

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

AVETE VIEIRA LIMA

**VIABILIDADE DO BIOCHAR DA CAMA DE AVIÁRIO SOB AS
CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DE SOLO
CULTIVADO COM FEIJÃO**

RECIFE

2024

Avete Vieira Lima
Engenheira Agrônoma

Viabilidade do biochar da cama de aviário sob as características químicas e biológicas de solo cultivado com feijão

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo.

Orientadora:

Profa. Dra. Erika Valente de Medeiros

Coorientadores:

Dr. Diogo Paes da Costa

Dra. Ana Dolores Santiago de Freitas

**Recife
2024**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

L732v Lima, Avete Vieira
Viabilidade do biochar da cama de aviário sob as características químicas e biológicas de solo cultivado com feijão /
Avete Vieira Lima. - 2024.
83 f. : il.

Orientadora: Erika Valente de Medeiros.
Coorientador: Diogo Paes da Costa.
Inclui referências e anexo(s).

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo,
Recife, 2024.

1. Resíduos avícolas. 2. Saúde do solo. 3. Sustentabilidade agrícola. 4. Diversidade microbiana. 5. Bioquímica do solo. I. Medeiros, Erika Valente de, orient. II. Costa, Diogo Paes da, coorient. III. Título

CDD 631.4

AVETE VIEIRA LIMA

Viabilidade do biochar da cama de aviário sob as características químicas e biológicas de solo cultivado com feijão

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo.

Aprovada em 26 de fevereiro de 2024

Profa. Dra. Erika Valente de Medeiros
Orientadora
Universidade Federal do Agreste de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Claude Hammecker
Institut de Recherche pour le Développement

Prof. Dr. Ademir Sergio Ferreira Araujo
Universidade Federal do Piauí

Dra. Jamilly Alves de Barros
Universidade Federal do Agreste de Pernambuco

Prof. Dr. Arthur Prudêncio de Araujo Pereira
Universidade Federal do Ceará

DEDICO

*Ao meu pai Patrício de Souza Lima (in memorian) e à
minha irmã Leonete (in memorian). O amor por vocês
perdurará eternamente.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me honrar de forma especial e única. Concluir o doutorado diante de tantos acontecimentos, só foi possível porque Deus esteve comigo em todos os momentos. A Nossa Senhora de Anguera pela proteção e discernimento em toda jornada.

A minha mãe Antônia Pinto Vieira Lima pelo apoio, confiança e amor que sempre me dedicou. Aos meus doze irmãos, a todos os meus familiares e amigos que de alguma forma contribuíram positivamente nessa jornada.

A Universidade Federal Rural de Pernambuco pela oportunidade e qualidade de ensino e ao programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo por contribuir na minha formação.

A Universidade Federal do Agreste de Pernambuco pela acolhida e todo o suporte na condução da minha pesquisa.

Agradeço a FACEPE pela concessão da bolsa.

Agradeço a minha orientadora Dra. Erika Valente de Medeiros a quem guardarei gratidão e admiração. És uma mulher valente, de uma energia contagiante que nos envolve e inspira a enfrentar qualquer desafio!

Aos coorientadores Dr. Diogo Paes da Costa e Dra. Ana Dolores Santiago de Freitas, por tudo que aprendi e por toda a ajuda no desenvolvimento deste trabalho. Em especial ao meu coorientador Diogo, por todo apoio, amizade e compreensão. És uma pessoa incrível e dono de uma mente brilhante!

Ao grupo LEMA, em especial Inara, Lediane, Elisiane, Sabrina, Everlaine, Argemiro, Carlos, Ernando, Mirelly e Rafaela, que têm a minha gratidão pelas diversas contribuições. Agradeço de maneira única a Jamilly, uma pessoa à qual dedico minha amizade e admiração, pelo inestimável apoio e pela convivência que ultrapassam as fronteiras da UFAPE.

Expresso minha sincera gratidão a Vanilson Pedro pela notável paciência e valiosas trocas de conhecimento durante a condução do experimento em campo. Agradeço ao Márcio e ao Henrique pelo apoio na condução dos experimentos.

Quero expressar minha gratidão de maneira muito especial aos meus amigos Rafaela, Gustavo, Hadassa e Ravi. Não há palavras suficientes para descrever o quanto aprecio o modo como vocês tornaram meus dias mais leves e agradáveis em Garanhuns.

Agradeço ao Prof. José Romualdo de Sousa Lima por todo apoio e contribuições na realização desta pesquisa.

Ao Prof. Gustavo Pereira Duda pela cessão do Laboratório de Análises Químicas e Ambientais para as análises químicas do solo.

Ao Instituto Agrônomo de Pernambuco, na pessoa do pesquisador Antônio Félix da Costa, pelo fornecimento do inoculante.

Aos queridos funcionários da UFAPE, em especial, a Camila, Sr. Martoni, Sr. Jair e Sr. Léo.

Enfim, a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para o meu crescimento profissional e realização deste trabalho!

“A mind that opens itself to a new idea will never return to its original size.”

Albert Einstein

Viabilidade do biochar da cama de aviário sob as características químicas e biológicas de solo cultivado com feijão

RESUMO GERAL

O biochar, produto da pirólise de resíduos orgânicos como a cama de aviário, quando aplicado ao solo, gera interações complexas que influenciam o crescimento das plantas e a qualidade do solo. A cama de aviário, se mal gerida, pode tornar-se um passivo ambiental. No entanto, sua transformação em biochar agrega valor e contribui para a redução do uso de insumos químicos. Esta prática alinha-se a cinco dos dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente o 12º, que promove o consumo e a produção sustentáveis. Este estudo investiga a viabilidade do biochar oriundo da cama de aviário como substituto total ou parcial da fertilização de N-P-K via fontes minerais solúveis e seus impactos na estrutura e diversidade microbiana do solo na cultura do feijão. Realizamos um estudo de campo para avaliar o impacto de sete tratamentos nutricionais na camada de solo de 0-20 cm, em delineamento em blocos ao acaso com quatro repetições. As propriedades físico-químicas e enzimáticas do solo, juntamente com os dados bromatológicos e a produtividade da cultura, foram avaliadas. Além disso, as informações taxonômicas das comunidades bacterianas foram obtidas por meio do sequenciamento genético da região V3-V4 do gene 16S rRNA. Os tratamentos incluíram: cama de aviário (C.Av); esterco de aves puro (E.Av); fertilizante mineral sintético (Mineral); biochar (Bio) de cama de aviário nas doses de 10, 20 e 40 t ha⁻¹; e um controle negativo (Ctrl). Os resultados demonstram que altas doses de biochar de cama de aviário em solo arenoso reduziram significativamente a diversidade bacteriana, especialmente na dose de 40 t ha⁻¹. A alfa-diversidade negativamente influenciada pelos níveis mais altos de P, COT, K e N total, especialmente em 40 t ha⁻¹. Além disso, as estruturas microbianas com biochar tenderam a divergir com o aumentando da dosagem. Espécies-chave associadas aos filos Actinobacterias e Proteobacterias foram enriquecidas com altas dosagens de biochar, sugerindo seu potencial em solos enriquecidos, indicando especificidade desses filos nessas condições. O biochar de cama de aviário melhorou a produtividade do feijão em solos arenosos, com uma dose ideal de até 10 t ha⁻¹, otimizando benefícios sem afetar a diversidade microbiana essencial. A aplicação de biochar aumentou significativamente os níveis de carbono e nitrogênio no solo, tornando-os mais seguros e estáveis para a agricultura. O biochar de cama de aviário em plantações de feijão emergiu como uma abordagem promissora, alinhada com princípios de sustentabilidade e potencializou a produção agrícola de forma ecologicamente responsável. O uso cuidadoso de até 10 t ha⁻¹ de biochar proveniente da cama de aves mostra-se uma estratégia promissora para aumentar a produtividade do feijão em solos arenosos.

Palavras-chave: Resíduos avícolas. Saúde do solo. Sustentabilidade agrícola. Diversidade microbiana. Bioquímica do solo.

Viability of poultry litter biochar under the chemical and biological characteristics of soil cultivated with beans

GENERAL ABSTRACT

The biochar, a product of the pyrolysis of organic residues such as poultry litter, when applied to the soil, generates complex interactions that influence plant growth and soil quality. Poultry litter, if mismanaged, can become an environmental liability. However, its transformation into biochar adds value and contributes to the reduction of chemical input usage. This practice aligns with five of the seventeen United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), especially the 12th, which promotes sustainable consumption and production. This study investigates the feasibility of poultry litter-derived biochar as a total or partial substitute for N-P-K fertilization via soluble mineral sources and its impacts on soil structure and microbial diversity in bean cultivation. We conducted a field study to assess the impact of seven nutritional treatments in the 0-20 cm soil layer, using a randomized block design with four replications. The soil's physicochemical and enzymatic properties, along with bromatological data and crop productivity, were evaluated. Additionally, taxonomic information on bacterial communities was obtained through genetic sequencing of the V3-V4 region of the 16S rRNA gene. The treatments included: poultry litter (P.L); pure poultry manure (P.M); synthetic mineral fertilizer (Mineral); biochar (Bio) from poultry litter at doses of 10, 20, and 40 t ha⁻¹; and a negative control (Ctrl). The results demonstrate that high doses of poultry litter biochar in sandy soil significantly reduced bacterial diversity, especially at the 40 t ha⁻¹ dose. Alpha-diversity was negatively influenced by higher levels of P, COT, K, and total N, especially at 40 t ha⁻¹. Moreover, microbial structures with biochar tended to diverge with increasing dosage. Key species associated with the Actinobacteria and Proteobacteria phyla were enriched with high biochar doses, suggesting their potential in enriched soils, indicating specificity of these phyla under these conditions. Poultry litter biochar improved bean productivity in sandy soils, with an optimal dose of up to 10 t ha⁻¹, optimizing benefits without affecting essential microbial diversity. Biochar application significantly increased carbon and nitrogen levels in the soil, making them safer and more stable for agriculture. Poultry litter biochar in bean plantations has emerged as a promising approach, aligned with sustainability principles, and enhanced agricultural production in an ecologically responsible manner. The careful use of up to 10 t ha⁻¹ of poultry litter-derived biochar proves to be a promising strategy for increasing bean productivity in sandy soils.

Keywords: Poultry residues. Soil health. Agricultural sustainability. Microbial diversity. Soil biochemistry.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Estudos com biochar de cama de aviário ao redor do mundo têm demonstrado os principais benefícios nas propriedades químicas do solo. 38
- Figura 2** - Meta-análise do efeito do biochar de cama de aviário no pH (A), concentrações de Al^{3+} (B) e na capacidade de troca de cátions (C) no solo com (B+) e sem (B-) biochar de cama de aviário. 40
- Figura 3** - Meta-análise do efeito do biochar de cama de aviário no conteúdo de K^+ (A), Ca^{2+} (B) e Mg^{2+} (C) no solo com (B+) e sem (B-) biochar. 41
- Figura 4** - Meta-análise do efeito da aplicação de biochar de cama de aviário no estoque de carbono (A) e nitrogênio (B) nos solos com (B+) e sem (B-) biochar. 42
- Figura 5** - Mapa do Brasil com o delineamento do município de São João – Pernambuco. .. 56
- Figura 6** - Influência de diferentes tratamentos de fertilização sobre propriedades químicas e enzimáticas de solo arenoso. 61
- Figura 7** - Influência de diferentes tratamentos de fertilização sobre variáveis bromatológicas de plantas de feijão cultivadas em solo arenoso. 62
- Figura 8** - Curvas de rarefação demonstrando os principais índices de riqueza calculados para sete tratamentos baseados na fertilização de solo arenoso. 63
- Figura 9** - Análise de diversidade microbianas nos sete sistemas de fertilização. 64
- Figura 10** - Análise de componentes principais (PCoA) identificando o agrupamento dos sete tratamentos e rank de abundância de ASVs de cada amostra. 64
- Figura 11** - Abundância relativa das dez principais classes bacterianas encontradas em solo com sete tratamentos de fertilização. 66
- Figura 12** - Mapa de calor da abundância relativa dos diferentes ASVs. 66
- Figura 13** - Análises de interações dos elementos químicos do solo com as comunidades microbianas. 67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Matriz mostrando os estudos, países e variáveis que forneceram os dados para as meta-análises.	39
Tabela 2 - Caracterização química do biochar, da cama de aviário e do esterco de galinha usados no experimento.	55
Tabela 3 - Abundância relativa dos principais filos bacterianos.	65

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1	Hipóteses	16
1.2	Objetivos	16
1.2.1	<i>Objetivo Geral</i>	16
1.2.2	<i>Objetivos Específicos</i>	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1	Biochar	18
2.2	Cama de aviário.....	19
2.3	Biochar da cama de aviário	21
2.4	Efeitos do biochar na comunidade microbiana do solo	21
2.5	Feijão.....	22
2.6	Impacto do biochar sobre as propriedades de solos cultivados com feijão.....	23
	Referências Bibliográficas	25
3	REVITALIZANDO A FERTILIDADE DOS SOLOS GLOBAIS: UMA META-ANÁLISE SOBRE OS BENEFÍCIOS DO BIOCHAR DE CAMA DE AVIÁRIO	33
	Resumo.....	33
	Abstract	34
3.1	Introdução	35
3.2	Material e Métodos	36
3.3	Resultados	37

3.4	Discussão	43
3.5	Conclusões	46
	Referências Bibliográficas	47
4	CAPÍTULO II: COMUNIDADES MICROBIANAS SÃO ALTERADAS PELO USO DE BIOCHAR DE “CAMA DE AVIÁRIO” EM SOLO CULTIVADO COM FEIJÃO	51
	Resumo	51
	Abstract.....	52
4.1	Introdução	53
4.2	Material e Métodos	55
	<i>4.2.1 Obtenção do biochar de cama de aviário.....</i>	<i>55</i>
	<i>4.2.2 Local do experimento de campo e desenho experimental</i>	<i>55</i>
	<i>4.2.3 Amostragem de solo e análise química</i>	<i>57</i>
	<i>4.2.4 Atividades enzimáticas do solo</i>	<i>58</i>
	<i>4.2.5 Extração de DNA solo e preparo da biblioteca de 16S rRNA.....</i>	<i>58</i>
	<i>4.2.6 Processamento de dados brutos das sequências genéticas</i>	<i>59</i>
	<i>4.2.7 Análises estatísticas</i>	<i>60</i>
4.3	Resultados.....	61
	<i>4.3.1 Resposta dos tratamentos sobre as variáveis ambientais</i>	<i>61</i>
	<i>4.3.2 Riqueza e diversidade microbiana</i>	<i>62</i>
	<i>4.3.3 Composição microbiana.....</i>	<i>65</i>
	<i>4.3.4 Interações microbianas com fatores ambientais</i>	<i>67</i>
4.4	Discussão	69

4.5	Conclusões	72
	Referências Bibliográficas	73
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
	ANEXOS.....	79

1 INTRODUÇÃO GERAL

O biochar tem se destacado devido a sua versatilidade em aplicações em sistemas agrícolas e ambientais. O termo biochar foi proposto a partir dos estudos da matéria orgânica das Terras Pretas dos Índios. Definido como um material carbonáceo poroso produzido durante a decomposição termoquímica de biomassa na presença limitada de oxigênio, em um processo conhecido como pirólise.

