de cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises em diferentes proporções: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR) em solos de texturalmente distintos.

Biocarvões	Areia franca	Franco-argilosa	Muito argilosa
	mg Fluoresceína g <sup>-1</sup> solo d <sup>-1</sup>		
C	39,50 Aab	43,68 Aa	14,27 Bab
CF	42,41 Aab	30,62 Aabc	13,85 Bb
CM	17,35 Abc	26,31 Aabc	13,56 Bb
CR	57,15 Aa	19,12 Bbc	12,63 Bb
F	33,78 Ab	19,14 Bbc	15,59 Bab
M	37,77 Aab	34,37 Aab	28,00 Aa
RPR	52,71 Aab	25,84 Babc	13,83 Cb
T	43,63 Aab	15,82 Bc	17,49 Bab

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem de acordo com o teste t de Student a 5% de probabilidade. Letras minúsculas comparam biocarvões em um mesmo solo e letras maiúsculas comparam o biocarvão em diferentes solos.

Os biocarvões aplicados influenciaram a atividade microbiana de forma heterogênea, com efeitos que variaram significativamente conforme o tipo de solo, evidenciando uma interação complexa entre o biocarvão e as características edáficas. No solo de textura areia franca, o tratamento CR, com 57,15 mg fluoresceína g<sup>-1</sup>, apresentou uma atividade 3,3 vezes maior que o

tratamento F. Essa superioridade do CR pode estar relacionada à sua composição, que combina o alto poder neutralizante e o teor de nutrientes da cama de frango com a contribuição mineral do RPR, criando um ambiente mais favorável para a proliferação microbiana em um solo de baixa capacidade de tamponamento. Em contraste, F, embora rica em carbono fixo e com alta área superficial específica (conforme Capítulo 2), pode ter uma liberação de nutrientes mais lenta ou uma estrutura menos imediatamente acessível para a comunidade microbiana em solos arenosos.

Esse padrão de resposta diferenciada não foi replicado nos outros solos. No solo franco-argiloso, o maior efeito foi observado com o biocarvão C, que promoveu uma atividade 2,7 vezes superior à da testemunha. A alta concentração de nutrientes e o elevado poder neutralizante do biocarvão C (Capítulo 2) parecem ter sido os principais impulsionadores da atividade microbiana neste solo de textura intermediária, que já possui uma capacidade de retenção de nutrientes superior à areia franca. Já no solo muito argiloso, o biocarvão M resultou na maior atividade (28 mg fluoresceína g<sup>-1</sup> de solo), superando os biocarvões oriundos das copirólises (CF, CM e CR) e o RPR, que apresentaram valores inferiores a 14 mg fluoresceína g<sup>-1</sup> de solo. A moinha, com seu teor de carbono fixo e área superficial específica consideráveis (Capítulo 2), pode ter oferecido uma combinação ideal de substrato e micro-habitats que se mostrou mais eficaz em um solo argiloso, onde a alta densidade e menor aeração podem ser fatores limitantes para outros tipos de biocarvão ou copirólises com características distintas.

A análise da atividade microbiológica é um indicador sensível da saúde do solo e da influência de aditivos, como os biocarvões, nas comunidades microbianas (Green et al., 2006). Para fins comparativos, Silva et al. (2004), em um estudo adaptado para as unidades obtidas neste trabalho, investigaram a atividade microbiológica de solos submetidos a diferentes tratamentos de reflorestamento, incluindo áreas com espécies nativas da Mata Atlântica, utilizando o método de hidrólise de FDA. Os resultados daquele estudo mostraram que os solos reflorestados com espécies nativas apresentaram maior atividade microbiológica, com valores de 44,53 mg fluoresceína g<sup>-1</sup> de solo. Nesse sentido, é notável que, com exceção dos tratamentos F e CM, os

biocarvões promoveram uma atividade microbiológica nos solos arenosos semelhante ou até superior à de uma área de reflorestamento com espécies nativas da Mata Atlântica. Isso sugere que a aplicação desses biocarvões tem o potencial de restaurar ou aprimorar a funcionalidade biológica de solos degradados ou com baixa atividade, aproximando-os de ecossistemas mais estáveis e produtivos.

Estudos anteriores corroboram que a aplicação de biocarvão pode estimular a atividade microbiológica ao modificar as propriedades do solo, como pH, aeração e disponibilidade de nutrientes. Por exemplo, Anderson et al. (2011) e Thies et al. (2015) destacaram que biocarvões derivados de materiais ricos em nutrientes, como resíduos de animais e ossos (caso da cama de frango e suas copirólises), podem melhorar o metabolismo microbiano. No entanto, o impacto pode variar dependendo das características químicas do biocarvão e das condições do solo, como sua textura e fertilidade inicial, o que foi claramente demonstrado pelos resultados deste estudo.

Khadem et al. (2021), ao investigar biocarvões aplicados em diferentes doses em solos de textura franco-arenosa e argilosa, observaram que o aumento da temperatura de pirólise diminuiu a atividade de FDA, e que as mudanças dependiam amplamente da dose aplicada e da textura do solo. Esses achados reforçam a complexidade das interações e a necessidade de estudos específicos para cada combinação de biocarvão e tipo de solo.

Em suma, diversos estudos relataram mudanças induzidas pela aplicação do biocarvão nas propriedades biológicas do solo, incluindo biomassa microbiana, composição e diversidade da comunidade, grupos funcionais específicos e processos biogeoquímicos (Awad et al., 2018; Li et al., 2018; Xu et al., 2018b). Os resultados aqui apresentados contribuem para essa compreensão, destacando a importância da seleção do biocarvão adequado para cada tipo de solo, visando otimizar a atividade microbiana e, conseqüentemente, a saúde e produtividade do ecossistema edáfico.

#### **4.3.2 Composição e diversidade microbiana**

A Tabela 2 apresenta a identificação da composição e da diversidade microbiana em amostras de solos de texturas contrastantes, condicionadas com biocarvões, estimadas por meio do perfil dos ácidos graxos fosfolipídicos (PLFA). A Tabela 3 detalha o carbono da biomassa bacteriana e fúngica, enquanto a Tabela 4 mostra a relação entre bactérias Gram-positivas (G+) e Gram-negativas (G-) dos grupos microbianos nos solos condicionados com biocarvões.

Tabela 2. Principais grupos microbianos identificados através do perfil dos ácidos graxos fosfolipídicos (PLFA) dos solos condicionados com biocarvões de cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR) em solos de texturalmente distintos.

Biocarvões	Actinobactérias	Fungos	Bactérias
	nmol PLFA g <sup>-1</sup> solo		
Areia franca			
C	0,29 Bbc	0,25 Ba	2,99 Aa
CF	0,25 Acd	0,37 Aa	3,33 Aa
CM	0,13 Ad	0,67 Aa	6,82 Aa
CR	0,12 Acd	0,35 Aa	6,63 Aa
F	0,36 Bab	0,30 Aa	3,85 Aa
M	0,20 Acd	0,45 Aa	4,02 Aa
RPR	0,16 Cbcd	0,32 Ba	3,04 Aa
T	1,34 Aa	0,08 Bb	2,42 Aa
Franco-argilosa			
C	0,52 Aba	1,28 Aa	4,27 Aa
CF	0,24 Abab	0,52 Ab	3,85 Aa
CM	0,06 Ab	0,42 Bb	3,87 Aa
CR	0,19 Aab	0,55 Ab	6,25 Aa
F	0,32 Bab	0,38 Ab	4,13 Aa
M	0,14 Bab	0,32 Ab	2,97 Aa
RPR	0,28 ABab	0,64 Ab	5,34 Aa
T	0,15 Bab	0,39 Ab	4,48 Aa
Muito argilosa			
C	0,64 Aa	0,27 Bb	3,85 Aa
CF	0,12 Bc	0,48 Aab	4,39 Aa
CM	0,09 Ac	0,43 Bab	5,42 Aa
CR	0,18 Aab	0,48 Aab	7,53 Aa
F	0,43 Ab	0,52 Aab	5,77 Aa
M	0,09 Cc	0,47 Aab	4,27 Aa
RPR	0,24 Bab	0,62 Aa	4,93 Aa
T	0,04 Cd	0,09 Bc	3,68 Aa

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem de acordo com o teste t de Student a 5% de probabilidade. Letras minúsculas comparam biocarvões em um mesmo solo e letras maiúsculas comparam o biocarvão em diferentes solos.

Tabela 3. Carbono da biomassa bacteriana e fúngica dos grupos microbianos dos solos condicionados com biocarvões cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR) em solos de texturalmente distintos

Biocarvões	C biomassa fúngica	C biomassa bacteriana
	nmol PLFA g <sup>-1</sup> solo	
Areia franca		
C	21,33 Bab	8,22 Ab
CF	199,40 Aa	109,86 Aa
CM	169,08 Aa	18,77 Ab
CR	29,25 Cab	12,62 Ab
F	25,64 Bab	10,60 Ab
M	38,55 Aab	11,06 Ab
RPR	27,04 Bab	8,36 Ab
T	6,40 Bb	6,67 Bb
Franco-argilosa		
C	48,75 Ab	11,76 Aa
CF	44,48 Bb	10,59 Ba
CM	116,24 Aa	10,65 Aa
CR	46,53 Bb	17,18 Aa
F	32,39 ABb	11,36 Aa
M	27,40 Bb	8,17 Aa
RPR	54,63 Ab	14,70 Aa
T	33,05 Ab	12,33 Aa
Muito argilosa		
C	23,02 Bb	10,58 Aa
CF	40,57 Bab	12,07 Ba
CM	36,21 Bab	14,92 Aa
CR	94,93 Aa	20,72 Aa
F	44,24 Aab	15,86 Aa
M	39,87 Aab	11,74 Aa
RPR	52,15 Aab	13,56 Aa
T	7,30 Bc	10,13 Aa

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem de acordo com o teste t de Student a 5% de probabilidade. Letras minúsculas comparam biocarvões em um mesmo solo e letras maiúsculas comparam o biocarvão em diferentes solos