Suas principais utilizações incluem o sequestro de carbono para mitigar emissões de gases de efeito estufa, a melhoria da fertilidade do solo, a redução da acidez do solo, o aumento da eficiência no uso de nutrientes, o aumento da retenção de água, o estímulo à atividade microbiana do solo e o estímulo ao crescimento das plantas. No entanto, os efeitos do biochar podem variar dependendo das condições específicas do solo e de sua produção.

Os biochars derivados de diferentes matérias-primas exibem propriedades físico-químicas muito distintas entre si. Portanto, a seleção da biomassa é fundamental para obtenção de um produto com propriedades físico-químicas específicas. Pode ser produzido a partir de quaisquer materiais orgânicos como resíduos agrícolas e florestais, resíduos alimentares, lodo de esgoto e subprodutos da produção e processamento animal, como cama de aviário.

A cama de aviário, composta principalmente por dejetos de aves, é uma fonte rica de nutrientes, mas seu manejo inadequado pode resultar em questões ambientais, incluindo a liberação de gases de amônia e a contaminação da água. O seu reaproveitamento como fertilizante é utilizado há décadas devido aos altos teores de fósforo, potássio, nitrogênio e ao incremento de matéria orgânica no solo, ocasionando em melhorias nos atributos físico-químicos e biológicos.

A eficácia da cama de aviário crua tem sido questionada, devido, principalmente, a possíveis processos de eutrofização em corpos d'água, e disseminação de patógenos que podem afetar a saúde humana e animal. No entanto, o biochar de cama de aviário, derivado da pirólise deste resíduo, apresenta características únicas que o tornam uma opção atrativa para melhorar a qualidade do solo, promover a eficiência do uso de nutrientes e mitigar os impactos ambientais adversos associados à gestão convencional da cama de aviário.

O biochar a base de cama de aviário apresenta melhorias na fertilidade do solo, podendo ainda, atender às necessidades de gerenciamento de resíduos sólidos e mitigação de gases de efeito estufa, como também um recurso para melhorar a qualidade dos solos. Muitos estudos avaliaram o impacto da cama de aviário e a eficiência de biochar de cama

de aviário nas propriedades físico-químicas do solo. Entretanto, ainda existe uma lacuna a respeito de qual o impacto da cama de aviário *in natura* ou transformada em biochar causa na comunidade microbiana de solos arenosos. E é um assunto importante a ser estudado devido à quantidade de cama de aviário produzida e, caso não seja manejada de forma correta, poderá ser um importante passivo ambiental. Além disso, verificar o impacto do biochar de cama de aviário na rizosfera de plantas de feijão é importante para o país, que é um dos maiores produtores mundiais, pois pode fornecer informações sobre o impacto do resíduo fresco no solo, além de oferecer uma melhor destinação com valor agregado, estando alinhado a alguns objetivos da ODS (Objetivos de Desenvolvimento Sustentável) 2 (fome zero e agricultura sustentável), 6 (água limpa e saneamento), 7 (energia limpa e acessível), 12 (consumo e produção responsáveis), 13 (ação contra a mudança global do clima) e 15 (vida terrestre).

1.1 Hipóteses

- a. A cama de aviário transformada em biochar altera a comunidade microbiana e outras propriedades de um solo arenoso cultivado com feijão;
- b. Biochar oriundo da cama de aviário é viável como substituto total ou parcial da fertilização de N-P-K via fontes minerais solúveis na cultura do feijão;
- c. A aplicação de biochar de cama de aviário aumenta a produtividade de feijão;
- d. Doses crescentes de biochar influenciam a diversidade e composição de comunidades microbianas no solo.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Testar a viabilidade do biochar oriundo da cama de aviário como substituto total ou parcial da fertilização de N-P-K via fontes minerais solúveis e seus impactos na estrutura e diversidade microbiana do solo e a produtividade do feijão.

1.2.2 Objetivos Específicos

- a. Determinar a eficiência no uso do P pelas plantas de feijão em função da associação do biochar com a fonte solúvel de P;

- b. Observar a influência do pH, aumentado pela adição do biochar, sobre o balanço de N, P e K e na atividade metabólica das comunidades microbianas do solo;
- c. Verificar os impactos sobre os microrganismos do solo através da quantificação da sua fração orgânica ativa e das atividades enzimáticas;
- d. Acessar o Microbioma bacteriano do solo cultivado com feijão e tratado com diferentes insumos orgânicos e minerais, incluindo dosagens de biochar, por meio da amplificação do gene 16S rRNA;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Biochar

O biochar tem se destacado devido a sua versatilidade em aplicações em sistemas agrícolas e ambientais. Definido como um material rico em carbono, de granulometria fina, com alta porosidade, e resistência a decomposição (LEHMANN e JOSEPH, 2009). É produzido a partir de matérias primas orgânicas submetidas a um tratamento de pirólise, sob baixas atmosferas de oxigênio (LEHMANN, 2007; Lima et al., 2018). Diversos estudos mostram a utilização de diferentes resíduos para a produção de biochar, tais como resíduos da indústria de café (SILVA et al., 2021), resíduos agrícolas, principalmente palha de arroz, serragem, resíduos vegetais de cana-de-açúcar e podas de árvores (KHATER et al., 2024), lodo de esgoto (FAN et al., 2020) e esterco animal (RATHNAYAKE et al., 2023). Portanto, as propriedades do biochar irá depender das características de sua produção como o forno utilizado e a temperatura e das características do resíduo utilizado.

O termo biochar foi proposto a partir dos estudos da matéria orgânica das Terras Pretas dos Índios da Amazônia. Esses estudos impulsionaram o uso do biochar como um aditivo promissor do solo que promove o crescimento e produtividade das culturas e o armazenamento de carbono (LIMA et al., 2018). Sua aplicação depende de suas diversas características, como a capacidade de troca de íon, capacidade de adsorção, elevada área de superfície, microporosidade e a presença de grupos funcionais (AHMAD et al., 2014; MOHANTY et al., 2013; REHMAN et al., 2016).

O biochar é um condicionador do solo que, devido seu potencial em melhorar sua estrutura e fertilidade, promove o crescimento das plantas, aumentando sua produtividade através da maior disponibilidade de nutrientes e aproveitamento da água através da sua retenção no solo (OLDFIELD et al., 2018; PANEQUE et al., 2016), além de aumentar o pH (ALI et al., 2019; SUN et al., 2017; WAQAS et al., 2018). Quando incorporado ao solo aumenta a CTC (GONDEK et al., 2019; HUFF et al., 2018) e a área de superfície específica (TOMCZYK et al., 2019), podendo alterar não apenas a estrutura e composição da comunidade microbiana do solo (GUL et al., 2015; THIES et al., 2015), como também, a atividade enzimática (MEDEIROS et al., 2020), e tem um alto potencial a ser utilizado como via de inoculação (MEDEIROS et al., 2020).

O biochar tem sido visto como uma estratégia promissora no sequestro de carbono e na melhoria da qualidade do solo, como fonte de nitrogênio para as plantas e microrganismos

(CLOUGH; CONDRON, 2010; HUA et al., 2009; QIAN et al., 2015). Possui excelentes propriedades físico-química que melhora a qualidade ambiental (RUAN et al., 2019), e apresenta grande potencialidade de aplicação por sua versatilidade de uso, por proporcionar segurança sanitária, mitigar os gases de efeito estufa, ser uma boa ferramenta na gestão de resíduos orgânicos, podendo tornar os sistemas de produção mais sustentáveis (MARCELINO; LOSS; ANDRADE, 2020).

A utilização do biochar em solos agrícolas é tida como uma possível solução para solos ácidos e empobrecidos em carbono, além de ser vista como uma alternativa de adaptar a agricultura aos crescentes desafios provocados pelas mudanças climáticas (SCHOLZ et al., 2014). Schmidt et al. (2018) argumentam que o biochar provavelmente ganhará importância nos contextos de política climática nos próximos anos. O biochar tem se destacado por sua capacidade de aumentar o sequestro de carbono no solo e diminuir as emissões de CO₂, podendo, possivelmente, ser utilizado no mercado de carbono (HELTON e ACHARYA, 2020; LEHMANN; LEE, 2016; VENTURA et al., 2019).

A utilização do biochar pode afetar positivamente o rendimento das culturas e a saúde do solo a um custo relativamente baixo (ADEGBEYE et al., 2020; SCHOLZ et al., 2014). Embora o biochar seja usado, principalmente, como condicionador do solo ou como composto ou aditivo de substrato para o plantio de mudas (JAISWAL et al., 2018; KERN et al., 2017; OLIVEIRA da MOTA et al., 2023), uma preocupação significativa reside no fato de que certos tipos de biochar podem apresentar fitotoxicidade inicial (JAISWAL et al., 2015; KAMMANN et al., 2015; RAJKOVICH et al., 2012). Jeffery et al. (2017) mostraram em sua meta-análise que a incorporação de biochar em solos de regiões temperadas pode ter efeitos negativos ou nulo no crescimento das plantas e na fertilidade do solo, enquanto sua incorporação em solos tropicais normalmente exerce impactos positivos. Os efeitos não dependem apenas das propriedades do biochar, mas também, do tipo de solo e clima (Matušík; Hnátková; Kočí, 2020).

2.2 Cama de aviário

Devido à crescente demanda por carne de aves e ovos, a produção de aves vem crescendo em todo o mundo. O Brasil é o segundo maior produtor mundial de frangos de corte e estima-se que o volume anual de resíduo gerado é em torno de 8 a 10 milhões de toneladas/ano (DALÓLIO et al., 2017). O resíduo da indústria avícola é caracterizado como um composto heterogêneo produzido após um ciclo de produção de aves, e incluem uma mistura do material

de cama ou lixo (aparas de madeira ou palha), estrume, restos de ração, aves mortas, água, ovos quebrados, penas removidas de aves de capoeira e a microbiota resultante (DALÓLIO et al., 2017; MAU; GROSS, 2018).

De acordo com Dalólio et al. (2017), a quantidade de resíduos gerada por ave ao longo do ciclo de produção varia de 1,5 a 5,7 kg de lixo de ave⁻¹. O reaproveitamento de estrume de aves é uma prática comum, principalmente via aplicação no solo como fonte de fertilizante (WHITELY et al., 2006). Os altos teores de fósforo (P), potássio (K) e nitrogênio (N) fazem da cama de aviário um fertilizante cobiçado. No entanto, devido às baixas relações C/P e N/P e ao alto potencial para a perda de N e P através da lixiviação, a eficácia da cama de aviário como fertilizante tem sido questionada (VANDECASTEELE et al., 2014). A cama de aviário além apresentar elevado potencial como fertilizante orgânico, devido aos altos teores destes nutrientes, permite a inclusão de matéria orgânica no solo, melhorando também os atributos físicos (BLUM et al., 2003).

O uso desenfreado da cama de aviário como fertilizante orgânico pode resultar em processos de eutrofização em corpos de água, emissões de gases de efeito estufa, poluição do ar, disseminação de patógenos e produção de substâncias fitotóxicas, podendo afetar a saúde humana e animal (BILLEN et al., 2015; CERRI et al., 2010; LYNCH et al., 2013). Uma alternativa para o gerenciamento da cama de aviário seria por meio de tratamento térmico como a pirólise (KIM et al., 2009).

A cama de aviário apresenta elevada eficiência a ser usada como substrato para a produção de biochar (CANTRELL et al., 2012). Song e Guo (2012), evidenciaram no processo de pirólise lenta (em temperatura de 500°C) rendimento do biochar de cama de aviário de até 60,2%, com teores elevados em N, P, K, Ca, Mg e S, sendo uma alternativa eficiente e sustentável de seu uso como fertilizante orgânico. No entanto, há um potencial risco de contaminar os solos agrícolas com agentes patogênicos, antibióticos, metais pesados e pesticidas (KYAKUWAIRE et al., 2019).

A cama de aviário apresenta altas concentrações de N, P e K, e pode ser usada como fertilizante orgânico (ADEKIYA et al., 2019; CHASTAIN et al., 2012). O seu reaproveitamento como fertilizantes é utilizado a décadas devido aos altos teores destes nutrientes e ao incremento de matéria orgânica no solo, ocasionando em melhorias nos atributos físico-químicos e biológicos. No entanto, o uso direto da cama de aviário no solo pode causar danos ambientais como a eutrofização (PILON et al., 2019).

2.3 Biochar da cama de aviário

A conversão térmica da cama de aviário, no processo de pirólise, pode aumentar sua estabilidade e segurança para a saúde humana (SHAKYA; AGARWAL, 2017). Lima et al. (2009) evidenciaram que a decomposição térmica gradual da cama de aviário resulta na formação de até 30% de biochar, enquanto reduz os resíduos para aproximadamente dois terços de seu volume original. A transformação da cama de aviário em biochar não apenas facilita o armazenamento do material, mas também representa uma abordagem crucial para a gestão sustentável dos recursos ambientais (JAROSZ et al., 2022).

De acordo com Cantrell e Martin (2012) a cama de aviário apresenta elevada eficiência a ser usada como substrato para a produção de biochar. Podendo ser uma alternativa que viabiliza a efetiva utilização dos nutrientes presentes nesse tipo de material (INAL et al., 2015). Além disso, o biochar proveniente da cama de aviário pode desempenhar um papel na retenção e liberação prolongada de nutrientes, apresentando uma taxa mais lenta em comparação com a cama de aviário (JOARDAR; MONDAL; SIKDER, 2020).