Tabela 4. Relação das bactérias Gram + e Gram - dos grupos microbianos dos solos condicionados com biocarvões cama de frango (C), fibra de coco (F), moinha (M) e resíduo da peneira rotativa (RPR) e copirólises: cama de frango com fibra de coco (CF), cama de frango com moinha (CM) e cama de frango com RPR (CR) em solos de texturalmente distintos

Biocarvões	G +	G -	Relação G+/G-
	nmol PLFA g <sup>-1</sup> solo		
Areia franca			
C	2,63 Aa	0,36 Aa	7,51 Aa
CF	2,87 Aa	0,51 Aa	5,62 Ba
CM	5,78 Aa	1,05 Aa	5,40 Aa
CR	4,18 Aa	2,45 Aa	6,27 Ba
F	3,48 Aa	0,37 Aa	5,29 Ba
M	3,64 Aa	0,38 Aa	6,55 Ba
RPR	2,65 Aa	0,39 Aa	6,80 Ba
T	1,64 Aa	0,78 Aa	2,51 Ca
Franca-argilosa			
C	3,75 Aa	0,53 Aa	7,56 Ac
CF	3,40 Aa	0,45 Aa	13,65 Ab
CM	3,18 Aa	0,70 Aa	3,06 Ac
CR	5,27 Aa	0,98 Aa	20,54 Ab
F	3,60 Aa	0,53 Aa	3,84 Bc
M	2,68 Aa	0,29 Aa	39,40 Aa
RPR	5,03 Aa	0,31 Aa	30,43 Aa
T	4,31 Aa	0,17 Aa	27,29 Ba
Muito argilosa			
C	3,42 Aa	0,43 Aa	3,64 Ac
CF	3,97 Aa	0,42 Aa	10,09 Ab
CM	4,49 Aa	0,94 Aa	5,88 Ac
CR	6,76 Aa	0,77 Aa	12,01 Ab
F	5,24 Aa	0,52 Aa	15,18 Ab
M	4,04 Aa	0,23 Aa	28,73 Ab
RPR	4,43 Aa	0,50 Aa	3,74 Bc
T	3,64 Aa	0,05 Ab	77,79 Aa

Nota: Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na coluna, que comparam biocarvões, ou mesmas letras maiúsculas, na linha, que comparam solos, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo modelo linear generalizado (GLM).

A aplicação de biocarvões resultou na redução da abundância de Actinobactérias, com exceção do tratamento F no solo arenoso. Essa redução foi particularmente notável com o uso de CR e CM em comparação com T ( $p < 0,05$ ). A baixa abundância de Actinobactérias em CM foi consistentemente observada no solo franco-argiloso e de forma ainda mais acentuada no solo muito argiloso, onde os valores foram semelhantes aos do tratamento M e superiores aos da testemunha (Tabela 2). Em contraste, enquanto os PLFAs fúngicos aumentaram com a adição dos biocarvões no solo arenoso (Tabela 2), o solo franco-argiloso apresentou

aumento apenas com o biocarvão C. No solo muito argiloso, o RPR promoveu maiores valores de PLFAs de fungos que o C, e, de modo geral, todos os biocarvões aumentaram a biomassa fúngica em relação à testemunha.

A estimativa do carbono da biomassa microbiana (bacteriana e fúngica) foi realizada por meio da análise PLFA. O biocarvão CF contribuiu significativamente para o aumento do carbono da biomassa fúngica no solo de textura areia franca, com incrementos de aproximadamente 31 vezes em comparação com a testemunha. Ao comparar com os biocarvões C e F isolados, observa-se um efeito sinérgico da copirólise CF na composição do carbono da biomassa fúngica, sugerindo que a combinação otimizou as condições para o crescimento fúngico. Os incrementos na biomassa fúngica foram menores com o aumento do teor de argila, exceto quando a combinação CR começou a promover aumentos mais expressivos, atingindo 13 vezes mais carbono na biomassa fúngica no solo de textura muito argilosa, em comparação à testemunha (Tabela 3).

A análise da relação entre bactérias Gram-positivas (G+) e Gram-negativas (G-), baseada no PLFA, oferece uma visão abrangente das comunidades bacterianas e das alterações induzidas pela adição de biocarvões em solos de texturas contrastantes (Tabela 4). Essa relação (G+/G-) reflete diferenças na ecologia microbiana, como a dominância relativa de grupos bacterianos adaptados a condições específicas de nutrientes e estresse ambiental. De modo geral, a copirólise CF reduziu as Actinobactérias e a relação G+/G- no solo de textura muito argilosa, quando comparada com os biocarvões isolados de fibra de coco e cama de frango e com a testemunha. As combinações CM e CR tenderam a nivelar a biomassa de Actinobactérias nos solos, ou até mesmo a reduzir a relação G+/G-, especialmente nos solos mais argilosos, em comparação com a ausência de cama de frango e a testemunha (Tabela 4). Particularmente no solo de textura areia franca, a copirólise CR reduziu a relação G+/G- e as Actinobactérias, ao mesmo tempo em que aumentou a atividade de FDA do solo, equiparando-se ao solo de textura muito argilosa em relação ao biocarvão isolado RPR. O biocarvão RPR isolado, por sua vez, proporcionou menor atividade de FDA e maior relação G+/G- e Actinobactérias nos solos franco-argilosos em comparação aos demais solos (areia franca e muito argiloso) (Tabela 4).

Conforme destacam Fanin et al. (2019), bactérias G- utilizam preferencialmente fontes de carbono derivadas de plantas, que são geralmente

lábeis, enquanto bactérias G<sup>+</sup> tendem a consumir fontes de carbono mais recalcitrantes, derivadas da matéria orgânica do solo (MOS). A dependência desses grupos de diferentes fontes de carbono nos solos permite inferir que mudanças em sua proporção relativa podem ser utilizadas para avaliar a limitação de energia nos solos. Em consonância com essa ideia, diversos estudos demonstraram que a razão G<sup>+</sup>/G<sup>-</sup> aumenta com a diminuição da disponibilidade de carbono no perfil do solo ou após a exaustão de substratos lábeis (Fierer et al., 2003; Breulmann et al., 2014; Fanin et al., 2014). De fato, o biocarvão CR proporcionou um incremento de quase 2% no C-TOTAL do solo de textura areia franca, o que se correlacionou com a redução da relação G<sup>+</sup>/G<sup>-</sup>. No entanto, para os demais solos e biocarvões, não foi observada uma relação direta entre esses atributos. Por exemplo, nos solos muito argilosos, o biocarvão CF proporcionou uma diminuição do carbono total acompanhada pela relação G<sup>+</sup>/G<sup>-</sup>, sugerindo que outros fatores, além da disponibilidade de carbono lábil, podem estar influenciando a composição da comunidade microbiana.

A análise de componentes principais (PCA) (Figura 1) revelou que os componentes 1 e 2 explicaram 50,5% e 21,0% da variância total, respectivamente. A localização dos pontos na PCA representa amostras específicas de biocarvões em diferentes solos, enquanto a direção e o comprimento dos vetores dos biomarcadores (como ácidos graxos específicos) indicam sua influência na separação das amostras. Isso sugere que certos biomarcadores estão mais fortemente associados a determinados solos e tipos de biocarvão. A clara separação das amostras por tipo de solo na PCA reforça a ideia de que a textura do solo exerce uma influência preponderante na atividade microbiana e na decomposição do biocarvão. Solos mais argilosos (marcados em amarelo e vermelho) tendem a reter mais matéria orgânica e nutrientes, promovendo comunidades microbianas distintas daquelas encontradas em solos arenosos, que são naturalmente mais pobres em nutrientes e matéria orgânica (Lehmann et al., 2011).

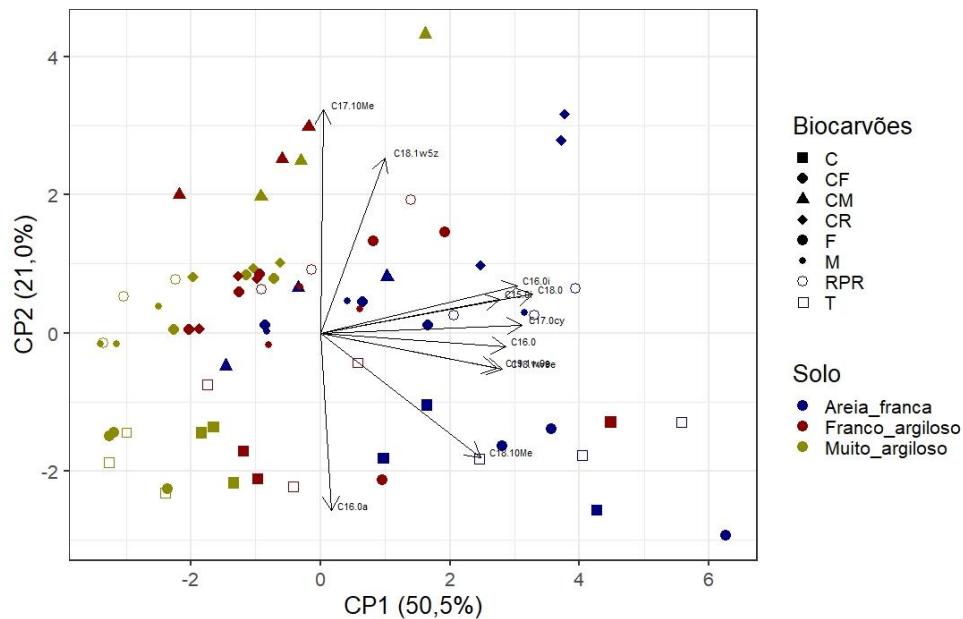


Figura 1. Dispersão gráfica da abundância de biomarcadores de PLFAs em vasos com plantas de sorgo em solos com texturas contrastantes (areia franca, franco argiloso e muito argiloso) e biocarvões: cama de frango (C), fibra de coco (F), Resíduo da Peneira Rotativa (RPR) e Moinha (M); cama de frango mais fibra de coco (CF); cama de frango mais RPR (CR); cama de frango mais moinha (CM).

A maioria dos biomarcadores apresentou correlação positiva com o componente 1, indicando uma influência mais forte no solo de areia franca, com menor impacto nas amostras com os biocarvões CM. Os autovetores C18.1w5z (G-) e C17.10Me (Actinobactéria) mostraram correlação positiva com o componente 2, sendo influenciados pela aplicação do biocarvão CM nos solos argiloso e muito argiloso. Em contraste, o biomarcador C16a (G+) exibiu um comportamento oposto. Essa sensibilidade dos ácidos graxos a microrganismos específicos, como bactérias G- ou G+, que reagem de maneira distinta aos tipos de solo e biocarvão (Frostegard et al., 2011; Zelles, 1999), indica que a presença de certos ácidos graxos e microrganismos é altamente dependente tanto do tipo de solo quanto do biocarvão aplicado, o que pode impactar diretamente a dinâmica de carbono e nutrientes.

O biocarvão F, rico em lignina, contribui para uma decomposição mais lenta e fornece uma fonte estável de carbono ao solo. Em solos franco-argilosos e muito argilosos, a combinação CF tende a criar um ambiente que favorece microrganismos especializados na decomposição de materiais complexos. Isso é corroborado pela presença de biomarcadores associados a bactérias e fungos capazes de utilizar

compostos recalcitrantes, como ácidos graxos de cadeia longa. Assim, o CF pode melhorar a retenção de carbono em solos mais argilosos, enquanto em solos arenosos, sua eficácia pode ser menor devido à menor capacidade de retenção de matéria orgânica e à possível hidrofobicidade inicial do biocarvão, que pode limitar a interação com a comunidade microbiana.

#### **4.4 Conclusões**

A aplicação de biocarvão demonstrou influenciar significativamente a comunidade de microrganismos do solo. Nossos resultados indicam que, embora a resposta microbiana seja fortemente dependente do tipo de solo, fungos e Actinobactérias mostraram-se mais sensíveis à adição de biocarvão do que as bactérias totais. No entanto, a proporção de bactérias Gram-positivas (G+) para Gram-negativas (G-) foi notavelmente alterada, sugerindo uma reestruturação da comunidade bacteriana.

A copirólise, em particular, revelou-se uma estratégia promissora ao proporcionar maior estabilidade à comunidade microbiana em solos mais arenosos, atenuando as variações observadas em comparação com outros tipos de solo. Isso sugere que a combinação de diferentes resíduos na produção de biocarvão pode otimizar seus efeitos benéficos na resiliência microbiana do solo.

Para uma compreensão mais abrangente e a validação dos achados, estudos futuros são essenciais. Tais pesquisas devem focar na avaliação do desempenho dos biocarvões, tanto isolados quanto copirolisados, em condições de campo e com diversas culturas. Isso permitirá obter conclusões mais gerais e robustas a respeito do impacto da aplicação desses materiais na atividade microbiana do solo e suas implicações para a saúde e produtividade dos ecossistemas agrícolas.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os biocarvões, de um modo geral, aumentaram a retenção de umidade, a oferta de nutrientes e a atividade da microbiota do solo. Por sua vez, solos mais arenosos respondem melhor ao efeito dos biocarvões pois não tem o poder tampão da fração argila.

A aplicação de biocarvão permitiu maior crescimento e desenvolvimento da planta de sorgo. A copirólise se mostra uma estratégia promissora para potencializar o valor agrônômico de biocarvões, ao favorecer tanto o enriquecimento de matérias-primas pobres em nutrientes quanto a valorização de materiais naturalmente mais ricos, por meio da combinação sinérgica de diferentes resíduos.

Estudos futuros avaliando o desempenho dos biocarvões isolados e copirolisados em condição de campo e com outras culturas é necessário para conclusões mais gerais a respeito do impacto da aplicação desses materiais na atividade microbiana do solo e no crescimento e desenvolvimento de culturas.

## 6 REFERÊNCIAS

ABDEL-FATTAH, T. M.; MAHMOUD, M. E.; AHMED, S. B.; HUFF, M. D.; LEE, J. W.; KUMAR, S. Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration. **J. Ind. Eng. Chem.**, v. 22, p. 103–109, 2014.

ABUJABHAH, I. S.; DOYLE, R. B.; BOUND, S.; BOWMAN, J. P. The effect of biochar loading rates on soil fertility, soil biomass, potential nitrification, and soil community metabolic profiles in three different soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 9, p. 2211-2222, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1411-8>. Acesso em: 12 jun 2023.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6508: Grãos de solos que passam na peneira 4,8 mm: **Determinação da massa específica: Método de ensaio**. Rio de Janeiro, 1984, 7p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR7181: **Solo: Análise Granulométrica**. Rio de Janeiro, 1984, 13 p.

ADELI, A.; SISTANI, K.R.; ROWE, D.E.; TEWOLDE, H. Effects of broiler litter applied to no-till and tillage cotton on selected soil properties. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 71:974-983, 2007.

AL-WABEL, M. I.; AL-OMRAN, A.; EL-NAGGAR, A. H.; NADEEM, M.; USMAN, A. R. A. Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from cococarpus wastes, **Bioresour. Technol.** 131 (2013) 374–379. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165>. Acesso em: 21 jan 2024

AMONETTE, F. E., JOSEPH, S. (2009). Characteristic of biochar: Microchemical properties. In Lehmann, J., & Joseph, **Biochar for Environmental Management: Science and Technology** (33-43). Earthscan.

ANDRADE, C. A. DE, BIBAR, M. P. S., COSCIONE, A. R., PIRES, A. M. M., SOARES, Á. G. (2015). Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 50(5), 407-415. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000500008>

AGEGNEHU, G; BASS A. M.; NELSON, P. N., BIRD, M. I. Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. **Sci Total Environ.** 2016 Feb 1;543(Pt A):295-306. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.054. Epub 2015 Nov 18. PMID: 26590867. Acesso em: 15 jul 2024.

ALVAREZ V., V.H. & FONSECA, D.M. Determinação de doses de fósforo para a determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de vegetação. **R. Bras. Ci. Solo**, 14:49-55, 1990.

ANDRADE, C. A. et al. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 5, p. 407-416, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000500008>. Acesso em: 18 nov 2024

ANTAL, M. J.; GRONLI, M. The art, science and technology of charcoal production. **Ind. Eng. Chem. Res.**, v. 42, p. 1619–1640, 2003b.

ARAUJO, A. R. C. Avaliação das perdas de madeira no Processo de produção de cavacos Para obtenção da polpa celulósica. Artigo técnico: **Revista O Papel**, vol. 80, num. 12, pp. 74 - 81 – Dez. 2019.

ASTM D1762. (1984). Standard Test Method for Chemical Analysis of Wood Charcoal. West Conshohocken: ASTM International. BEN, Balanço Energético Nacional. (2021). Relatório síntese 2021: Ano base 2020. **Empresa de Pesquisa Energética**.

ASTM Standard D3172 -13, 2013. **Standard Practice for Proximate Analysis of Coal and Coke**. ASTM International, West Conshohocken. Disponível em: <https://doi.org/10.1520/D3172>

AWAD, Y. M; OK, Y. S, ABRIGATA, J; BEIYUAN, J; BECKERS, F; TSANG, D. C; RIN-KLEBE, J (2018) Pine sawdust biomass and biochars at diferente pyrolysis temperatures change soil redox processes. **Sci Total Environ** 625:147–154

ATKINSON, C. J. et al. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 337, p. 1-18, 2010.

BAJPAI, Pratima. **Biotechnology for Pulp and Paper Processing**. 2. ed. Índia: Springer Singapura, 2018. 588 p. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-981-10-7853-8>. Acesso em: 20 mar. 2025.

BALDOCK, J. A., SMERNIK, R. J., 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered Pinus resinosa (red pine) wood. **Organic Geochemistry** 33: 1093-1109.

BALDOCK, J. A., et al. (2014). Biochar and carbon sequestration: A critical review. **Agricultural and Environmental Letters**.

BALSER, TERI C.; KIRCHNER, JAMES W.; FIRESTONE, MARY K. Methodological variability in microbial community level physiological profiles. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, n. 2, p. 519-523, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.5190>. Acesso em: 08 dez 2024

BANIK C, LAWRINENKO M, BAKSHI S, LAIRD DA (2018) Impact of pyrolysis temperature and feedstock on surface charge and functional group chemistry of biochars. **J Environ Qual** 47:452–461

BARBOSA, L.C.A. **Espectroscopia no infravermelho na caracterização de compostos orgânicos**, Editora UFV, Viçosa, (2011).

BARTON, K. 2020. **Package 'MuMIn': Multi-Model Inference**. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

BEESELEY L, MARMIROLI M, PAGANO L, PIGONI V, FELLET G, FRESNO T, VAMERALI T, BANDIERA M, MARMIROLI N. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.). **Sci Total Environ**. 2013;454–455:598–603.

BELLOTE, A. F. J., SILVA, H. D., FERREIRA, C. A., ANDRADE, G. C. Resíduos da indústria de celulose em plantios florestais. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 37, p. 99-106, Jul./Dez. 1998.

BERNARDO, M., MENDES, S., LAPA, N., GONÇALVES, M., MENDES, B., PINTO, F., LOPES, H., 2014. Leaching behaviour and ecotoxicity evaluation of chars from the pyrolysis of forestry biomass and polymeric materials. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 107, 9–15. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.05.007>

BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R., ANDRADE, C. A.; Disponibilidade de Cu, Zn, Cr e Cd em resíduos orgânicos e biocarvões pirolisados a 400 °C e 700 °C. XXXIV **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Florianópolis, 2013.

BIEDERMAN, L. A., HARPOLE, W. S. (2013). Biochar and its impact on soil properties. **Global Change Biology**.