O emprego desse biochar resulta em um significativo aumento nas concentrações de Ca, Mg e K no solo (MASUD et al., 2020; NOVAK et al., 2018), tornando-o uma alternativa eficaz para impulsionar o desenvolvimento agrícola em regiões tropicais e subtropicais. Nestas áreas, onde os solos frequentemente apresentam acidez e deficiências de Ca, Mg e K devido à elevada lixiviação, a aplicação desse biochar é viável (LIMA et al., 2021). A utilização do biochar proveniente de cama de aviário não apenas eleva o pH do solo, os níveis de nutrientes essenciais e a capacidade de retenção de água, mas também reduz a densidade aparente do solo (DELUCA; GAO, 2019).

2.4 Efeitos do biochar na comunidade microbiana do solo

Os microrganismos edáficos mantêm uma relação intrínseca com a composição química da matéria orgânica do solo, desempenhando um papel crucial na sua mineralização (BROOKES et al., 2017; LI et al., 2017). O biochar pode interagir com os microrganismos do solo diretamente, sendo degradado e utilizado como fonte de energia, ou indiretamente, melhorando as propriedades do solo e as condições de habitat (AMELOOTET et al.; 2013).

Nos últimos anos pesquisas voltadas para o estudo dos efeitos da aplicação do biochar sobre as comunidades microbianas do solo vem sendo desenvolvidas para diversas culturas de interesse agrônômico (AZLAN HALMI; ABDULLAH, 2018; DESHOUX et al., 2023; HAN et al., 2017; SIMARANI; ZHANG; SHEN, 2022). Em estudo com as culturas de milho e trigo,

ZHANG e SHEN (2022) avaliaram os efeitos do biochar na comunidade bacteriana de um solo de textura argilosa, e reportaram mudanças significativas das estruturas da comunidade bacteriana do solo sob as maiores doses de biochar. Os autores sugeriram que utilizando tecnologias avançadas de sequenciamento, é possível obter uma visão detalhada das variações na comunidade bacteriana, a nível de filo, em diferentes adições de biochar, destacando a correlação entre propriedades físico-químicas e comunidades microbianas do solo. A aplicação de biochar melhorou significativamente a fertilidade do solo e a diversidade microbiana. Além disso, nos tratamentos com biochar, verificou-se uma maior abundância de bactérias associadas ao metabolismo do carbono/nitrogênio, notadamente nos filos Proteobacteria, Cyanobacteria e Actinobacteria.

A aplicação de biochar aos solos pode estimular as atividades dos microrganismos do solo (PALANSOORIYA et al., 2019), afetando positivamente a composição e a abundância da comunidade microbiana, por servir como um habitat de refúgio para os microrganismos, protegendo-os contra predadores (LEHMANN et al., 2011). Levando alguns gêneros a se tornarem dominantes, tais como, *Sphingomonas*, *Gemmatimonas*, *Nitrospira* e *Pseudomonas* (HAN et al., 2017). A diversidade e abundância da microbiota do solo atrelada a adição do biochar ao solo pode melhorar a fertilidade e produtividade dos solos agrícolas, principalmente, devido a ciclagem de nutrientes e supressão de doenças vegetais (BONANAMI et al., 2015; JEFFERY et al., 2011).

Em estudo recente com biochar aplicado ao feijão consorciado com o milho, Kimura, Uchida e Madegwa (2022) utilizaram o resíduo esterco de galinha como fonte para a produção do biochar e demonstraram por meio de uma análise da rede de associação que a aplicação de biochar enriqueceu a rede bacteriana da rizosfera, gerando impactos positivos sobre o crescimento da cultura. O biochar aplicado ao solo promoveu um aumento significativo na abundância relativa de *Proteobactérias* e *Bacteroidetes*. No entanto, para a cultura do feijão, o efeito do biochar sobre a comunidade microbiana da rizosfera ainda é pouco compreendido.

2.5 Feijão

O feijão-comum (*Phaseolus vulgaris* L.) e o feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L) Walp.) desempenham papéis essenciais na segurança alimentar, economia agrícola e tradições culinárias, sendo alimento básico de muitos países da América Latina e Sudoeste da África (CASTRO- GUERRERO et al., 2016) por suas propriedades nutricionais. O *Phaseolus vulgaris* possui um perfil nutricional rico, incluindo altos níveis de proteínas, fibras, amido resistente e

lipídios (SILVA-GIGANTE et al., 2023). Além disso, contém compostos bioativos como inibidores de tripsina, lectinas, saponinas, ácido fítico, taninos e oligossacarídeos, que oferecem benefícios à saúde, como propriedades “quimiopreventivas”, antiproliferativas, antimutagênicas, antioxidantes e hipocolesterolêmicas, sendo um alimento com potencial terapêutico significativo na prevenção e tratamento de doenças (CORZO-RÍOS et al., 2020).

Neste cenário, o feijão tem se destacado como a leguminosa de grão alimentar mais produzida e consumida ao redor do mundo, e seu valor de mercado vem superando o valor de outras leguminosas (FAOSTAT, 2021).

Segundo estimativas da Embrapa Arroz e Feijão (2023), o consumo médio aparente per capita de feijão-comum em 2022 foi 12,2 kg por habitante. Entre os feijões consumidos no Brasil, 80% são de feijão-comum (*Phaseolus vulgaris*) e 20% são de feijão-caupi (*Vigna unguiculata*) (EMBRAPA ARROZ E FEIJÃO, 2023).

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de feijão, com produção de 3,1 milhões de toneladas nas três safras de 2023 (CONAB, 2023). No estado de Pernambuco, produziram-se em torno de 49.942 mil toneladas de feijão, com área plantada de 148.581 mil hectares, sendo o município de São João o maior produtor (IBGE, 2023), onde são cultivados principalmente por pequenos produtores, sob regime de sequeiro, em solo de textura arenosa, com baixa fertilidade natural e baixos teores de carbono orgânico (RIBEIRO et al., 2018).

A espécie pode exibir diferentes hábitos de crescimento, sendo classificada como tipo I (determinado), tipo II (indeterminado arbustivo), tipo III (indeterminado prostrado ou semiprostrado) e tipo IV (indeterminado trepador) (AGUIAR et al., 2014; EMBRAPA, 2017). O cultivo é realizado em três safras, sendo a primeira denominada “safra das águas”, a segunda “safra da seca” e a terceira “safra de outono/inverno” (MAPA, 2016). Entretanto, alguns fatores limitam a produção de feijão nesta região que possui áreas de cultivo com predominância de solos arenosos, com baixa fertilidade e baixa capacidade de armazenamento de água (LIMA et al., 2021).

2.6 Impacto do biochar sobre as propriedades de solos cultivados com feijão

Nos últimos anos, observou-se um aumento significativo no interesse global pela utilização de biochar na agricultura, não apenas como fertilizante orgânico e condicionador do solo, mas também como contribuinte na mitigação das mudanças climáticas. (NAIR et al., 2017; OLDFIELD et al., 2018; PANEQUE et al., 2016; PAUSTIAN et al., 2016). O biochar quando incorporado ao solo altera suas propriedades físico-químicas e biológicas, proporcionando

melhor qualidade ao solo.

Estudos, principalmente em solos tropicais, têm evidenciado efeitos positivos do uso do biochar na fertilidade do solo, incluindo aumento no pH, disponibilidade de nutrientes e aumento na CTC (MARTINSEN et al., 2015; MEDEIROS et al., 2020). Nestas áreas, onde os solos frequentemente apresentam acidez e deficiências de Ca, Mg e K devido à elevada lixiviação, a aplicação do biochar é viável (MASUD et al., 2020). Alguns estudos, no entanto, evidenciaram que a aplicação de biochar pode ter alguns impactos negativos na disponibilidade de nutrientes em solos ácidos (BRTNICKY et al., 2021; PARVAGE et al., 2013).

Efeitos benéficos com concentrações crescentes de biochar foram observados no desenvolvimento do feijão, evidenciando um aumento na massa seca das raízes, na massa seca da parte aérea, no número de vagens, assim como no número e na massa seca dos grãos (SILVA et al., 2017). Segundo esses pesquisadores, o incremento no crescimento das plantas de feijoeiro com concentrações crescentes de biochar pode estar relacionado a uma maior absorção de nutrientes, uma vez que as concentrações desses nutrientes aumentaram de forma linear com o aumento das doses de biochar.

De acordo com Lima et al. (2021), estudando a produtividade do feijoeiro na região subúmida brasileira, a aplicação combinada de biochar (10 t ha^{-1}) e esterco de frango (5 t ha^{-1}) pode ser uma prática de manejo viável para os pequenos agricultores, uma vez que aumenta a concentração de P, as atividades enzimáticas e a eficiência do uso da água no solo. Ao estudar o impacto do biochar de café em solo arenoso cultivado com feijão, Martins Filho et al. (2021) demonstraram a redução dos níveis tóxicos de Al^{3+} e um aumento nas concentrações de P lábil. Além disso, observou-se um incremento nos teores de carbono orgânico do solo, biomassa microbiana e atividade da enzima β -glicosidase.

Referências Bibliográficas

ADEGBEYE, M. J.; REDDY, P. R. K.; OBAISI, A. I.; ELGHANDOUR, M. M. M. Y.; OYEBAMIJI, K. J.; SALEM, A. Z. M.; CAMACHO-DÍAZ, L. M. Sustainable agriculture options for production, greenhouse gasses and pollution alleviation, and nutrient recycling in emerging and transitional nations-An overview. **Journal of Cleaner Production**, v. 242, p. 118319, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118319>

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A.U.; LIM, J.E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; OK, Y.S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>

AHMAD, M.; WANG, X.; HILGER, T. H.; LUQMAN, M.; NAZLI, F.; HUSSAIN, A.; MUSTAFA, A. Evaluating biochar-microbe synergies for improved growth, yield of maize, and post-harvest soil characteristics in a semi-arid climate. **Agronomy**, v. 10, n. 7, p. 1055, 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10071055>

ALI, A.; GUO, D.; JEYASUNDAR, P.G.S.A.; LI, Y.; XIAO, R.; Du, J.; ZHANG, Z. Application of wood biochar in polluted soils stabilized the toxic metals and enhanced wheat (*Triticum aestivum*) growth and soil enzymatic activity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 184, p. 109635, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109635>

AMELOOT, N.; GRABER, E R.; VERHEIJEN, F.G.; DE NEVE, S. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. **European Journal of Soil Science**, v. 64, n. 4, p. 379-390, 2013. <https://doi.org/10.1111/ejss.12064>

ANUKAM, A.; MAMPHWELI, S.; OKOH, O.; REDDY, P. Influence of torrefaction on the conversion efficiency of the gasification process of sugarcane bagasse. **Bioengineering**, v. 4, n. 1, p. 22, 2017. <https://doi.org/10.3390/bioengineering4010022>

BARSKOV, S.; ZAPPI, M.; BUCHIREDDY, P.; DUFRECHE, S.; GUILLORY, J.; GANG, D.; SHARP, R. Torrefaction of biomass: A review of production methods for biocoal from cultured and waste lignocellulosic feedstocks. **Renewable Energy**, v. 142, p. 624-642, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.068>

BONANOMI, G.; IPPOLITO, F.; SCALA, F. A "black" future for plant pathology? Biochar as a new soil amendment for controlling plant diseases. **Journal of Plant Pathology**, v. 97, n. 2, 2015.

BILLEN, P.; COSTA, J.; VAN DER AA, L.; VAN CANEGHEM, J.; VANDECASTEELE, C. Electricity from poultry manure: a cleaner alternative to direct land application. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 467-475, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.016>

BRTNICKY, M.; DATTA, R.; HOLATKO, J.; BIELSKA, L.; GUSIATIN, Z. M.; KUCERIK, J.; PECINA, V. A critical review of the possible adverse effects of biochar in the soil environment. **Science of the Total Environment**, v. 796, p. 148756, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148756>

BROOKES, P.C.; CHEN, Y.; CHEN, L.; QIU, G.; LUO, Y.; XU, J. Is the rate of mineralization of soil organic carbon under microbiological control?. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 112, p. 127-139, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.05.003>

BLUM, L.E.B.; DO AMARANTE, C.V.; GÜTTLER, G.; MACEDO, A.F.D.; KOTHE, D. M.; SIMMLER, A.O.; GUIMARÃES, L.S. Produção de moranga e pepino em solo com incorporação de cama aviária e casca de pinus. **Horticultura Brasileira**, v. 21, n. 4, p. 627-631, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0102-05362003000400010>

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. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.084>

CASTRO, A.; DA SILVA, B. N.; LATAWIEC, A. E.; RODRIGUES, A.; STRASSBURG, B.; SILVA, D.; HALE, S. The effects of Gliricidia-derived biochar on sequential maize and bean farming. **Sustainability**, v. 10, n. 3, p. 578, 2018. <https://doi.org/10.3390/su10030578>

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; MAIA, S.M.F.; CERRI, C.E.P.; COSTA JUNIOR, C.; FEIGL, B.J.; CARVALHO, J.L.N. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 1, p. 102-116, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162010000100015>

CHEN, H.; GAO, Y.; LI, J.; FANG, Z.; BOLAN, N.; BHATNAGAR, A.; WANG, H. Engineered biochar for environmental decontamination in aquatic and soil systems: a review. **Carbon Research**, v. 1, n. 1, p. 4, 2022. <https://doi.org/10.1007/s44246-022-00005-5>

CHOI, J.H.; KIM, S.S.; LY, H.V.; KIM, J.; WOO, H.C. Effects of water-washing *Saccharina japonica* on fast pyrolysis in a bubbling fluidized-bed reactor. **Biomass and Bioenergy**, v. 98, p. 112-123, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.01.006>

CLOUGH, T.J.; CONDRON, L.M. Biochar and the nitrogen cycle: introduction. **Journal of environmental quality**, v. 39, n. 4, p. 1218-1223, 2010. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0204>

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

DENG, R.; HUANG, D.; WAN, J.; XUE, W.; WEN, X.; LIU, X.; ZHANG, Q. Recent advances of biochar materials for typical potentially toxic elements management in aquatic environments: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 255, p. 119523, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119523>

DESHOUX, M.; SADET-BOURGETEAU, S.; GENTIL, S.; PRÉVOST-BOURÉ, N. C. Effects of biochar on soil microbial communities: A meta-analysis. **Science of the Total Environment**, v. 902, p. 166079, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166079>

FAOSTAT (2021) Food and Agriculture Organization of the United Nations. www.faostat.fao.org. Acessado em dezembro de 2023.