BLANCO-CANQUI, H. Biochar and soil physical properties. **Soil Science Society American Journal**, v. 81, n. 4, p. 687-711, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>. Acesso em: 15 fev 2024

BLIGH EG, DYER WJ. A rapid method of total lipid extraction and purification. **Can J Biochem Physiol**. 1959 Aug;37(8):911-7. doi: 10.1139/o59-099. PMID: 13671378.

BOATENG, S.A.; ZICKERMANN, J. & KORNAHRENS, M. Poultry manure effect on growth and yield of maize. **West Africa J. Appl. Ecol.**, 9:1-11, 2006.

BOTERO, W. G. et al. Peat humic substances enriched with nutrients for agricultural applications: competition between nutrients and non-essential metals present in tropical soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1-3, p. 307-311, 2010.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Seção 1, p. 81-84. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-ac.pdf>. Acesso em: 23 set. 2023.

BREULMANN, Marc et al. Effects of pyrolysis and HTC chars produced from sewage sludge in the plant–soil system: First results from a two years field experiment.

**Applied Energy**, v. 114, p. 603-612, 2014. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.052>. Acesso em: 14 jan 2025.

BREWER, C. E. et al. Criteria to select biochars for field studies based on biochar chemical properties. **Bioenergy Research**, New York, v. 4, p. 312-323, 2011.

BREWER, C.E. CHUANG, V.J. MASIELLO, C.A. GONNERMANN, H. X. GAO, B. DUGAN, L.E. DRIVER, P. PANZACCHI, K. ZYGOURAKIS, C.A. DAVIES, New approaches to measuring biochar density and porosity, **Biomass Bioenergy** 66 (2014) 176–185, Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.059>.

BRODOWSKI, S.; JOHN, B.; FLESSA, H.; AMELUNG, Wulf. Aggregate-occluded

black carbon in soil. **European Journal of Soil Science**, v. 57, n. 4, p. 539-546,

2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00807.x>. Acesso em: 14 out 2024

BRUUN, E. W.; HAUGGAARD-NIELSEN, H.; IBRAHIM, N.; EGSGAARD, H.;

AMBUS, P.; JENSEN, P. A., et al. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. **Biomass and Bioenergy**. Elsevier Ltd; 2011;35: 1182–1189.

BUSS, W., GRAHAM, M. C., SHEPHERD, J. G., HEAL, K. V. (2012). **Role of biochar in improving soil structure and retaining water in arid regions**.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.777-783, 1992.

CAMIOTO, F. C. (2013). Consumo energético nos setores industriais brasileiros – Uma avaliação de desempenho e estratégias para a redução da emissão de CO<sub>2</sub>. (Tese de Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos.

CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Ambiência**, v. 6, n. 3, p. 547-565, 2011.

CANTRELL, K. B.; HUNT, P. G.; UCHIMIYA, M.; NOVAK, J. M.; RO, K. S. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. **Bioresource technology**, v. 107, p. 419–428, 2012.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Condutividade elétrica e crescimento do milho em solos contrastantes sob aplicação de diversos níveis de calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** [online], v. 51, n. 10, pp. 1762-1772, 2016. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/pab/a/vhKrBTyvQSmW8HJbTR3xhXB/?lang=pt#>. Acesso em: 14/12/2022.

CARRIER, M. et al. Comparison of slow and vacuum pyrolysis of sugar cane

bagasse. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, Amsterdam, v. 90, n. 1, p. 18-26, 2011.

CARRIJO, O. A.; LIZ, R. S.; MAKISHIMA, N. Fibra de casca de coco verde como substrato agrícola. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.20, n. 4, p.533-535, 2002. CARVALHO, M. E. A. (2021). Fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 45, e0200073.

CARVALHO, M. T. M. **The impact of wood biochar as a soil amendment in aerobic rice systems of Brazilian Savannah**. Thesis, University of Tasmania, Australia, 2015.

CHAN, K. Y.; VAN ZWIETEN, L.; MESZAROS, I. DOWNIE, A.; JOSEPH, S. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**. v. 45, p. 629-634, 2007

CHANG, Y.; ROSSI, L.; ZOTARELLI, L.; GAO, B.; SHAHID, M. A.; SARKHOSH, A. Biochar improves soil physical characteristics and strengthens root architecture in Muscadine grape (*Vitis rotundifolia* L.) Yuru. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 8, n. 7, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s40538-020-00204-5>.

CHAVES, L. H G. FERNANDES, J. D.; MENDES, J. S.; GUERRA, H. O. C. Caracterização de biocarvão de cama de aviário para uso agrícola. **Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia CONTECC**, Palmas/TO, 2019.

CHEN, P. Y. Table of key lines in x ray powder diffraction patterns of minerals inclays and associated rocks, **Dep. Nat. Resour. Geol. Surv. Occas. Pap.** 21 (1977) 77internal-pdf://op21-1614768640/OP21.pdf.

CHENG, K., et al. (2019). The interactions between biochar and soil. **Biology and Fertility of Soils**.

COELHO, A. M. Agricultura de precisão: manejo da variabilidade espacial e temporal dos solos e das culturas. In: CURI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M. de; LOPES, A.S.; ALVARES V., V.H. (Ed.). Tópicos em ciência do solo Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2003. v.3, p.259-290.

CONZ, R. F. (2015). Caracterização de matérias-primas e biochars para aplicação na agricultura. (Dissertação de Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

CONZ, R. F.; ABBRUZZINI, T. F.; ANDRADE, C. A. de; MILORI, D. M. B. P.; CERRI, C. E. P. Effect of pyrolysis temperature and feedstock type on agricultural properties and stability of biochars. **Agricultural Sciences**, 8, 914-933, 2015.

CORDEIRO, N. K.; CARDOSO, K. P. S; MATA, T. C.; BARBOSA, J. A.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C. Gestão de resíduos agrícolas como forma de redução dos impactos ambientais. **Revista de Ciências Ambientais**, v.14, n.2, p.23-34, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18316/rca.v14i2.5593>. DOI: 10.18316/rca.v14i2.5593. Acesso em: em: 09 jun. 2023.

CORRADINI, E. et al. Composição química, propriedades mecânicas e térmicas da fibra de frutos de cultivares de coco verde. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 31, n. 3, p. 837-846, 2009.

CONSUL, P.; FAMOYE, F. **Generalized poisson regression model. Communications in Statistics-Theory and Methods**, 21(1):89–109, 1992.

COSTA, A. M.; BORGES, E. N.; SILVA, A. A.; NOLLA, A.; GUIMARÃES, E. C. Potencial de recuperação física de um Latossolo Vermelho, sob pastagem degradada, influenciado pela aplicação de cama de frango. **R. Ci. Agrotec.** 33:1991-1998, 2009.

CUI, S. et al. (2016). Biochar properties and environmental benefits. **Environmental Science and Pollution Research**.

DA RÓZ, A. L., RICARDO, J. F. C., NAKASHIMA, G. T., SANTOS, L. R. O., YAMAJI, F. M. (2015). Maximização do teor de C fixo em biocarvão aplicado ao sequestro de carbono. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 19 (8), 810–814.

DEMIRBAS, A. Determinação de valores caloríficos de biochars e pirólise a partir da pirólise de cascas de tronco de faia. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 72, n. 2, p. 215-219, 2004.

DING, W. et al. Pyrolytic temperatures impact lead sorption mechanisms by bagasse biochars. **Chemosphere**, v. 105, p. 68–74, 2014.

DODOR, D. E.; ANSHA, M. G.; GETACHEW, A. K. **Microbial response to biochar application in soil: a review**. *Environmental Systems Research*, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 1–13, 2018. DOI: 10.1186/s40068-018-0108-y. Disponível em: <https://environmentalsystemsresearch.springeropen.com/articles/10.1186/s40068-018-0108-y>. Acesso em: 08 de mar de 2025

DOMINGUES, R. R. et al. (2017). Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE** 12(5): e0176884. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884>. Acesso em: 23 jul 2024

DOMINGUES, R. R. et al. (2020). Enhancing Cation Exchange Capacity of Weathered Soils Using Biochar: Feedstock, Pyrolysis Conditions and Addition Rate. **Agronomy**, 10(6), 824. <https://doi.org/10.3390/agronomy10060824>. Acesso em: 23 jan 2025

DONAGEMMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (Org.). **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. rev. Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2011. 230 p. (Embrapa Solos. Documentos, 132). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/77712/1/Manual-metodos-analis-solo-2.ed.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2014.

DOWNIE A, CROSKY A, MUNROE P. Physical properties of biochar. In 'Biochar for Environmental Management: **Science and Technology**'. (Eds J Lehmann, S Joseph) pp. 13–32. (Earthscan, London, UK). 2009.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. EMBRAPA Solos (5ª edição). Brasília, DF. 355 p., 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. 2004. **Beneficiamento da casca do coco verde para a produção de fibra e pó**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-solucoes-tecnologicas/-/produto-servico/33/beneficiamento-da-casca-de-coco-verde-para-a-producao-de-fibra-e-po>. Acesso em: 12. Ago. 2022.

ENDERS, A., HANLEY, K., WHITMAN, T., JOSEPH, S., LEHMANN, J., 2012. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresour. Technol.** 114, 644–653. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022>. Acesso em 20 out 2023

FAKAYODE, O. A.; ROOD, M. J.; OK, Y. S.; WANG, S.; LIM, J. S.; JUN, T. H. Co-pyrolysis of lignocellulosic and non-lignocellulosic biomass for the production of biochar: A review of challenges and opportunities. **Science of The Total Environment**, v. 748, p. 141529, 2020.

FALCÃO, N. P. S.; SOUZA, L. A. G.; OLIVEIRA, D. M. 2013. Efeito da adição de carvão e serragem em solo Latossolo Amarelo da Amazônia Central no desenvolvimento e nodulação natural de feijão-caupi. In: Noda, H.; Souza, L.A.G. de.; Silva Filho, D.F. da. (Org.). **Pesquisas Agrônômicas para Agricultura Sustentável na Amazônia Central**. Manaus, Amazonas: NERUA – CSAS – INPA, Cap. 16, p. 233-252.