FANG, W.; SONG, Z.; TAO, S.; ZHANG, D.; HUANG, B.; REN, L.; WANG, Q. Biochar mitigates the negative effect of chloropicrin fumigation on beneficial soil microorganisms. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139880, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139880>

FAN, J.; LI, Y.; YU, H.; LI, Y.; YUAN, Q.; XIAO, H.; PAN, B. Using sewage sludge with high ash content for biochar production and Cu (II) sorption. **Science of the Total Environment**, v. 713, p. 136663, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136663>

GUL, S.; WHALEN, J.K.; THOMAS, B.W.; SACHDEVA, V.; DENG, H. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 206, p. 46-59, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.015>

GLUBA, Ł.; RAFALSKA-PRZYSUCHA, A.; SZEWCZAK, K.; ŁUKOWSKI, M.; SZŁĄZAK, R.; VITKOVÁ, J.; USOWICZ, B. Effect of fine size-fractionated sunflower husk biochar on water retention properties of arable sandy soil. **Materials**, v. 14, n. 6, p. 1335, 2021. <https://doi.org/10.3390/ma14061335>

HAN, G.; LAN, J.; CHEN, Q.; YU, C.; BIE, S. Response of soil microbial community to application of biochar in cotton soils with different continuous cropping years. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10427-6>

HEATON, B. C. H. L. D.; ACHARYA, E. R. S. Soil carbon increased by twice the amount of biochar carbon applied after 6 years: field evidence of negative priming. **Bioenergy**, v. 12, p. 240–251. 2020.

HUA, L.; WU, W.; LIU, Y.; MCBRIDE, M.B.; CHEN, Y. Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, n. 1, p. 1-9, 2009. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0041-0>

HUFF, M.D.; MARSHALL, S.; SAEED, H.A.; LEE, J.W. Surface oxygenation of biochar through ozonization for dramatically enhancing cation exchange capacity. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 5, n. 1, p. 18, 2018. <https://doi.org/10.1186/s40643-018-0205-9>

IJAZ, M.; TAHIR, M.; SHAHID, M.; UL-ALLAH, S.; SATTAR, A.; SHER, A.; HUSSAIN, M. Combined application of biochar and PGPR consortia for sustainable production of wheat under semiarid conditions with a reduced dose of synthetic fertilizer. **Brazilian journal of microbiology**, v. 50, p. 449-458, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42770-019-00043-z>

ISLAMI, T.; GURITNO, B.; BASUKI, N.; SURYANTO, A. Biochar for sustaining productivity of cassava based cropping systems in the degraded lands of East Java, Indonesia. **Journal of Tropical Agriculture**, v. 49, p. 40-46, 2011.

JAISWAL, A. K.; FRENKEL, O.; ELAD, Y.; LEW, B.; GRABER, E. R. Non-monotonic influence of biochar dose on bean seedling growth and susceptibility to *Rhizoctonia solani*: the “Shifted Rmax-Effect”. **Plant Soil**, v. 395, p. 125–140, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2331-2>

JAISWAL, A. K.; ELAD, Y.; CYTRYN, E.; GRABER, E. R.; FRENKEL, O. Activating biochar by manipulating the bacterial and fungal microbiome through pre-conditioning. **New Phytologist**, v. 219, p. 77-363, 2018. <https://doi.org/10.1111/nph.15042>

JEFFERY, S.; VERHEIJEN, F.G.; VAN DER VELDE, M.; BASTOS, A.C. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 144, n. 1, p. 175-187, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>

JEFFERY, S.; ABALOS, D.; PRODANA, M.; BASTOS, A. C.; VAN GROENIGEN, J. W.; HUNGATE, B. A.; VERHEIJEN, F. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. **Environmental Research Letters**, v.12, p. 053001, 2017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa67bd>

KAMMANN, C. I.; SCHMIDT, H. P.; MESSERSCHMIDT, N.; LINSEL, S.; STEFFENS, D.; MÜLLER, C.; KOYRO, H. W.; CONTE, P.; JOSEPH, S. Plant Growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. **Sci Rep**, v. 5, p. 11080, 2015. <https://doi.org/10.1038/srep11080>

KELLEHER, B.P.; LEAHY, J.J.; HENIHAN, A.M.; O'DWYER, T.F.; SUTTON, D.; LEAHY, M.J. Advances in poultry litter disposal technology—a review. **Bioresource technology**, v. 83, n. 1, p. 27-36, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00133-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00133-X)

KERN, J.; TAMMEORG, P.; SHANSKIY, M.; SAKRABANI, R.; KNICKER, H.; KAMMANN, C.; TUHKANEN, E. M.; SMIDT, G.; PRASAD, M.; TIILIKKALA, K.; SOHI, S. Synergistic use of peat and charred material in growing media—an option to reduce the pressure on peatlands?. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 25, p.74-160, 2017. <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1284665>

KIM, S.S.; AGBLEVOR, F.A.; LIM, J. Fast pyrolysis of chicken litter and turkey litter in a fluidized bed reactor. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 15, n. 2, p. 247-252, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2008.10.004>

KIMURA, A.; UCHIDA, Y.; MADEGWA, Y. M. Legume species alter the effect of biochar application on microbial diversity and functions in the mixed cropping system—Based on a pot experiment. **Agriculture**, v. 12, n. 10, p. 1548, 2022. <https://doi.org/10.3390/agriculture12101548>

KHATER, E. S.; BAHNASAWY, A.; HAMOUDA, R.; SABAHY, A.; ABBAS, W.; MORSY, O. M. Biochar production under different pyrolysis temperatures with different types of agricultural wastes. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 1-8, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52336-5>

LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B.; JUNQUEIRA, A. B.; ARAUJO, E.; DE MORAES, L. F.; PINTO, H. A.; HALE, S. E. Biochar amendment improves degraded pasturelands in Brazil: environmental and cost-benefit analysis. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 11993, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47647-x>

LEHMANN, J.; GAUNT, J. e RONDON, M. Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. **Mitigation and adaptation strategies for global change**, v. 11, p. 403–427, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>

LEHMANN, J. A handful of carbon. **Nature**, v. 447, n. 7141, p. 143-144, 2007. <https://doi.org/10.1038/447143a>

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: an introduction. **Biochar for environmental management: Science and technology**, v. 1, p. 1- 12, 2009.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: science, technology and implementation. Routledge, 2015. LENG, L.; HUANG, H. An overview of the effect of pyrolysis process parameters on biochar stability. **Bioresource technology**, v. 270, p. 627-642, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.030>

LI, Y.; XING, B.; DING, Y.; HAN, X.; WANG, S. A critical review of the production and advanced utilization of biochar via selective pyrolysis of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, p. 123614, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123614>

LI, S.; LIANG, C.; SHANGGUAN, Z. Effects of apple branch biochar on soil C mineralization and nutrient cycling under two levels of N. **Science of the Total Environment**, v. 607, p. 109-119, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.275>

LIMA, J. R. D. S.; GOES, M. D. C. C. D.; HAMMECKER, C.; ANTONINO, A. C. D.; MEDEIROS, É. V. D.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; SOUZA, R. Effects of poultry manure and biochar on Acrisol soil properties and yield of common bean. A short-term field experiment. **Agriculture**, v. 11, n. 4, p. 290, 2021. <https://doi.org/10.3390/agriculture11040290>

LIMA, J.R.S.; DE MORAES SILVA, W.; DE MEDEIROS, E.V.; DUDA, G.P.; CORRÊA, M.M.; MARTINS FILHO, A.P.; HAMMECKER, C. Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. **Geoderma**, v. 319, p. 14-23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.033>

LYNCH, D.; HENIHAN, A.M.; BOWEN, B.; LYNCH, D.; MCDONNELL, K.; KWAPINSKI, W.; LEAHY, J.J. Utilisation of poultry litter as an energy feedstock. **Biomass and bioenergy**, v. 49, p. 197-204, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.12.009>

MANYÀ, J.J. Pyrolysis for biochar purposes: a review to establish current knowledge gaps and research needs. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 15, p. 7939-7954, 2012. <https://doi.org/10.1021/es301029g>

MARCELINO, I.P.; LOSS, A.; ANDRADE, M.A.N. Aspectos gerais do uso do biochar para sustentabilidade com ênfase aos atributos edáficos: A Revisão. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, p. 301-319, 2020. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v9e02020301-319>

MAU, V.; GROSS, A. Energy conversion and gas emissions from production and combustion of poultry-litter-derived hydrochar and biochar. **Applied Energy**, v. 213, p. 510-519, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.11.033>

MARTINS FILHO, A. P.; MEDEIROS, E. V.; LIMA, J. R. S.; COSTA, D. P.; DUDA, G. P.; SILVA, J. S. D.; HAMMECKER, C. Impact of coffee biochar on carbon, microbial biomass and enzyme activities of a sandy soil cultivated with bean. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, 2021. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120200096>

MATUŠTÍK.; J.; HNÁTKOVÁ.; T.; KOČÍ.; V. Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: A review. **Journal of cleaner production**, v. 259.; p. 120998. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120998>

MEDEIROS, E.V., MORAES, M.C.; COSTA, D. P.; SILVA, J. S.; OLIVEIRA, J.B.; JOSÉ, R. S.; HAMMECKER, C. Biochar and *Trichoderma aureoviride* applied to the sandy soil: effect on soil quality and watermelon growth. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici ClujNapoca**, v. 48, n. 2, p. 735-751, 2020. <https://doi.org/10.15835/nbha48211851>

MEDEIROS, E. V.; DOS SANTOS, M.D.C.H.; COSTA, D.P.; DUDA, G.P.; OLIVEIRA, J.B.; SILVA, J. A.; HAMMECKER, C. Effect of biochar and inoculation with *Trichoderma aureoviride* on melon growth and sandy Entisol quality. **Australian Journal of Crop Science**, v. 14, n. 6, p. 971-977, 2020. <https://doi.org/10.21475/ajcs.20.14.06.p2302>

MOYO, G. G., HU, Z.; GETAHUN, M. D. Decontamination of xenobiotics in water and soil environment through potential application of composite maize stover/rice husk (MS/RH) biochar—a review. **Environ Sci Pollut Res** **27**, 28679–28694, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09163-8>

MOHANTY, P.; NANDA, S.; PANT, K.K.; NAIK, S.; KOZINSKI, J.A.; DALAI, A.K. Evaluation of the physiochemical development of biochars obtained from pyrolysis of wheat straw, timothy grass and pinewood: effects of heating rate. **Journal of analytical and applied pyrolysis**, v. 104, p. 485-493, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.05.022>

OLIVEIRA DA MOTA, S. E.; DA COSTA, D. P.; DE BARROS, J. A.; DA SILVA, M. F. A.; LIMA, A. V.; DE SOUSA LIMA, J. R.; DA SILVA, M. M.; HAMMECKER, C.; DE MEDEIROS, E. V. Biochar from different waste sources as alternative substrates for lettuce and tomato seedling production. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S. l.], v. 16, n. 6, p. 3445–3453, 2023. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.6.p3445-3453>

OLDFIELD, T.L.; SIKIRICA, N.; MONDINI, C.; LÓPEZ, G.; KUIKMAN, P.J.; HOLDEN, N.M. Biochar, compost and biochar-compost blend as options to recover nutrients and sequester carbon. **Journal of environmental management**, v. 218, p. 465-476, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.061>

PALANSOORIYA, K.N.; WONG, J.T.F.; HASHIMOTO, Y.; HUANG, L.; RINKLEBE, J.; CHANG, S.X.; OK, Y. S. Response of microbial communities to biochar-amended soils: a critical review. **Biochar**, v. 1, n. 1, p. 3-22, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2>

PANEQUE, M.; JOSÉ, M.; FRANCO-NAVARRO, J.D.; COLMENERO-FLORES, J.M.; KNICKER, H. Effect of biochar amendment on morphology, productivity and water relations of sunflower plants under non-irrigation conditions. **Catena**, v. 147, p. 280-287, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.037>

QIAN, K.; KUMAR, A.; ZHANG, H.; BELLMER, D.; HUHNKE, R. Recent advances in utilization of biochar. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 1055-1064, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.074>

RAJKOVICH S.; ENDERS A.; HANLEY K.; HYLAND C.; ZIMMERMAN AR.; LEHMANN J. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. **Biol Fertil Soils**, v. 48, p.271–284, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0624-7>

RATHNAYAKE, D.; SCHMIDT, H. P.; LEIFELD, J.; MAYER, J.; EPPER, C. A.; BUCHELI, T. D.; HAGEMANN, N. Biochar from animal manure: A critical assessment on technical feasibility, economic viability, and ecological impact. **GCB Bioenergy**, v. 15, n. 9, p. 1078-1104, 2023. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13082>

REHMAN, M.Z.U.; RIZWAN, M.; ALI, S.; FATIMA, N.; YOUSAF, B.; NAEEM, A.; OK, Y.S. Contrasting effects of biochar, compost and farm manure on alleviation of nickel toxicity in maize (*Zea mays* L.) in relation to plant growth, photosynthesis and metal uptake. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 133, p. 218-225, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.07.023>

RUAN, X.; SUN, Y.; DU, W.; TANG, Y.; LIU, Q.; ZHANG, Z.; TSANG, D.C. Formation, characteristics, and applications of environmentally persistent free radicals in biochars: A review. **Bioresource technology**, v. 281, p. 457-468, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.105>

SILVA, C. C. G. D.; MEDEIROS, E. V. D.; FRACETTO, G. G. M.; FRACETTO, F. J. C.; MARTINS FILHO, A. P.; LIMA, J. R. D. S.; HAMMECKER, C. Os resíduos de café como alternativa ecológica e de baixo custo para a produção de biochar impactam nos atributos químicos do solo arenoso e na abundância de genes microbianos. **Bragantia**, v. 80, pág. e2121, 2021. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.20200459>

SIMARANI, K.; AZLAN HALMI, M. F.; ABDULLAH, R. Short-term effects of biochar amendment on soil microbial community in humid tropics. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, n. 13, p. 1847-1860, 2018. <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1464149>

SCHMIDT, H. P.; ANCA-COUCÉ, A.; HAGEMANN, N.; WERNER, C.; GERTEN, D.; LUCHT, W.; KAMMANN, C. Pyrogenic carbon capture and storage. **Gcb Bioenergy**, v. 11, n. 4, p. 573-591, 2019. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12553>

SCHOLZ, S. B.; SEMBRES, T.; ROBERTS, K.; WHITMAN, T.; WILSON, K.; LEHMANN, J. Biochar systems for smallholders in developing countries: leveraging current knowledge and exploring future potential for climate-smart agriculture. 2014.

SUN, H., LU, H.; CHU, L.; SHAO, H.; SHI, W. Biochar applied with appropriate rates can reduce N leaching, keep N retention and not increase NH₃ volatilization in a coastal saline soil. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 820-825, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.137>

THIES, J.E.; RILLIG, M.C.; GRABER, E.R. Biochar effects on the abundance, activity and diversity of the soil biota. **Biochar for environmental management: science, technology and implementation**, v. 2, p. 327-389, 2015.

TOMCZYK, A.; BOGUTA, P.; SOKOŁOWSKA, Z. Biochar efficiency in copper removal from Haplic soils. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 8, p. 4899-4912, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02227-4>

TRIPATHI, M.; SAHU, J.N.; GANESAN, P. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 55, p. 467-481, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>

VANDECASTEELE, B.; REUBENS, B.; WILLEKENS, K.; DE NEVE, S. Composting for increasing the fertilizer value of chicken manure: effects of feedstock on P availability. **Waste and Biomass Valorization**, v. 5, n. 3, p. 491-503, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9264-5>

VENTURA, M.; ALBERTI, G.; PANZACCHI, P.; VEDOVE, G. D.; MIGLIETTA, F.; TONON, G. Biochar mineralization and priming effect in a poplar short rotation coppice from a 3-year field experiment. **Biology and Fertility of Soils**, v. 55, p. 67-78, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1329-y>

YU, Y. Q.; LI, J. X.; LIAO, Y. L.; YANG, J. Y. Effectiveness, stabilization, and potential feasible analysis of a biochar material on simultaneous remediation and quality improvement of vanadium contaminated soil. **Journal of Cleaner Production**, v. 277, p. 123506, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123506>

WAQAS, M.; ABURIAZAIZA, A.S.; MIANDAD, R.; REHAN, M.; BARAKAT, M.A.; NIZAMI, A.S. Development of biochar as fuel and catalyst in energy recovery technologies. **Journal of cleaner production**, v. 188, p. 477-488, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.017>

WHITELY, N.; OZAO, R.; CAO, Y.; PAN, W.P. Multi-utilization of chicken litter as a biomass source. Part II. **Pyrolysis. Energy & fuels**, v. 20, n. 6, p. 2666-2671, 2006. <https://doi.org/10.1021/ef0503111>

XIAO, Y.; XUE, Y.; GAO, F.; MOSA, A. Sorption of heavy metal ions onto crayfish shell biochar: effect of pyrolysis temperature, pH and ionic strength. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 80, p. 114-121, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.08.035>

XIE, T.; REDDY, K. R.; WANG, C.; YARGICOGLU, E.; SPOKAS, K. Characteristics and applications of biochar for environmental remediation: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 9, p. 939-969, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.093>

ZHANG, J.; e SHEN, J. L. Effects of biochar on soil microbial diversity and community structure in clay soil. **Annals of Microbiology**, v. 72, n. 1, p. 35, 2022. <https://doi.org/10.1186/s13213-022-01689-1>

3 REVITALIZANDO A FERTILIDADE DOS SOLOS GLOBAIS: UMA META-ANÁLISE SOBRE OS BENEFÍCIOS DO BIOCHAR DE CAMA DE AVIÁRIO

Resumo

Este estudo teve como objetivo realizar uma meta-análise de dados de revisão sistemática sobre biochar de cama de aves (PLB) para responder: (i) Quais são os principais estudos no mundo? (ii) Quais propriedades químicas do solo são mais afetadas? (iii) O PLB melhora a qualidade do solo e a produtividade das culturas? Os dados de 1.800 artigos publicados entre 2010 e 2020 para avaliar o efeito do BCA nas propriedades físico-químicas e biológicas dos solos. A meta-análise revelou que o BCA mudou significativamente várias propriedades-chave do solo, incluindo pH, capacidade de troca catiônica (CTC), nitrogênio, carbono, potássio, cálcio, magnésio e teor de alumínio. Especificamente, a meta-análise mostrou que o BCA diminuiu Al^{3+} no solo em 71% enquanto aumentava o pH, N, C e CTC em 16, 20, 36 e 82%, respectivamente. Este aumento significativo na CTC foi associado à adição de cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} em 43, 202 e 636%, respectivamente. O estudo indicou que o BCA tem uma função dupla: corrige a acidez e o pH do solo, enquanto também aumenta o conteúdo de nutriente-chave como o N. Esta pesquisa amplia nossa compreensão sobre o potencial de reutilização de cama de aves para a produção de biochar, oferecendo dados valiosos para o desenvolvimento de estratégias para melhorar a saúde e a fertilidade do solo.

Palavras-chave: Reutilização de resíduos. Pirólise. Saúde do solo. Disponibilidade de nutrientes. Produção vegetal.

REVITALIZING THE FERTILITY OF GLOBAL SOILS: COMPREHENSIVE META-ANALYSIS OF BENEFITS OF THE POULTRY LITTER BIOCHAR

Abstract

This study aimed to conduct a meta-analysis of systematic review data on poultry litter biochar (PLB) to answer: (i) What are the main studies in the world? (ii) Which soil chemical properties are most affected? (iii) Does PLB improve soil quality and crop productivity? Data from 1,800 papers published between 2010 and 2020 to assess the effect of PLB on physical, chemical, and biological properties of soils. The meta-analysis revealed that the application of PLB significantly changed several key soil properties, including pH, cation exchange capacity (CEC), nitrogen, carbon, potassium, calcium, magnesium, and aluminum content. Specifically, the meta-analysis showed that PLB decreased Al^{3+} in the soil by 71% while increasing pH, N, C, and CEC by 16, 20, 36 and 82%, respectively. This significant increase in CEC was associated with the addition of Ca^{2+} , Mg^{2+} , and K^{+} cations by 43, 202 and 636%, respectively. The study indicates that PLB serves a dual function: it corrects soil acidity and pH, while also enhancing the content of key nutrients such as N. This research broadens our understanding of the potential for reusing poultry litter for biochar production, offering valuable data for developing strategies to improve both soil health and fertility.

Keywords: Waste reuse. Pyrolysis. Soil health. Nutrient availability. Plant production.

3.1 Introdução

O biochar é um subproduto da biomassa carbonizada produzida na ausência de oxigênio (pirólise) em temperaturas que variam de 300 a 1.000°C (PANDEY et al., 2020). Sua utilização em sistemas agrícolas e ambientais deve-se à diversos benefícios como o sequestro de carbono (HAN et al., 2021), melhoria nas propriedades físicas (OLDFIELD et al., 2018; PANEQUE et al., 2016), de fertilidade (LIMA et al., 2018) e microbianas do solo (LIMA et al., 2021; SILVA et al., 2021a, b), contribuindo para o desenvolvimento e saúde do solo e das plantas (MEDEIROS et al., 2021).

Diferentes matérias-primas resultam em biochar com propriedades físico-químicas distintas (MEDEIROS et al., 2020), variando entre resíduos sólidos industriais (LIMA et al., 2018; WANG et al., 2020), alimentos (XUE et al., 2019) e lodo de esgoto (FIGUEIREDO et al., 2019; PENIDO et al., 2019). Subprodutos animais, como esterco suíno (AWASTHI et al., 2020) e cama de aviário, também podem ser utilizados (MASUD et al., 2020; STEINER et al., 2018). A cama de aviário é empregada como biofertilizante devido às altas concentrações de N, P e K (ADEKIYA et al., 2019). No entanto, a aplicação direta da cama de aviário no solo pode causar danos ambientais por meio da eutrofização (PILON et al., 2019), mas sua conversão em biochar minimiza os riscos potenciais (INAL et al., 2015), pois a pirólise retarda a liberação de frações lábeis de P no solo, aumentando a sustentabilidade nutricional de longo prazo das culturas (SONG; GUO, 2012). Assim, a pirólise converte frações de P em fosfatos de Ca e Mg mais estáveis e menos disponíveis (WANG et al., 2015)

Estudos têm relatado os benefícios do biochar na qualidade do solo e na produção de plantas (SILVA et al., 2022). No entanto, a interpretação dos dados em outras condições ambientais é dificultada pela heterogeneidade entre os estudos, principalmente devido aos tipos de matérias-primas, produção, solo, manejo e condições ambientais (NEPAL et al., 2023). A meta-análise (MA) simplifica as informações e fornece uma visão objetiva dos dados de revisões sistemáticas, especialmente em modelos que avaliam propriedades do solo em diferentes condições (OLDFIELD et al., 2018).

Este estudo teve como objetivo realizar uma meta-análise de dados de revisões sistemáticas sobre biochar de cama de aviário (PLB) para responder às seguintes perguntas-chave: (i) Quais são os principais estudos no mundo? (ii) Quais propriedades químicas do solo são mais afetadas? (iii) O PLB melhora a qualidade do solo e a produtividade das culturas?

3.2 Material e Métodos

Um extenso e sistemático levantamento bibliográfico de artigos científicos sobre o uso global de PLB, publicados entre 2010 e 2020, foi conduzido nas bases de dados Web of Science, Scopus e Google Scholar, com o objetivo de descobrir os parâmetros edáficos mais críticos. Para realizar essa revisão, as publicações necessariamente continham as palavras-chave "poultry litter and biochar" tanto no título quanto no texto. Após as buscas, os dados quantitativos variáveis observados no solo e as informações dos artigos, como título, resumo, primeiro autor, ano de publicação, país de origem e localização do estudo, foram tabulados. No entanto, para evitar viés de publicação, critérios predefinidos foram aplicados na triagem: (i) escrito em inglês, (ii) presença das coordenadas geográficas do local do estudo, (iii) disponibilidade do texto na íntegra e (iv) disponibilidade de dados quantitativos claros sobre atributos químicos do solo.

No total, foram encontradas 1.800 comparações em pares de estudos revisados por pares sobre PLB nas plataformas. Após a triagem, 25 conjuntos de dados numéricos, cada um originado de artigos distintos que atenderam aos nossos critérios previamente especificados e apresentaram dados válidos e de alta qualidade, foram utilizados para a análise estatística e representação gráfica no Meta-Análise, com base na metodologia apresentada por Deeks et al. (2023). Isso contrastou os efeitos de solos com e sem PLB nas principais variáveis químicas do solo, com a origem dos dados devidamente georreferenciada. Todas as unidades de medida dessas variáveis foram padronizadas, permitindo a comparação de valores antes (controle) e depois (tratamento) da aplicação de PLB no solo por meio do MA. As localizações dos 25 estudos destacados foram plotadas em um Mapa Mundial usando o pacote "maps" na versão 3.3.0 do software R, versão 3.6.3 (<https://www.r-project.org/>).

A diferença significativa entre solo sem (controle) e com (tratamento) PLB para cada variável de resposta foi avaliada para inferir o grau de heterogeneidade e as influências dos modelos de efeito fixo e aleatório pelo pacote "meta" na versão 4.18-1 do R (BALDUZZI et al., 2019). A diferença média padronizada (MD) foi usada para comparar a diferença significativa entre os contrastes ao nível de significância de 5% e intervalo de confiança de 95%.

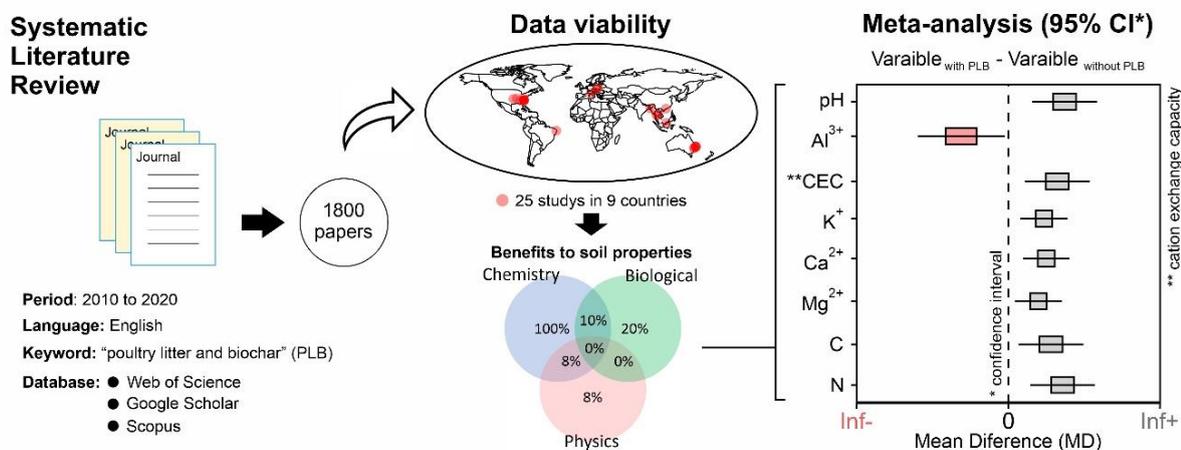
No caso do p-valor, o teste da hipótese nula indica uma probabilidade de algum grau de heterogeneidade para p-valores baixos. A heterogeneidade entre os estudos foi quantificada pela estatística I^2 , que mede a proporção de variância observada que reflete diferenças reais no tamanho do efeito, variando de valores negativos a 100%, com um teste de probabilidade

equivalente ao p-valor do teste Cochran's Q (HIGGINS e THOMPSON, 2002). Em outras palavras, I^2 é a porcentagem de heterogeneidade total resultante da variação entre estudos, que não pode ser explicada por erros de amostragem. Quando o valor é negativo, é igual a zero: 0% a 40% - pode não ser importante; 30% a 60% - pode representar heterogeneidade moderada; 50% a 90% - pode representar heterogeneidade substancial; e 75% a 100% representam heterogeneidade considerável (DIKE et al., 2021). A extensão da variação entre os efeitos aleatórios observados nos estudos (entre as condições de PLB) é denominada método “tau-ao-quadrado” (τ^2) (DERSIMONIAN e LAIRD, 1986), que mede a dispersão dos tamanhos de efeito reais entre estudos e a escala do tamanho do efeito. τ^2 foi usado para atribuir pesos aos estudos na MA sob o modelo de efeitos aleatórios (Re). Portanto, se τ^2 for zero, os modelos Re e de efeito fixo (Fe) são iguais. τ^2 foi usado para atribuir pesos aos estudos na MA sob o modelo Re. Portanto, se τ^2 for zero, os modelos Re e Fe são iguais. O τ^2 foi usado para atribuir pesos aos estudos na MA sob o modelo Re. Portanto, se τ^2 for zero, os modelos Re e Fe são iguais.