FANIN, N; HATTENSCHWILER, S; FROMIN, N. Litter fingerprint on microbial biomass, activity, and community structure in the underlying soil. **Plant and Soil**, v. 379, n. 1-2, p. 79-91, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2051-7>. Acesso em: 08 jan 2025

FANIN, N. et al. The ratio of Gram-positive to Gram-negative bacterial PLFA markers as an indicator of carbon availability in organic soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 130, p. 211-214, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.10.010>. Acesso em: 12 jan 2025

FELLER, C., BEARE, M.H. (1997). Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, 79, 69–116.

FERNANDES, MARCELO FERREIRA; CHAER, GUILHERME M. **Análise de perfis de ácidos graxos como ferramenta para estudos em microbiologia do solo**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2010. 37 p. (Documentos / Embrapa

Tabuleiros Costeiros, ISSN 1517-1329; 163). Disponível em: [http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes\\_2010/doc\\_163.pdf](http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2010/doc_163.pdf). Acesso em: 29 nov 2024.

FIDEL, R. B.; LAIRD, D. A.; THOMPSON, M. L.; LAWRENENKO, M. Characterization and quantification of biochar alkalinity. **Chemosphere**. 2017;167: 367–373. pmid:27743533

FIERER, N; SCHIMEL, J. P.; HOLDEN, P. A. Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 1, p. 167-176, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00251-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00251-1). Acesso em: 12 jan 2025

FREITAS, A. M. F.; MEDEIROS, S. S.; BARBOSA, S. R. M. Efeito do biocarvão na qualidade de solos arenosos sob diferentes doses e tipos de resíduos. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 2, p. 319-329, 2019. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/caatinga/article/view/11792>. Acesso em: 04 jan. 2025.

FROELICH, P. L., MOURA, A. B. D. (2014). Carvão vegetal: Propriedades físico-químicas e principais aplicações. **Tecnologia e Tendências**, 9, (1), 1-19.

FROSTEGARD, A., et al. (1993). Quantification of total microbial biomass using fatty acid analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, 25(4), 409-417.

FROSTEGARD, A; TUNLID, A; BAATH, E. Use and misuse of PLFA measurements in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 8, p. 1621-1625, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.021>. Acesso em: 14 jan 2025.

GANI, A.; NARUSE, I. Effect of cellulose and lignin content on pyrolysis and combustion characteristics for several types of biomass. **Renewable Energy**, v. 32, n. 4, p. 649-661, 2007.

GARCIA-PEREZ, M. et al Pirólise rápida de biomassa lenhosa de óleo mallee: efeito da temperatura no rendimento e na qualidade dos produtos de pirólise. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 47, n. 6, p. 1846-1854, 2008.

GARLAND, J. L., MILLS, A. L. (1991). Analysis of potential microbial activity in soils using a fluorometric method for the detection of diacetate hydrolysis. **Soil Biology and Biochemistry**, 23(2), 169-171. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(91\)90128-K](https://doi.org/10.1016/0038-0717(91)90128-K). Acesso em 06 jan 2025

GASKIN, K.; STEINER, C.; HARRIS, K.; DAS, K.; BIBENS, B. Effect of low temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. **Transactions of the ASABE**, v. 51, n. 6, p. 2061–2069, 2008.

GEE, G.W. AND BAUDER, J.W. (1986) Particle-Size Analysis. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods, Agronomy Monograph No. 9, 2nd Edition, **American Society of Agronomy/Soil Science Society of America**, Madison, WI, 383-411.

GHANI, W. A. W. A. K.; MOHD, A.; DA SILVA, G.; BACHMANN, R. T.; TAUFIQ-YAP, Y. H.; RASHID, U.; AL-MUHTASEB, A. H. Biochar production from waste rubber-wood-sawdust and its potential use in C sequestration: Chemical and physical characterization. **Industrial Crops and Products**, v. 44, p. 18–24, 2013.

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—A review. **Biol. Fertil. Soils** 2002, 35, 219–230.

GLINIAK, M. et al. The influence of biochar on water retention in soil. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 362, 012044, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/362/1/012044>. Acesso em: 27 jan 2025.

GOMES, Fernando J. B. **Tecnologia da Produção de Celulose**. ABCTC - Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel. São Paulo, 2023.

GOMIDE, J. L. **Qualidade da madeira para produção de Celulose S.A.** Aula da Pós-Graduação Lato Sensu em Tecnologia de Celulose e Papel. 2012. 172 p.

GONZÁLEZ, J. M., et al. (2013). The effects of biochar on soil properties and crop performance: a review. **Biochar and Its Use**.

GRABER, E. R.; HAREL, Y. M.; KOLTON, M.; CYTRYN, E.; SILBER, A.; DAVID, D. R.; TSECHANSKY, L.; BORENSHTEIN, M.; ELAD, Y. Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. **Plant and soil**, v. 337, n. 1-2, p. 481-496, 2010. DOI: 10.1007/s11104-101-0544-6.

GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**, 38(4), 693-701 (2006).

HAILEGNAW, N. S.; MERCL, F.; PRAČKE, K.; SZÁKOVÁ, J. Mutual relationships of biochar and soil pH, CEC, and exchangeable base cations in a model laboratory experiment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, pp. 2405–2416, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02264-z>

HARTIG, F. **DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models**. 2021. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>. Acesso em: 13 de nov. 2024.

HOSSAIN, M. K. et al. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of environmental management**, v. 92, n.1, p. 223–228, 2011.

HUANG, H. et al. NMR Study on the Roles of Li<sup>+</sup> in the Cellulose Dissolution Process. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 618–624,

2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ACSSUSCHEMENG.8B04177>. Acesso em 23 out 2024

HUANG, H.; REDDY, N. G.; HUANG, X.; CHEN, P.; WANG, P. Y.; ZHANG, Y.; HUANG, Y.; LIN, P.; GARG, A. Effects of pyrolysis temperature feedstock type and compaction on water retention of biochar amended soil. **Scientific Reports**, v. 11, 7419, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86701-5>

HUSSAIN, R.; RAVI, K. Investigating biochar-amended soil as a potential lightweight material for embankments. **Ecological Engineering**, v. 180, 106645, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106645>.

IAC – INSTITUTO DE AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Métodos de análise química mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Boletim Técnico 106. Campinas: IAC, 1991.

IBGE - **INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA**. (2023). Ibaté. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/ibate.html>. Acesso em: 27 Fev, 2025

INAYNG, M.; DICKINSON, M.; ZHENG, Y.; WANG, H.; VOULVOULIS, N. Biochar as a renewable energy source: A sustainability perspective. **Bioresource Technology**, v. 203, p. 318-325, 2016.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land**. (2019). Disponível em: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.SPM\\_Approved\\_Microsite\\_FINAL.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf). Acesso em: 7 Mar, 2021

JACOME, D. L. F. (2014). Caracterização Físico-química das Cinzas de Palha de Cana-de-Açúcar Através de Análises Térmicas Simultâneas (STA). (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

JEONG, C. Y., DODLA, S. K., WANG, J. J. (2016). Fundamental and molecular composition characteristics of biochars produced from sugarcane and rice crop residues and by-products. **Chemosphere**, 142, 4-13.

JIN, W.; SINGH, K.; ZONDLO, J. Pyrolysis Kinetics of Physical Components of Wood and Wood-Polymers Using Isoconversion Method. **Agriculture**, v. 3, n. 1, p. 12-32, 2013.

JINDO, K; SUTO, K; MATSUMOTO, K; GARCÍA, C; SONOKI, T; SANCHEZ-MONEDERO, M. A. Chemical and biochemical characterisation of biochar-blended composts prepared from poultry manure, **Bioresour. Technol.** 110(2012)39604, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.120>.

JONES, D.; ROUSK, J.; EDWARDS-JONES, G.; DELUCA, T.; MURPHY, D. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. **Soil. Biology and Biochemistry**, v. 45, p. 113-124, 2012.

JOSEPH, S.D. et al. An investigation into the reactions of biochar in soil Aust. **J. Soil Res**, 48 (2010), pp. 501-515, 10.1071/SR10009. Acesso em 28 de dez de 2024

KAMMANN, C.; LINSEL, S.; GÖßLING, J.; KOYRO, H.-W. Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* Willd and on soil–plant relations. **Plant and Soil**, v.345, n. 1-2, p. 195–210, 2011.

KARHU, K.; MATTILA, T.; BERGSTRÖM, I.; REGINA, K. Biochar addition to agricultural soil increased CH<sub>4</sub> uptake and water holding capacity—Results from a short-term pilot field study. **Agric. Ecosyst. Environ**, 140, 309–313, 2011.

KHADEM, A., RAIESI, F., BESHARATI, H. et al. The effects of biochar on soil nutrient status, microbial activity and carbon sequestration potential in two calcareous soils **Biochar** , 105–116 (2021). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00076-w>

KASOZI, G.N., ZIMMERMAN, A.R., NKEDI-KIZZA, P., GAO, B., 2010. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars). **Environ. Sci. Technol.** 44, 6189–6195. <https://doi.org/10.1021/es1014423>

KATYAL, S., THAMBIMUTHU, K., VALIX, M. (2003). Carbonization of bagasse in a fixed bed reactor: Influence of process variables on char yield and characteristics. **Renewable Energy**, 28, 713-725.

KEILUWEIT, M., NICO, P. S., JOHNSON, M. G., KLEBER, M. (2010). Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). **Environmental Science & Technology**, 44(4), 1247-1253.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: Uma Revisão. Universidade Federal de Viçosa - Minas Gerais, 1997. **Geonomos**, v. 5, n. 1, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.18285/geonomos.v5i1.187>. Acesso em: 20 out 2023

KHADEM, A., RAIESI, F., BESHARATI, H. et al. The effects of biochar on soil nutrient status, microbial activity and carbon sequestration potential in two calcareous soils **Biochar**, 105–116 (2021). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00076-w>

KHAN, S.; CHANG, S. X.; LIN, X.; GYALLOM, S. The dark side of biochar: A recent review of its negative effects on soil ecology. **Chemosphere**, v. 142, p. 68–81, 2013.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979. 262 p.