3.3 Resultados

Dentre as 1.800 publicações sobre PLB, a maioria foi encontrada exclusivamente no *Google Scholar* (89%), *Web of Science* e *Scopus* (4,6%), enquanto os 6,4% restantes foram disponibilizados por meio de publicações levantadas nos últimos 10 anos. Considerando os 25 estudos utilizados na MA (Tabela 1), 44% foram realizados na Região Leste dos EUA, 24% no Leste da Austrália, 20% no Sudeste Asiático (Bangladesh, China, Malásia e Tailândia), 8% na Polônia e 4% no Nordeste do Brasil. Em conjunto, esses estudos foram os únicos que apresentaram dados viáveis para avaliação estatística por meio da MA dos efeitos do PLB nas principais variáveis químicas do solo (Figura 1).

Figura 1 - Estudos com biochar de cama de aviário ao redor do mundo têm demonstrado os principais benefícios nas propriedades químicas do solo.



CI - Intervalo de confiança; CEC - capacidade de troca catiônica; C - carbono total; N - nitrogênio total.

O pH foi uma das variáveis mais selecionadas para avaliar os efeitos do biochar de cama de aviário (PLB) na química do solo e foi determinado em 84% dos estudos, seguido pelo N total (60%), C total (56%), K⁺ (56%), Ca²⁺ (48%), Mg²⁺ (48%), CTC (24%) e Al³⁺ (20%). Outras variáveis ocorreram em menos de 9% das observações e foram insuficientes para análise exploratória via meta-análise (MA). Essas variáveis incluíram densidade do solo, carbono orgânico total, carbono da biomassa microbiana, respiração basal do solo, atividades das enzimas β-glicosidase e urease.

Considerando os artigos utilizados na meta-análise, todos estudaram propriedades químicas do solo, enquanto apenas 20% abordaram atributos biológicos, e 8% investigaram algumas propriedades físicas. Entre esses artigos, 10% avaliaram propriedades químicas + biológicas juntas, e 8% propriedades químicas + físicas. Nenhum artigo estudou simultaneamente todas as três propriedades ou as propriedades biológicas + físicas. O biochar proveniente de cama de aviário principalmente modifica o pH, Al³⁺ e CTC para a diferença média entre solos sem (-B) e com (+B) PLB. A meta-análise revelou alta heterogeneidade (I² = 90%) e baixo valor de p (p < 0,01) entre os estudos das variáveis (Figura 2).

O PLB aumentou o pH dos solos estudados em 16%, de 5,7 para 6,6, sendo a diferença relevante tanto no modelo de efeitos fixos (Fe) quanto no modelo de efeitos aleatórios (Re). O Al³⁺ encontrado nos solos diminuiu de 52 mg kg⁻¹ para 15 mg kg⁻¹ (redução de 71%) após o uso do biochar PLB. Por outro lado, a CTC do solo aumentou de 5,1 cmol_c kg⁻¹ para 9,3 cmol_c kg⁻¹ (aumento de 82%). Valores de τ² tendendo a zero indicam uma contribuição mais equilibrada

dos pesos entre os estudos associados ao modelo Re. Portanto, o desvio padrão estimado dos verdadeiros efeitos subjacentes entre os estudos foi o mais baixo para o pH, seguido por CTC e Al^{3+} .

Tabela 1 - Matriz mostrando os estudos, países e variáveis que forneceram os dados para as meta-análises.

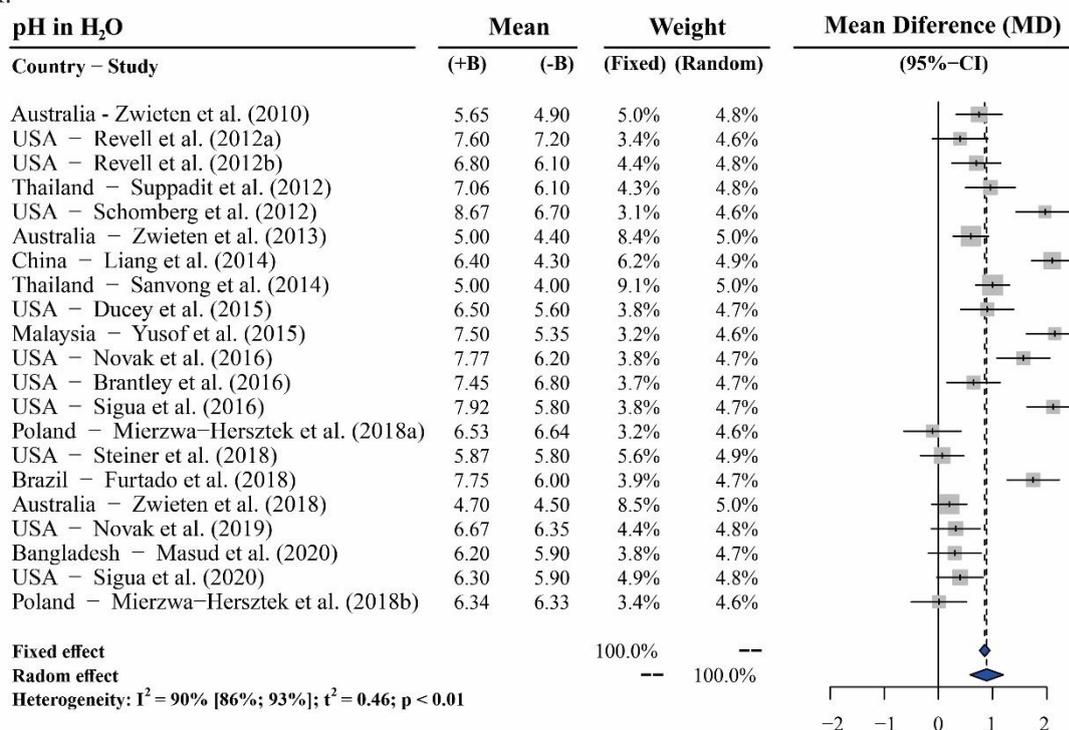
Author	Country	pH	Al^{3+}	CEC	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	C	N	SD	FC	TOC	MBC	SBR	Beta	Ure
Zwieten et al. (2010)	Australia	x	x	x	x	x	x	x	x							
Revell et al. (2012a)	USA	x								x	x					
Revell et al. (2012b)	USA	x		x				x								
Suppadit et al. (2012)	Thailand	x		x	x	x	x	x	x							
Schomberg et al. (2012)	USA	x						x	x							
McLeod et al. (2012)	Australia							x	x							
Zwieten et al. (2013)	Australia	x		x				x	x							
Liang et al. (2014)	China	x			x	x	x	x	x				x	x	x	
Sanvong et al. (2014)	Thailand	x		x	x	x	x	x	x							
Ducey et al. (2015)	USA	x	x		x	x	x					x				
Yusof et al. (2015)	Malaysia	x	x		x	x	x		x			x				
Novak et al. (2016)	USA	x			x					x						
Brantley et al. (2016)	USA	x			x	x	x		x							
Rose et al. (2016)	Australia															
Sigua et al. (2016)	USA	x	x		x	x	x	x	x							
Mierzwa-H. et al. (2018a)	Poland	x						x	x							
Steiner et al. (2018)	USA	x			x	x	x	x	x							
Furtado et al. (2018)	Brazil	x			x	x	x									
Zwieten et al. (2019)	Australia	x	x	x	x	x	x	x	x					x		
Novak et al. (2019)	USA	x														
Masud et al. (2020)	Bangladesh	x			x	x	x									
Sigua et al. (2020)	USA	x							x							x
Novak et al. (2018)	USA				x											
Hersztek et al. (2018b)	Poland	x						x	x							
Singh et al. (2012)	Australia							x								
Total of studies:	25	21	5	6	14	12	12	14	15	2	1	2	1	2	1	1
Relative (%):	100	84	20	24	56	48	48	56	60	8	4	8	4	8	4	4

CEC - capacidade de troca de cátions, C - carbono total, N - nitrogênio total, SD - densidade do solo, TOC - carbono orgânico total, MBC - carbono da biomassa microbiana, SBR - respiração basal do solo, Beta - atividade da beta-glicosidase, Ure - atividade da urease.

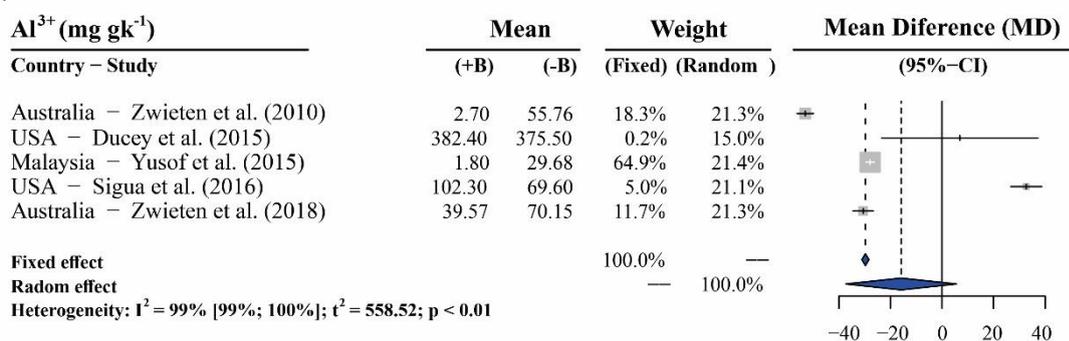
O aumento na CTC foi acompanhado por uma elevada heterogeneidade ($I^2 = 100\%$) e valores significativos da diferença média para as concentrações de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} (Figura 3). Aqui, o modelo Re demonstrou uma explicação mais relevante para os contrastes entre -B e +B. Ao contrário do que foi encontrado para CTC, os cátions resultantes demonstraram valores de T2 elevados (muito maiores que zero), indicando desvios substanciais dos verdadeiros efeitos entre os estudos associados a Re.

Figura 2 - Meta-análise do efeito do biochar de cama de aviário no pH (A), concentrações de Al^{3+} (B) e na capacidade de troca de cátions (C) no solo com (B+) e sem (B-) biochar de cama de aviário.

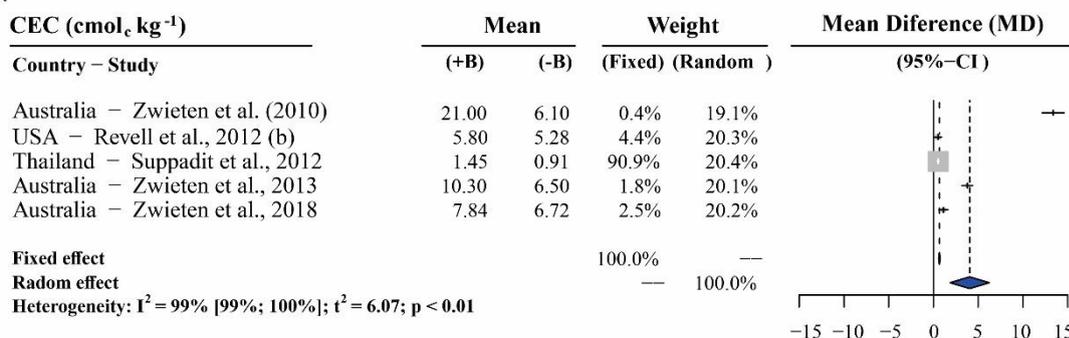
A.



B.



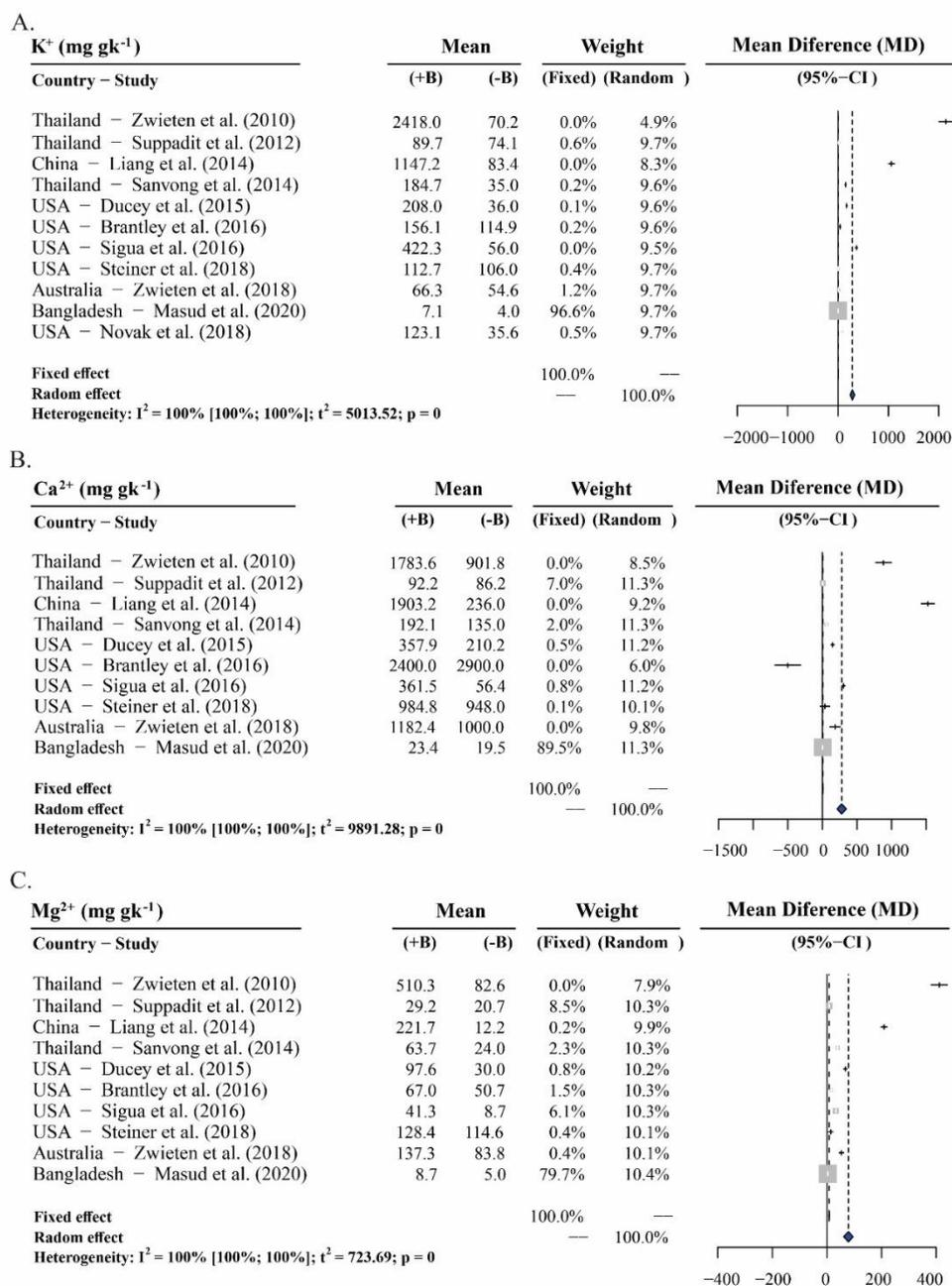
C.