KHODADAD, C. L. M. et al. Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 43, n. 8, p. 1508-1516, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.005>. Acesso em: 3 fev 2025.

KLEBER, M., SOLLINS, P., SUTTON, R. (2007). A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. **Biogeochemistry**, 85, 9–24.

KOOKANA, R. S. et al. Aplicação de biochar ao solo: benefícios agronômicos e ambientais e consequências não intencionais. **Advances in Agronomy**, v. 112, p. 103-143, 2011.

KUSHWAHA, D. P.; KUMAR, A.; CHATURVEDI, S. Determining the effectiveness of carbon-based stabilizers blends in arresting soil erosion and elevating properties of Mollisols soils of North Western Himalayas. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, 101768, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101768>.

LE, S., JOSSE, J., HUSSON, F., 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *J. Stat. Softw.* v 25 (1), 1–18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>.

LEE, Y.; PARK, J.; RYU, C.; GANG, K. S; YANG, W.; PARK, Y. K.; JUNG, J.; HYUN, S. Comparison of biochar properties from biomass 67 residues produced of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. **Bioresour. Technol.**, v. 107, p. 419–428, 2012.

LEHMANN, J.; DA SILVA, J.; STEINER, C.; NEHLS, T.; ZECH, W.; GLASER, B. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. **Plant and Soil**, v. 249, p. 343– 357, 2003.

LEHMANN, J.; RONDON, M. Biochar soil management on highly weathered soils in the humid tropics. **In: Uphoff NT et al** (eds) *Biological approaches to sustainable soil systems*. CRC/Taylor & Francis, Boca Raton, pp 517–530, 2006.

LEHMANN J., JOSEPH S. *Biochar for Environmental Management – Science and Technology*. Earthscan, London, 2009. 416p.

LEHMANN, J.; KUIKMAN, P. J.; KAISER, M.; OBERTHÜR, T.; LUXHUBER, M.; FOUCHÉ, J. Biochar carbon stability in soil: Land use matters. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 3, n. 4, p. 293–295, 2011.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation**. 2nd ed. London: Routledge, 2015.

LI, Y; CHANG, S. X; YANG, Y; FU, S; JIANG, P; LUO, Y; YANG, M; CHEN, Z; HU, S (2018) Biochar reduces soil heterotrophic respiration in a subtropical plantation through increasing soil organic carbon recalcitrancy and decreasing carbon-degrading microbial activity. **Soil Biol Biochem** 122:173–185

LIANG, B. et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 1719–1730, 2006.

LIANG B, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. **Org Geochem** 41:206–213, 2010.

LIU, C.; WANG, H.; TANG, X.; GUAN, Z.; REID, B. J.; RAJAPAKSHA, A. U.; OK, Y. S.; SUN, H. Biochar increased water holding capacity but accelerated organic carbon leaching from a sloping farmland soil in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 2, p. 995–1006, 2016.

LIU, S., et al. (2019). Impact of biochar on soil nutrient availability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**.

LIU, X., et al. (2021). "Production of biochar from poultry litter: Characteristics and its impact on soil properties." **Waste Management**.

LO, S.; ANDREWS, S. To transform or not to transform: using generalized linear mixed models to analyse reaction time data. **Frontiers in Psychology**, v. 6, 1171, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2015.01171>. Acesso em: 28 nov 2024.

LOPES, H. M. (2013). Caracterização química e física de biocarvão de lodo de esgoto sob diferentes temperaturas de pirólise. (Monografia de Graduação). Universidade de Brasília, Brasília.

LU, H., et al. (2019). "The role of biochar in improving soil quality." **Soil & Tillage Research**.

LU, T.; YUAN, H.; WANG, Y.; HUANG, H.; CHEN, Y. Characteristic of heavy metals in biochar derived from sewage sludge. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, n. 4, p. 725–733, 2016.

LUSIBA, S. G.; ODHIAMBO, J. J. O.; OGOLA, J. B. O. Effect of biochar and phosphorus fertilizer application on soil fertility: soil physical and chemical properties. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 63, n. 4, p. 1-14, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03650340.2016.1218477>. Acesso em: 24 out 2024.

MA, J.; XU, M.; XU, J.; ZHAO, X. Effects of biochar application on sorghum growth and nutrient uptake in two contrasting soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 16, n. 2, p. 483-497, 2016.

MACÊDO, L. A. **Influência da composição da biomassa no rendimento em condensáveis do processo de torrefação**. 2012. Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília, Brasília.

MAEDA, K.; HANAJIMA, D.; MORIOKA, R.; OSADA, T. Characterization and spatial distribution of bacterial communities within passively aerated cattle manure composting piles. **Bioresource Technology**, New York, v. 101, p. 9631–9637, dec. 2010.

MAIA, A. A. D. (2017). **A biomassa Capsicum spp. como fonte de bioenergia e adsorção de metais**. (Tese de Doutorado). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Sorocaba.

MAJOR, J. et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. **Plant and Soil**, v. 333, p. 117-128, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0327-0>. Acesso em: 23 out 2024

MANGRICH, A. S., MAIA, C. M. B. F., NOVOTNY, E. H. (2011). Biocarvão: As terras pretas de índios e o sequestro de carbono, **Revista Ciência Hoje**, 47 (281),49-52.

MANYU, R., et al. (2022). Effects of pyrolysis temperature on characteristics of biochar derived from different feedstocks. **Environmental Technology & Innovation**.

MAO, J. D.; JOHNSON, R. L., LEHMANN, J., OLK, D. C., NEVES, E. G., THOMPSON, M. L., SCHMIDT-ROHR, K. Abundant and Stable Char Residues in Soils: Implications for Soil Fertility and Carbon Sequestration. **Environ. Sci. Technol.**, v. 46 (17), p. 9571–9576, 2012.

MARKS, E.A.N.; ALCAÑIZ, J.M.; DOMENE X. Unintended effects of biochars on shortterm plant growth in a calcareous soil. **Plant and Soil**, v.385, p. 87-105, 2014.

MARSCHNER, H. (2012). **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**, 3rd ed. Academic Press.

MASSACCESI, L.; CARTONI MANCINELLI, A.; MATTIOLI, S.; DE FEUDIS, M.; CASTELLINI, C.; DAL BOSCO, A.; MARONGIU, M. L.; AGNELLI, A. Geese Reared in Vineyard: Soil, Grass and Animals Interaction. **Animals**, [s.l.], v. 9, n. 4, p. 179, 19 abr. 2019.

MEDEIROS, J. L. G; MORAIS, C. R. S. Aplicação de técnicas termoanalíticas (TGA/DTA) para avaliação do comportamento térmico de amostras de argilas para obtenção de pozolanas. **Rev. Principia**. João Pessoa-PB, 2020.

MELO, L. C. A.; COSCIONE, A. R.; ABREU, C. A.; PUGA, A. P. Influence of pyrolysis temperature on cadmium and zinc sorption capacity of sugarcane straw—derived biochar. **Bioresources**. 2013;8: 4992–5004.

MIMMO, T., PANZACCHI, P., BARATIERI, M., DAVIES, C.A., TONON, G., 2014. Effect of pyrolysis temperature on miscanthus (*Miscanthus × giganteus*) biochar physical, chemical and functional properties. **Biomass and Bioenergy** 62, 149–157. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.004>

MORENO-CASTILLA, C. Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. **Carbon**, v. 42, n. 1, p. 83–94, 2004

MUKHERJEE, A., ZIMMERMAN, A.R., HARRIS, W., 2011. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. **Geoderma** 163, 247–255. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.021>. Acesso em 23 ago 2024

MUKHERJEE, A; ZIMMERMAN, A. R. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar–soil mixtures. **Geoderma**, v.

193-194, p. 122-130, 2013. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.002>. Acesso em: 02 dez 2024

MUKHERJEE, A. et al. Effects of biochar and other amendments on the physical properties and greenhouse gas emissions of an artificially degraded soil. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 487, p. 26-36, 2014.

MUKOME, F. N. D., et al. (2013). Physiochemical characteristics of biochars from fast pyrolysis of barley straw and apple pomace. *Environmental Science & Technology*.

NELISSEN, V.; SAHA, B.K.; RUYSSCHAERT, G.; BOECKX, P. Effect of different biochar and fertilizer types on N<sub>2</sub>O and NO emissions. **Soil Biol. Biochem.** 70, 244–255, 2014.

NGUYEN, B. T.; LEHMANN, J. Black carbon decomposition under varying water regimes. **Organic Geochemistry**, v. 40, n. 8, p. 846-853, 2009. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.05.004>. Acesso em: 12 set 2024.

NOVAK, J. M. et al. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**, v. 174, n. 2, p. 105–112, 2009.

NOVAK, J. M.; LIMA, I.; XING, B.; GASKIN, J. W.; STEINER, C.; DAS, K. C.; AHMEDNA, M.; REHRAH, D.; WATTS, D. W.; BUSSCHER, W. J.; SCHMBERG, H. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. **Annals of Environmental Science**, v. 3, n. 843, p. 195–206, 2009.

NOVAK, J.M.; BUSSCHER, W.J.; WATTS, D.W.; AMONETTE, J.E.; IPPOLITO, J.A.; LIMA, I.M.; GASKIN, J.; DAS, K.C.; STEINER, C.; AHMEDNA, M.; et al. Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. **Soil Sci.** 177, 310–320, 2012.

NOVAK, J. M. et al. Designing relevant biochars as soil amendments using lignocellulosic-based and manure-based feedstocks. **Journal of Soils and Sediments**, Berlin, v. 14, p. 330-343, 2014.

NOVOTNY, E.H.; HAYES, M.H.B.; MADARI, B.E.; BONAGAMBA, T.J.; AZEVEDO, E.R.; SOUZA, A.A.; SONG, G.; NOGUEIRA, C.M.; MANGRICH, A.S. Lessons from the Terra Preta de Índios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 20(6), 1003-1010, 2009. [dx.doi.org/10.1590/S0103-50532009000600002](https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000600002)

NOVOTNY, E. H.; MAIA, C. M. B. F.; CARVALHO, M. T. M.; MADARI, B. E. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use - a critical review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 2, p. 321–344, 2015.