IC - Intervalo de confiança; I^2 - Heterogeneidade entre os efeitos fixos das duas condições contrastantes (maior, mais heterogêneo); τ^2 – Estatística de uniformidade dos pesos aleatórios atribuídos aos estudos (maior, mais heterogêneo).

No geral, os estudos que avaliaram K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} nos solos após receberem o biochar demonstraram uma contribuição de peso com amplitude variando entre 6% e 11% da explicação total da variabilidade real. Nessas condições, o uso de biochar de cama de aviário (PLB) aumentou as concentrações de K^+ de 61 para 449 $mg\ kg^{-1}$ (636%) (Figura 3A), Ca^{2+} variou de 649 a 928 $mg\ kg^{-1}$ (43%) (Figure 3B), e Mg^{2+} variou de 43 a 130 $mg\ kg^{-1}$ (202%) (Figure 3C).

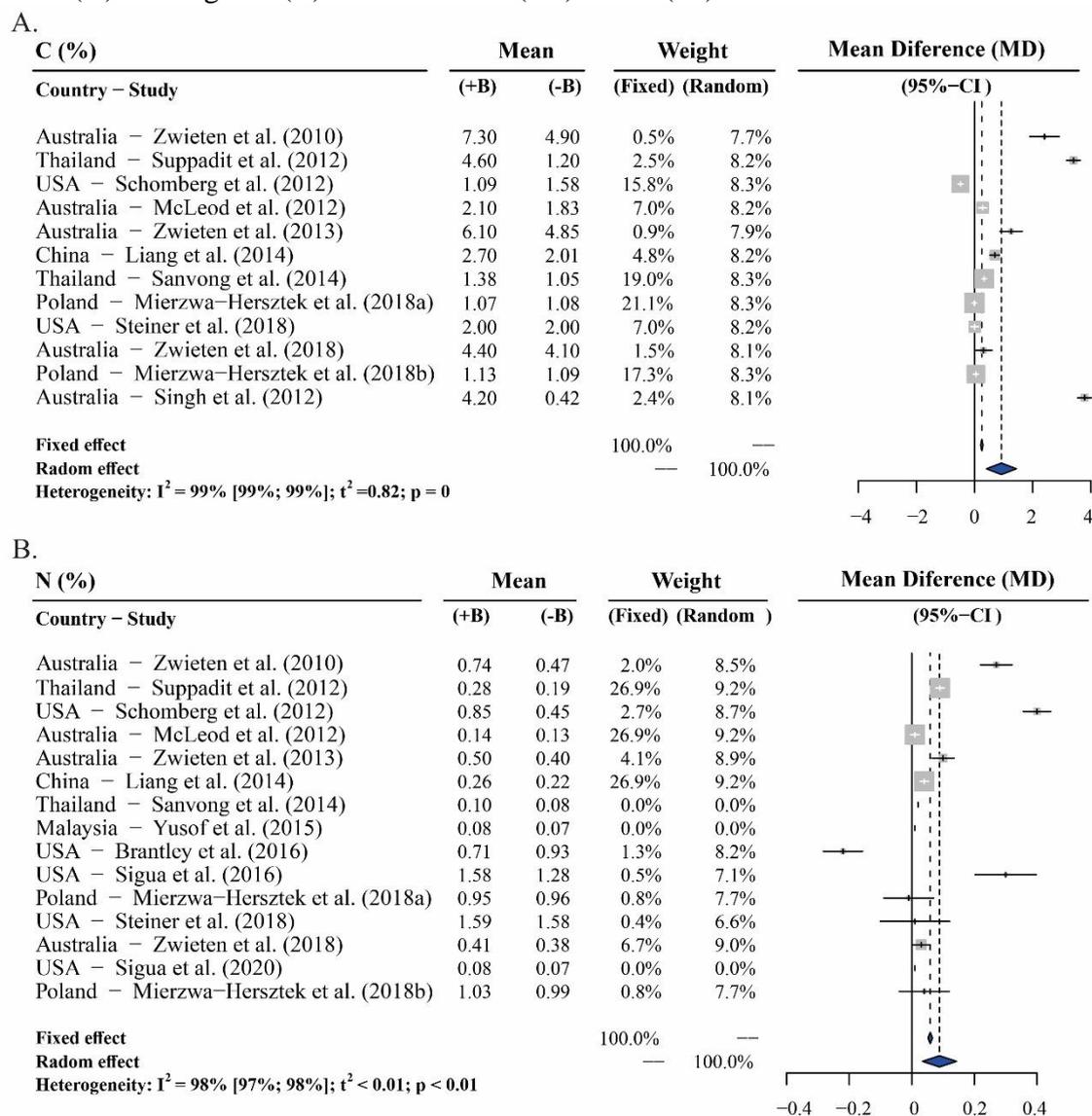
Figura 3 - Meta-análise do efeito do biochar de cama de aviário no conteúdo de K^+ (A), Ca^{2+} (B) e Mg^{2+} (C) no solo com (B+) e sem (B-) biochar.



CI - Intervalo de confiança; I^2 - Heterogeneidade entre os efeitos fixos das duas condições contrastantes (maior, mais heterogêneo); τ^2 - Estatística de uniformidade dos pesos aleatórios atribuídos aos estudos (maior, mais heterogêneo).

Como esperado, a adição de PLB aumentou o teor de carbono em todos os estudos selecionados (Figura 4A). Da mesma forma, o teor de nitrogênio nos solos que receberam PLB aumentou em comparação com os tratamentos sem adição de biochar (Figura 4B).

Figura 4 - Meta-análise do efeito da aplicação de biochar de cama de aviário no estoque de carbono (A) e nitrogênio (B) nos solos com (B+) e sem (B-) biochar.



CI - Intervalo de confiança, I^2 - Heterogeneidade entre os efeitos fixos das duas condições contrastantes (maior, mais heterogêneo), τ^2 - Estatística de uniformidade dos pesos aleatórios atribuídos aos estudos (maior, mais heterogêneo).

3.4 Discussão

Neste estudo, buscamos uma extensa literatura para avaliar se o biochar de cama de aviário (PLB) melhora a qualidade do solo em diferentes regiões do mundo. Muitos estudos sugeriram que biochar oriundos de diversas fontes de resíduos aumentam o pH do solo (LIMA et al., 2021; MEDEIROS et al., 2020). Aqui, observamos um aumento significativo no pH e CTC nos solos que receberam biochar PLB, conseqüentemente aumentando a disponibilidade de nutrientes (MEDEIROS et al., 2020). Na avaliação do uso de PLB em diferentes solos, observou-se que o pH médio do solo alcançou 6,65, sendo o valor mais elevado, 8,67 (SCHOMBERG et al., 2012). Esse aumento no pH pode ser considerado o principal efeito resultante da aplicação de PLB, devido à sua natureza alcalina, riqueza mineral, capacidade tampão, estimulação da atividade microbiana e alterações na química do solo (DEINERT et al., 2024).

O biochar PLB é inerentemente alcalino, contendo alta concentração de minerais, principalmente carbonatos de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} que podem neutralizar a acidez do solo e aumentar o pH (DOMINGUES et al., 2017). A maior disponibilidade desses cátions desloca íons H^+ e Al^{3+} adsorvidos nas cargas negativas dos colóides do solo (SIGUA et al., 2016). Conseqüentemente, a proporção de íons H^+ e Al^{3+} no sítio de troca catiônica diminui, e a saturação por bases aumenta (SIGUA et al., 2014), explicando a estreita relação entre pH, Al^{3+} , CTC, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} . Isto torna o biochar PLB benéfico para corrigir solos ácidos, melhorando a disponibilidade de nutrientes e as propriedades gerais do solo para o crescimento das plantas. Zwieten et al. (2019) avaliaram os efeitos de dois tipos contrastantes de biochar nas emissões de N_2O , no status de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) no solo e na produtividade de pastagens, demonstrando que o PLB foi mais eficiente do que o biochar de madeira na calagem do solo, devido a uma maior porcentagem de $CaCO_3$ encontrada no PLB (13% $CaCO_3$) em comparação ao biochar de madeira (7,3% $CaCO_3$). No entanto, o biochar produzido com o mesmo tipo de matéria pode exibir características diferentes de acordo com a temperatura de produção. O biochar PLB produzido no Brasil a $450^\circ C$, com pH 10,2, alterou o pH do solo de 6,4 para 8,28 após a aplicação da maior dose (15%; 1.100 g por vaso) (FURTADO; CHAVES, 2018). Essa diferença foi devido à temperatura de produção do biochar e à composição elementar da cama de aviário utilizada, refletindo-se no pH final do biochar, manto o valor em torno de oito.

O PLB permitiu a redução de Al^{3+} em todos os solos dos estudos avaliados; essa espécie química é um dos principais fatores limitantes da produção agrícola em solos ácidos (MASUD et al., 2020). Mehmood et al. (2018) observaram que o biochar diminui a acidez trocável do

solo por meio do processo de alcalinização e contém grupos funcionais com radicais de oxigênio que formam complexos com Al^{3+} . Os resultados do biochar no pH e nas concentrações de Al^{3+} corroboraram as descobertas da CTC do solo na meta-análise, que estava intimamente correlacionada (ZWIETEN et al., 2019). Além disso, a variabilidade na CTC também está ligada a fatores que afetam as propriedades de superfície do biochar, como temperatura de carbonização e matéria-prima (SULIMAN et al., 2016). De acordo com Sigua et al. (2016), ao condicionar o solo por meio do aumento da disponibilidade de cátions e com um custo relativo baixo, o PLB pode ser considerado um biofertilizante viável para uso agrícola.

O aumento significativo no teor de C no solo foi observado como um dos principais resultados nos estudos em que o PLB foi adicionado ao solo. No entanto, alguns estudos não detectaram nenhuma diferença, considerando que o teor de C do biochar varia dependendo do tipo de matéria-prima e do processo de pirólise utilizado (ZWIETEN et al., 2019). Ao estudar o efeito do PLB nas propriedades químicas e na absorção de nutrientes no solo cultivado por *Oryza sativa* L., Yusof et al. (2015) observaram que a porcentagem de C total do biochar PLB (63,7%) era maior do que a da cinza da cama de aviário (0,4%), demonstrando o efeito do processo de pirólise nesse elemento.

A transformação termoquímica por meio do processo de pirólise transforma os resíduos orgânicos em compostos mais seguros e estáveis para aplicação em terras agrícolas (MEDEIROS et al., 2020). Esse tipo de transformação possui várias vantagens, principalmente no chamado processo de carbono negativo, onde é possível reduzir as emissões líquidas de gases de efeito estufa a zero, tornando o ciclo de carbono totalmente renovável, conforme inferido por Yang et al. (2016). O tratamento por pirólise promove uma ressíntese do material de origem, adicionando atributos anteriormente inexistentes. Propriedades como capacidade de retenção de água, CTC, presença de cinzas, pH alcalino e baixas razões molares (H:C e O:C), além da supressão de contaminantes biológicos, são as principais vantagens dessa técnica (LI et al., 2021; RODRIGUEZ et al., 2021).

O aumento significativo de N nos solos com PLB foi um dos resultados mais inesperados devido à alta volatilidade desse elemento. A temperatura de pirólise e a matéria-prima também influenciaram essa resposta. Em geral, temperaturas de pirólise mais altas (600°C–700°C) resultam em aumento de alcalinidade, teor de carbono fixo e quantidade de grupos funcionais básicos, enquanto temperaturas mais baixas (100 °C – 300 °C) resultam em aumento da capacidade de adsorção, porosidade, rendimento de biochar e quantidade de grupos funcionais ácidos (SUN et al., 2017). A principal via de entrada de N no solo ocorre por meio da fixação biológica; no entanto, a adição de fertilizantes minerais ou matéria orgânica é

responsável por aumentar o teor de N em alguns solos. Nessas condições, a MA revelou que o PLB poderia aumentar substancialmente o teor de N no solo, especialmente ao submeter a cama de aviário ao processo de pirólise.

3.5 Conclusões

Este estudo mostrou que o uso de biochar de cama de aviário (PLB) pode melhorar algumas propriedades do solo como aumento do pH, a capacidade de troca catiônica e a disponibilidade de nutrientes como carbonatos de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} . Por outro lado, o uso PLB reduziu as concentrações de Al^{3+} no solo, que é um dos principais fatores limitantes da produção agrícola em solos ácidos. As propriedades do PLB podem variar dependendo do tipo de matéria orgânica utilizada e da temperatura de produção. Além disso, o uso do PLB aumentou significativamente o teor de carbono e nitrogênio no solo, devido ao processo de pirólise que transforma resíduos orgânicos em compostos mais seguros e estáveis para aplicação em terras agrícolas. No geral, o PLB pode ser considerado um condicionador viável para uso agrícola. No entanto, ainda existe uma lacuna de conhecimento na compreensão dos efeitos a longo prazo do biochar, seu uso ideal, interações com o carbono do solo e seu impacto no meio ambiente e na saúde humana