OH, T. K.; CHOI, B.; SHINOGLI, Y.; CHIKUSHI, J. Effect of pH conditions on actual and apparent fluoride adsorption by biochar in aqueous phase. **Water Air Soil Pollut.**, v. 223, p. 3729–3738, 2012.

OK, Y. S.; USMAN, A. R. A.; LEE, S. S.; ABDUL, R. A.; JEON, C.; TSANG, D. C. W.; LIU, P. Potential applications of biochar in environmental management. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 186-197, 2015.

OUYANG, L.; WANG, F.; TANG, Jia; ZHANG, Renduo. Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 13, n. 4, p. 991-1002, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4067/S0718-95162013005000078>. Acesso em: 23 nov 2023.

PARAISO, M. L. S., GOUVEIA, N. (2015). Riscos à saúde devido à queima prévia da palha de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, 18 (3), 691-701.

PARK, J. H. et al. Characteristics of biochars derived from fruit tree pruning wastes and their effects on lead adsorption. **Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry**, v. 58, n. 5, p. 751–760, 2015.

PEREIRA, M. E.; VARANDA, L. D.; NAKASHIMA, G. T; HANSTED, A. L. S.; SILVA, D. A.; TOMELERI, J. O. P.; BELINI G. B.; YAMAJI, F. M. Caracterização da biomassa de cama de frango para fabricação de biochar. **Revista Virtual de Química**, v. 11, n. 4, p. 1330-1343, 2019. DOI: 10.21577/1984-6835.20190092.

PETTER, F. A. et al. Soil fertility and upland rice yield after biochar application in the Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 5, p. 699-706, 2012.

PETTER, F. A. et al. (2016). Biocarvão no solo: Aspectos agronômicos e ambientais. In: **Simpósio Brasileiro de Agropecuária Sustentável**. (p. 9). Sinop, MT.

PETTER, F.A. MADARI, B.E. Biochar: agronomic and environmental potential in of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. **Bioresour. Technol.**, v. 107, p. 419–428, 2012.

PIETIKAINEN, J.; KIIKKILA, O.; FRITZE, H. Charcoal as a Habitat for Microbes and Its Effect on the Microbial Community of the Underlying Humus. **Oikos**, v. 89, n. 2, p. 231-242, 2000.

PINHEIRO, P. C. C., SÈYE, O. (1998). Influência da temperatura de carbonização nas propriedades do carvão vegetal de Eucalyptus. In Congresso Anual daABM. (p. 2032).

PIRES, I. C. S. A., Nakashima, G. T., Padilla, E. R. D., Santos, L. R. O., Varanda, L. D., Alesi, L. S., Yamaji, F. M. (2018). Biochar de palha de cana-de-açúcar: caracterização e estudo do processo. **Revista Virtual de Química**, 10 (4).

PRADO, R. M. (2008). **Nutrição de plantas**. São Paulo: UNESP.

PROESMANS, W.; ANDREWS, C.; GRAY, A.; GRIFFITHS, R.; KEITH, A.; NIELSEN, U.N.; SPURGEON, D.; PYWELL, R.; EMMETT, B.; VANBERGEN, A. J.

Long-term cattle grazing shifts the ecological state of forest soils. **Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 12, n. 4, 31abr. 2022.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres; Piracicaba: Potafos, 1991. 343 p.

R CORE TEAM (2021). R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <<https://www.R-project.org>> Acesso em: 10 nov. 2021.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development Environment for R**. Boston, MA: RStudio, PBC, 2022. Disponível em: <https://www.posit.co/>. Acesso em: 23 fev 2022

RAYMENT, G.E., LYON, D.J., 2010. **Soil Chemical Methods - Australasia**. CSIRO Publishing: Collingwood, Australia.

READ, P. (2009). **This gift of nature is the best way to save us from climate catastrophe**. The Guardian. Disponível em: <https://www.theguardian.com/commentisfree/2009/mar/27/biochar>. Acessado em 27 de fev de 2025.

REED, E. Y.; CHADWICK, D. R.; HILL, P. W.; JONES, D. L. Critical comparison of the impact of biochar and wood ash on soil organic matter cycling and grassland productivity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 110, p. 134-142, 2017

RENDEIRO, G., NOGUEIRA, M. F. M., BRASIL, A C. M., CRUZ, D. O. A., GUERRA, D. R. S., MACÊDO, E. N., ICHIHARA, J. A. (2018). **Combustão e Gasificação de Biomassa Sólida: Soluções Energéticas para a Amazônia**. Brasília: Ministério de Minas e Energia.

ROCHA, P.D. **Avaliação comparativa de tratamentos termo-químicos visando a produção de adsorvente a partir de resíduos agroindustriais para remoção de fenol em soluções aquosas**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.146fls. (Dissertação).

RODRIGUEZ, J. A.; LUSTOSA FILHO, J. F.; MELO, L. C. A.; ASSIS, I. R.; OLIVEIRA, T. S. Influence of pyrolysis temperature and feedstock on the properties of biochars produced from agricultural and industrial wastes. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. Volume 149, August 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165237020301571>. Acessado em: 15 de out de 2024

RODRIGUEZ, J. A.; LUSTOSA FILHO, J. F.; MELO, L. C. A.; ASSIS, I. R.; OLIVEIRA, T. S. Co-pyrolysis of agricultural and industrial wastes changes the composition and stability of biochars and can improve their agricultural and environmental benefits. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 155, 105036, maio 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105036>. Acesso em: 12 de dez de 2024

RODRIGUEZ, J. A.; LUSTOSA FILHO, J. F.; MELO, L. C. A.; ASSIS, I. R.; OLIVEIRA, T. S. Classifying the potential of biochars from agricultural and industrial waste for the recovery of Fe and Mn mining tailings. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. Volume 161, January 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165237021003697>. Acessado em: 02 de out de 2024

ROJAS, M. C., et al. (2018). Evaluation of agricultural and environmental effects of biochar. **Science of The Total Environment**.

ROY, S.; BHALLA, S. K. Role of geotechnical properties of soil on civil engineering structures. **Resources and Environment**, v. 7, n. 4, pp. 103-109, 2017. <https://doi.org/10.5923/j.re.20170704.03>

RUTHERFORD, D. W.; WERSHAW, R. L.; ROSTAD, C. E.; KELLY, C. N. Effect of formation conditions on biochars: compositional and structural properties of cellulose, lignin, and pine biochars. **Biom. Bioen.**, v. 46, p. 693–701, 2012.

SANTOS, J. A.; GONZAGA, M. I. S.; SANTOS, W. M.; SILVA, A. J. Water retention and availability in tropical soils of different textures amended with biochar. **Catena**, v. 219, 106616, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106616>

SCHULZ, H., DUNST, G., GLASER, B., 2013. Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. **Agron. Sustain. Dev.** 33, 817–827. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0150-0>. Acesso em 28 nov 2024

SCHMIDT, M.W.I., SKJEMSTAD, J.O. AND JAGER, C. (2002). Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: Black chernozemic soils in central Europe originate from ancient biomass burning. **Global Biogeochemical Cycles**. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2002GB001939>. issn: 0886-6236. Acesso em: 14 out 2024

SEKI, K. **SWRC Fit and unsatfit for parameter determination of unsaturated soil properties**. arXiv preprint, [s.l.], 2023. Disponível em: <https://arxiv.org/abs/2302.00594>. Acesso em: 22 ago 2023

SHAABAN, A. S. SE, M. DIMIN, M.F., JUOI J.M., MOHD HUSIN, M.H. MITAN N.M.M. Influence of heating temperature and holding time on biochars derived from rubber wood sawdust via slow pyrolysis, **J. Anal. Appl. Pyrolysis** 107 (2014) 31–39,

SHAFIE, T. S.; SALLEH, M.A.M.; HANG, L.L.; RAHMAN, M.M.; GHANI, W.A.W.A.K. Effect of pyrolysis temperature on the biochar nutrient and water retention capacity. **Journal of Purity, Utility Reaction and Environment**, v. 1, n.6, p. 323-337, 2012.

SHARMA, V.K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F. & CORNACCHIA, G. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: Review. **Energy Conser. Manag.**, 38:453-478, 1997.

SHEN, Z.; TANG, C. S.; SHI, B.; ZHOU, O. Biochar implications for the engineering properties of soils: A review. **Science of the Total Environment**, v. 888 164185, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164185>

SILVA, J.E.; LEMAINSKI, J. & RESCK, D.V.S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de cerrados do oeste baiano. **R. Bras. Ci. Solo**, 3:541-547, 1994.

SILVA, R. V.; SPINELLI, D.; BOSE FILHO, W. W.; CLARO NETO, S.; CHIERICE, G. O.; TARPANI, J. R. Fracture toughness of natural fibers/castor oil polyurethane composites. **Composites Science Technology**, Barking, v.66, n.10, p.1328-1335, 2006.

SILVERSTEIN, R. et al. **Identificação espectrométrica de compostos orgânicos**. 7. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2006. 490 p.

SINGH, B.; SINGH, B. P.; COWIE, A. L. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. **Aust J Soil Res**. 2010;48: 516.

SINGH, B., et al. (2016). Biochar: A new horizon in the global carbon cycle. **Soil Research**.

SITU, G.; ZHAO, Y.; ZHANG, L.; YANG, X.; CHEN, D.; LI, S.; WU, Q.; XU, Q.; CHEN, J.; QIN, H. Linking the chemical nature of soil organic carbon and biological binding agent in aggregates to soil aggregate stability following biochar amendment in a rice paddy. **Sci. Total Environ.**2022, 847, 157460

SIX, J., CONANT, R.T., PAUL, E.A., PAUSTIAN, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, 241, 155–176.

SMICIKLAS, I. D.; MILONJIC, S. K.; PFENDT, P.; RAICEVIC, S. The point of zero charge and sorption of cadmium (II) and strontium (II) ions on synthetic hydroxyapatite. **Separation and Purification Technology** (2000),185.

SNELGROVE, K. R., et al. (2017). **FTIR Analysis of Biochar**. Agricultural Applications.

SOHI, S. P., et al. (2010). Sequestration of carbon in biochar: a review. **Soil Use and Management**.

SOHI, S.; LOPEZ-CAPEL, E.; KRULL, E.; BOL, R. Biochar, Climate Change and Soil: A Review to Guide Future Research. **CSIRO Land and Water Science Report** 05/09. Camberra: [s.n.], 2009.

SONG, W.; GUO, M. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. **J. Anal. Appl. Pyrol.**, v. 94, p. 138–145, 2012.

SOUZA, B. S.; MOREIRA, A. P. D.; TEIXEIRA, A. M. R. F. TG-FTIR coupling to monitor the pyrolysis products from agricultural residues. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 97, n. 2, p. 637–642, 2009.

STEINER, C.; TEIXEIRA W.G.; ZECH, W. 2004. Slash and Char: An Alternative To Slash and Burn Practiced In The Amazon Basin. In: **Glaser, B.; Woods, W.** (Eds). Amazonian Dark Earths: Exploration in Space and Time. Springer – Verlag, Berlin, pp.183-193.

SUBEDI, R.; KAMMANN, C.; PELISSETTI, S.; TAUPE, N.; BERTORA, C.; MONACO, S.; GRIGNANI, C. Does soil amended with biochar and hydrochar reduce ammonia emissions following the application of pig slurry? **European Journal of Soil Science**, v. 66, p. 1044-1053, 2015.

TAG, A.T., DUMAN, G., UCAR, S., YANIK, J., 2016. Effects of feedstock type and pyrolysis temperature on potential applications of biochar. **J. Anal. Appl. Pyrolysis** 120, 200–206. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2016.05.006>

TAN, Z.; LIN, C.S.K.; JI, X.; RAINEY, T.J. 2017. **Returning biochar to fields: A review**. 116: 1–11.

TEIXEIRA, W., MAIA, C., CARVALHO, M., REZENDE, F. (2015). **Potencialidades do uso do biocarvão como condicionador de solo no Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos.

THIES, J. E.; RILLING, M. C. Characteristics of biochar: biological properties. Chapter 6. In: Lehmann, J, Joseph, S. editors. Biochar for environmental management: **science and technology**. Earthscan, London, p. 85-105, 2009.

TROMPOWSKY, P.M., DE MELO BENITES, V., MADARI, B.E., PIMENTA, A.S., HOCKADAY, W.C., HATCHER, P.G., 2005. Characterization of humic like substances obtained by chemical oxidation of eucalyptus charcoal. **Organic Geochemistry**. 36, 1480–1489. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.08.001>

TRYON, E. H. Effect of charcoal on certain physical, chemical, and biological properties of forest soils. **Ecological Monographs**, v. 18, p. 81-115, 1948.

UCHIMIYA, M.; CHANG, SC Triagem de biochars para retenção de metais pesados no solo: papel dos grupos funcionais de oxigênio. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, n. 1/3, p. 432-441, 2011.

UZOMA, K. C. et al. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. **Soil Use and Management**, v. 27, n. 2, p. 205-212, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111>

VAN LOO, S., KOPPEJAN, J. (2008). **The handbook of biomass combustion and cofiring**. Earthscan.

VAN WESENBEECK, S.; PRINS, W.; RONSSE, F.; ANTAL, M. J. Sewage Sludge Carbonization for Biochar Applications. Fate of Heavy Metals. **Energy & Fuels**, v. 28, n. 8, p. 5318–5326, 21 ago. 2014.

VAREDA, J. P.; VALENTE, A. J. M.; DURAN, N. Environmental and health risks of nanomaterials in wastewater treatment plants. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 75–94, 2019.

VAN ZWIETEN, L.; KIMBER, S.; MORRIS, S.; CHAN, K. Y.; DOWIE, A.; JOSEPH, R. S.; COWIE, A. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. **Plant and Soil**, v. 327, n. 1, p. 235–246, 2010.

VERHEIJEN, F. G. A.; ZHURAVEL, A.; SILVA, F. C.; AMARO, A.; BEN-HUR, M.; KEIZER, J. J. The influence of biochar particle size and concentration on bulk density and maximum water holding capacity of sandy vs sandy loam soil in a column experiment. **Geoderma**, v. 347, pp. 194-202, 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03044>

VERHEIJEN, F. et al. Biochar Application to Soils: A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions, **JCR Scientific and Technical Reports**. 2010. 166p.

VIOTTO, R. S., MAIA, A. A., YAMAJI, F. M., MORAIS, L. C. (2017). Thermogravimetric investigation of spent shiitake substrate to solid biofuel. **Canadian Journal of Chemical Engineering**, 96 (4), 845-854.

WATZINGER, A. et al. Soil microbial communities responded to biochar application in temperate soils and slowly metabolized <sup>13</sup>C-labeled biochar as revealed by <sup>13</sup>C PLFA analyses: results from a short-term incubation and pot experiment. **European Journal of Soil Science**, v. 65, n. 1, p. 40-51, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ejss.12100>. Acesso em: 13 jan. 2025.

WEARN, Y. N.; MONTAGNA, L. S.; PASSADOR, F. R. Compósitos de fibra de coco / LDPE:efeito do tratamento superficial das fibras de coco em compósitos verdes Coconut fiber / LDPE composites : effect of surface treatment of coconut fibers to produced green composites. **Revista Matéria**, v. 25, n. 1517 7076, 2020

WERLE, R.; VENDRUSCOLO, D.; SILVA, F. R. da; MEURER, E. J. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2297-2305, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/bWXMZQPNWW8FQTp7m48C7Bs/>. Acesso em: 04 jan 2025.

WOOLF, D., AMONETTE, J. E., STREET-PERROTT, F. A., LEHMANN, J., JOSEPH, S. (2010). **Sustainable biochar to mitigate global climate change**.

WU, J.; YU, S. Effect of root exudates of *Eucalyptus urophylla* and *Acacia mearnsii* on soil microbes under simulated warming climate conditions. **BMC Microbiology**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 224, 15 dez. 2019.

XU, X.; ZOU, X.; CAO, L.; ZHAMANGULOVA, N.; ZHAO, Y.; TANG, D.; LIU, D. Seasonal and spatial dynamics of greenhouse gas emissions under various vegetation covers in a coastal saline wetland in southeast China. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 73, p. 469– 477, 1 dez. 2014.

XU, Y.; SESHADRI, B.; SARKAR, B.; WANG, H.; RUMPEL, C.; SPARKS, D.; FARRELL, M.; HALL, T.; YANG, X.; BOLAN, N (2018b) Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. **Sci Total Environ** 621:148–159

YANG, H., et al. (2019). Biochar characterization via FTIR spectroscopy. **Environmental Chemistry**.

YANG, X.; YU, W.; CHEN, X.; LI, Y.; XIE, H.; SHI, Z.; DONG, C. Mitigation of greenhouse gas emissions and biochar production through controlled pyrolysis of agricultural waste biomass. **Journal of Cleaner Production**, v. 187, p. 29-40, 2018.

YANG, H.; YAN, R.; CHEN, H.; LEE, D. H.; ZHENG, C. (2007) Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Fuel**, v. 86, n. 12–13, p. 1781–1788.

YU D, et al. (2011) Noise reduction in genome-wide perturbation screens using linear mixed-effect models. **Bioinformatics** 27(16):2173-80

YU, X.; YE, S.; OLSSON, L.; WEI, M.; KRAUSS, K. W.; BRIX, H. A 3-Year In-Situ Measurement of CO<sub>2</sub> Efflux in Coastal Wetlands: Understanding Carbon Loss through Ecosystem Respiration and its Partitioning. **Wetlands**, [s.l.], v. 40, n. 3, p. 551–562, 1 jun. 2020.

YU, YINGCHAO et al. Factors controlling the contributions of bacterial and fungal residue carbon to soil organic carbon in grassland ecosystems. **Catena**, v. 241, 108006, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108006>. Acesso em: 02 dez 2024.

YUAN, J. H.; XU, R. K.; ZHANG, H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. **Bioresour. Technol.**, v. 102, p. 3488–3497, 2011.

ZELLES, L. (1999). Fatty Acid Patterns of Phospholipids and Lipopolysaccharides in the Characterization of Microbial Communities in Soil: A Review. **Biology and Fertility of Soils**, 29, 111-129. <https://doi.org/10.1007/s003740050533>. Acesso em: 15 jan 2025.

ZHANG, L., CHUNBAO, C., XU, PC Overview of Recent Advances in Thermochemical Conversion of Biomass. **Energy Conversion and Management** , v.51, n. 5, p. 969-982, 2010.

ZHANG, Z. et al. Plant nitrogen acquisition from inorganic and organic sources via root and mycelia pathways in ectomycorrhizal alpine forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, 107517, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.06.013>. Acesso em: 18 dez 2024.

ZHU, D., KWON, S., PIGNATELLO, J. J., 2005. Adsorption of Single-Ring Organic Compounds to Wood Charcoals Prepared to under Different Thermochemical Conditions. **Environmental Science and Technology** 39: 3990-3998.

ZIMMERMAN, R. A.; KASOZI, N. G.; NKEDI-KIZZA, P.; GAO, B. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory produced black carbons (biochars). **Environ. Sci. Technol.**, v. 44, p. 6189–6195, 2010.

ZONG, Y.; XIAO, Q.; LU, S. Acidity, water retention, and mechanical physical quality of a strongly acidic Ultisol amended with biochars derived from different feedstocks. **Journal of Soils and Sediments** v. 16, pp.177–190, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-11>

ZORZETO, T.Q., DECHEN, S.C.F., ABREU, M.F. DE, FERNANDES JÚNIOR, F., 2014. Caracterização física de substratos para plantas. **Bragantia** 73, 300–311. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0086>