Referências Bibliográficas

- ADEKIYA, A. O.; AGBEDE, T. M.; ABOYEJI, C. M.; DUNSIN, O.; SIMEON, V. T. Effects of biochar and poultry manure on soil characteristics and the yield of radish. **Scientia Horticulturae**, v.243, p.457-463, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.08.048>
- AWASTHI, M. K.; DUAN, Y.; LIU, T.; AWASTHI, S. K.; ZHANG, Z. Relevance of biochar to influence the bacterial succession during pig manure composting. **Bioresource Technology**, v.304, p.122-962, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122962>
- BALDUZZI, S., RÜCKER, G., SCHWARZER, e G. How to perform a meta-analysis with R: a practical tutorial. **Evidence-Based Mental Health**, v.22, p.153-160, 2019. <https://doi.org/10.1136/ebmental-2019-300117>
- DERSIMONIAN, R.; LAIRD, N. Meta-analysis in clinical trials. *Control. Clinical Trials*, v.7, p.177-188, 1986. [https://doi.org/10.1016/0197-2456\(86\)90046-2](https://doi.org/10.1016/0197-2456(86)90046-2)
- DIKE, C. C.; SHAHSAVARI, E.; SURAPANENI, A.; SHAH, K.; BALL, A. S. Can biochar be an effective and reliable biostimulating agent for the remediation of hydrocarbon-contaminated soils? **Environment International**, v.154, p.106553, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106553>
- DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; MELO, I. C. N. D.; MELO, L. C.; MAGRIOTIS, Z. M.; SANCHEZ-MONEDERO, M. A. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS One**, v.12, p.e0176884, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884>
- FIGUEIREDO, C. C. DE; CHAGAS, J. K. M.; SILVA, J. DA; PAZ-FERREIRO, J. Short-term effects of a sewage sludge biochar amendment on total and available heavy metal content of a tropical soil. **Geoderma**, v.344, p.31-39, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.052>
- FURTADO, G. F.; CHAVES, L. H. G. Growth rates and sunflower production in function of fertilization with biochar and NPK. **The Journal of Agricultural Science**, v.10, p.260-270, 2018. <https://doi.org/10.5539/jas.v10n2p260>
- HAN, L.; ZHANG, B.; CHEN, L.; FENG, Y.; YANG, Y.; SUN, K. Impact of biochar amendment on soil aggregation varied with incubation duration and biochar pyrolysis temperature. **Biochar**, v.3, p.339-347, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42773-021-00097-z>
- HIGGINS, J. P.; THOMPSON, S. G. Quantifying heterogeneity in a meta-analysis. **Statistics in Medicine**, v.21, p.1539-1558, 2002. <https://doi.org/10.1002/sim.1186>
- INAL, A.; GUNES, A.; SAHIN, O. Z. G. E.; TASKIN, M. B.; KAYA, E. C. Impacts of biochar and processed poultry manure, applied to a calcareous soil, on the growth of bean and maize. **Soil Use and Management**, v.31, p.106-113, 2015. <https://doi.org/10.1111/sum.12162>

LI, X.; SONG, Y.; WANG, F.; BIAN, Y.; JIANG, X. Combined effects of maize straw biochar and oxalic acid on the dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons and microbial community structures in soil: a mechanistic study. **Journal of Hazardous Materials**, v.364, p.325-331, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.10.041>

LI, X.; ZHANG, J.; LIU, B.; SU, Z. A critical review on the application and recent developments of post-modified biochar in supercapacitors. **Journal of Cleaner Production**, v.310, p.127428, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127428>

LIANG, C.; ZHU, X.; FU, S.; MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G.; PAZ-FERREIRO, J. Biochar alters the resistance and resilience to drought in a tropical soil. **Environmental Research Letters**, v.9, p.064013, 2014. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/9/6/064013>

LIMA, J. R. DE S.; GOES, M. DA C. C. DE; HAMMECKER, C.; ANTONINO, A. C. D.; MEDEIROS, E. V. DE; SAMPAIO, E.V. DE S. B.; LEITE, M. C. DE B.; SILVA, V. P.; SOUZA, E. S. DE; SOUZA, R. Effects of poultry manure and biochar on Acrisol soil properties and yield of common bean. A short-term field experiment. **Agriculture**, v.11, p.290, 2021. <https://doi.org/10.3390/agriculture11040290>

MASUD, M. M.; Abdulaha-Al Baquy, M.; Akhter, S.; Sen, R.; Barman, A.; Khatun, M. R. Liming effects of poultry litter derived biochar on soil acidity amelioration and maize growth. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.202, p.110865, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110865>

MEDEIROS, E. V. DE; LIMA, N. T.; LIMA, J. R. DE S.; PINTO, K. M. S.; COSTA, D. P. DA; FRANCO JUNIOR, C. L.; SOUZA, R. M. S.; HAMMECKER, C. Biochar as a strategy to manage plant diseases caused by pathogens inhabiting the soil: a critical review. **Phytoparasitica**, v.49, p.713-726, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12600-021-00887-y>

MEDEIROS, E. V. DE; MORAES, M. C. S.; COSTA, D. P. DA; DUDA, S. P.; SILVA, J. S.; OLIVEIRA, J. B.; LIMA, R. DE S.; HAMMECKER, C. Biochar and *Trichoderma aureoviride* applied to the sandy soil: effect on soil quality and watermelon growth. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, v.48, p.735-751, 2020. <https://doi.org/10.15835/nbha48211851>

MEHMOOD, K.; BAQUY, M. A. A.; XU, R. K. Influence of nitrogen fertilizer forms and crop straw biochars on soil exchange properties and maize growth on an acidic Ultisol. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v.64, p.834-849, 2018. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1385062>

MIERZWA-HERSZTEK, M.; GONDEK, K.; KLIMKOWICZ-PAWLAS, A.; BARAN, A.; BAJDA, T. Sewage sludge biochars management - Ecotoxicity, mobility of heavy metals, and soil microbial biomass. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.37, p.1197-1207, 2018. <https://doi.org/10.1002/etc.4045>

NEPAL, J.; AHMAD, W.; MUNSIF, F.; KHAN, A.; ZOU, Z. Advances and prospects of biochar in improving soil fertility, biochemical quality, and environmental applications. **Frontiers in Environmental Science**, v.11, p.1114752, 2023. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1114752>

NOVAK, J. M.; JOHNSON, M. G.; SPOKAS, K. A. Concentration and release of phosphorus and potassium from lignocellulosic-and manure-based biochars for fertilizer reuse. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v.54, 2018 <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00054>

OLDFIELD, T. L.; SIKIRICA, N.; MONDINI, C.; LÓPEZ, G.; KUIKMAN, P.J.; HOLDEN, N. M. Biochar, compost and biochar-compost blend as options to recover nutrients and sequester carbon. **Journal of Environmental Management**, v.218, p.465-476, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.061>

PANDEY, D.; DAVEREY, A.; ARUNACHALAM, K. Biochar: Production, properties and emerging role as a support for enzyme immobilization. **Journal of Cleaner Production**, v.255, p.120267, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120267>

PENIDO, E. S.; MARTINS; G. C.; MENDES, T. B. M.; MELO, L. C. A.; ROSÁRIO GUIMARÃES, I. DO; GUILHERME, L. R. G. Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.172, p.326-333, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110>

PILON, C.; MOORE JR, P.A.; POTE, D. H.; MARTIN, J. W.; OWENS, P. R.; ASHWORTH, A. J.; DELAUNE, P. B. Grazing management and buffer strip impact on nitrogen runoff from pastures fertilized with poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, v.48, p.297-304, 2019. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0159>

REVELL, K. T.; MAGUIRE, R. O.; AGBLEVOR, F. A. Field trials with poultry litter biochar and its effect on forages, green peppers, and soil properties. **Soil Science**, v.177, p.573-579, 2012. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3182741050>

RODRIGUEZ, J.A.; LUSTOSA FILHO, J. F.; MELO, L. C. A.; ASSIS, I. R. DE; OLIVEIRA, T. S. DE. 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, p.105036, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105036>

SIGUA, G. C.; HUNT, P. G.; STONE, K. C.; CANTRELL, K. B.; NOVAK, J. M. Contrasting effects of sorghum biochars and sorghum residues on soil chemical changes of coastal plains Ultisols with winter wheat. **Soil Science**, v.179, p.383-392, 2014. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000078>

SIGUA, G. C.; NOVAK, J. M.; WATTS, D. W. Ameliorating soil chemical properties of a hard setting subsoil layer in Coastal Plain USA with different designer biochars. **Chemosphere**, v.142, p.168-175, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.016>

SILVA, C. C. G. DA; MEDEIROS, E. V. DE; FRACETTO, G. G. M.; FRACETTO, F. J. C.; MARTINS FILHO, A. P.; LIMA, J. R. DE S.; DUDA, G.P.; COSTA, D. P. DA; HAMMECKER, C. Biochar and cow manure on chemical and microbial community in Regosol with Bean. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v.21, p.1552-1564, 2021a. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00461-9>

SILVA, C. C. G. DA; MEDEIROS, E. V. DE; FRACETTO, G. G. M.; FRACETTO, F. J. C.; MARTINS FILHO, A. P.; LIMA, J. R. DE S.; DUDA, G. P; COSTA, D. P. DA; LIRA JUNIOR, M. A.; HAMMECKER, C. Coffee waste as an eco-friendly and low-cost alternative for biochar production impacts on sandy soil chemical attributes and microbial gene abundance. **Bragantia**, v.80, 2021b. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.20200459>

SILVA, J. S. A. DA; MEDEIROS, E.V. DE; COSTA, D. P. DA; SOUZA, C. A. F. DE; OLIVEIRA, J. B. DE; FRANÇA, R. F. DA; SOUZA-MOTA, C.; LIMA, J. R. DE S.; HAMMECKER, C. Biochar and *Trichoderma aureoviride* URM 5158 as alternatives for the management of cassava root rot. **Applied Soil Ecology**, v.172, p.104353, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104353>

STEINER, C.; HARRIS, K.; GASKIN, J.; DAS, K. C. The nitrogen contained in carbonized poultry litter is not plant available. **Open Agriculture**, v.3, p.284-290, 2018. <https://doi.org/10.1515/opag-2018-0030>

SULIMAN, W.; HARSH, J. B.; ABU-LAIL, N. I.; FORTUNA, A. M.; DALLMEYER, I.; GARCIA-PEREZ, M. Influence of feedstock source and pyrolysis temperature on biochar bulk and surface properties. **Biomass and Bioenergy**, v.84, p.37-48, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.11.010>

SUN, J.; HE, F.; PAN, Y.; ZHANG, Z. Effects of pyrolysis temperature and residence time on physicochemical properties of different biochar types. **Acta Agriculturae Scandinavica**, v.67, p.12-22, 2017. <https://doi.org/10.1080/09064710.2016.1214745>

WANG, Q.; LAI, Z.; MU, J.; CHU, D.; ZANG, X. Converting industrial waste cork to biochar as Cu (II) adsorbent via slow pyrolysis. **Waste Management**, v.105, p.102-109, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.041>

XUE, S.; ZHANG, X.; NGO, H. H.; GUO, W.; WEN, H.; LI, C.; MA, C. Food waste based biochars for ammonia nitrogen removal from aqueous solutions. **Bioresource Technology**, v.292, p.121927, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121927>

YANG, X.; LIU, J.; MCGROUTHER, K.; HUANG, H.; LU, K.; GUO, X.; WANG, H. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, p.974-984, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4233-0>

YUSOF, M. R. M.; AHMED, O. H.; KING, W. S.; ZAKRY, F. A. A. Effects of biochar and chicken litter ash on selected soil chemical properties and nutrients uptake by *Oryza sativa* L. var. MR 219. **International Journal of Biosciences**, v. 6, p.360-369, 2015. <https://doi.org/10.12692/ijb/6.3.360-369>

ZWIETEN, L.; KIMBER, S.; MORRIS, S.; MACDONALD, L.M.; RUST, J.; PETTY, S.; ROSE, T. Biochar improves diary pasture yields by alleviating P and K constraints with no influence on soil respiration or N₂O emissions. **Biochar**, v.1, p.115-126, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00005-6>

4 CAPÍTULO II: COMUNIDADES MICROBIANAS SÃO ALTERADAS PELO USO DE BIOCHAR DE “CAMA DE AVIÁRIO” EM SOLO CULTIVADO COM FEIJÃO

Resumo

Os microrganismos do solo desempenham um papel crucial na produtividade agrícola e na preservação do meio ambiente. Neste contexto, as comunidades bacterianas são verdadeiras protagonistas, desempenhando funções essenciais, como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e a promoção da saúde das plantas. Uma hipótese intrigante é que o biochar, derivado da cama de aves, pode alterar significativamente as propriedades químicas e biológicas do solo. Acreditamos que essa mudança pode resultar em uma melhor produtividade do feijão em solos arenosos. Conduzimos um estudo de campo avaliando como sete tratamentos nutrientes, incorporados na camada de solo de 0-20 cm, afetaram as comunidades microbianas em área cultivada com feijão, sendo: cama de aviário (C.Av); esterco de aves puro (E.Av); fertilizante mineral sintético (Mineral); biochar (Bio) de cama de aviário nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; e um controle negativo (Ctrl). O experimento foi desenhado em delineamento em blocos ao acaso com quatro repetições. As propriedades físico-químicas e enzimáticas do solo foram acessadas, bem como os dados bromatológicos e a produtividade da cultura. As informações taxonômicas das comunidades bacteriana foram acessadas através do sequenciamento genético da região V3-V4 do gene 16S rRNA na plataforma Illumina Miseq a partir do DNA genômico do solo. Os resultados demonstraram que um alta dose do biochar (40 t ha⁻¹) reduziu significativamente a diversidade e a riqueza de espécies bacterianas quando comparado a fertilização mineral ou com o E.Av. No entanto, a alfa-diversidade não variou nos demais casos. Essa resposta foi impulsionada pelos teores de P, COT, K e N total, maiores em Bio_40t, negativamente correlacionados com a alfa-diversidade. Em geral, as estruturas microbianas com biochar tenderam a se afastar dos demais, aumentando a distância em função da dosagem. Logo, espécies-chave afiliadas ao gênero *Streptomyces* e às famílias Sphingomonadaceae, Microbacteriaceae e Xanthobacteriaceae foram enriquecidas pelo biochar, especialmente encontradas nos tratamentos Bio_20t e Bio_40t. Plantas tratadas com Bio_10t apresentaram a maior produtividade (~2170 t ha⁻¹), diferindo dos tratamentos Ctrl e mineral, 1631 e 1537 t ha⁻¹, respectivamente. Logo Bio_10t demonstrou ser um manejo eficiente para aumentar a produtividade do feijão e preservar a estrutura microbiana no solo.

Palavras-chave: Fertilidade do solo. Atividade enzimática. Diversidade microbiana. Gene 16S rRNA. Saúde do solo.

CHAPTER II: MICROBIAL COMMUNITIES ALTERED BY THE USE OF POULTRY BED BIOCHAR IN BEAN-CULTIVATED SOIL

Abstract

Soil microorganisms play a crucial role in agricultural productivity and environmental preservation. In this context, bacterial communities are true protagonists, performing essential functions such as organic matter decomposition, nutrient cycling, and plant health promotion. An intriguing hypothesis is that biochar derived from poultry litter can significantly alter the chemical and biological properties of soil. We believe that this change may lead to improved bean productivity in sandy soils. We conducted a field study evaluating how seven nutrient treatments, incorporated into the 0-20 cm soil layer, affected microbial communities in an area cultivated with beans. The treatments included: poultry litter (C.Av), pure poultry manure (E.Av), synthetic mineral fertilizer (Mineral), biochar (Bio) from poultry litter at doses of 10 (_10t), 20 (_20t), and 40 (_40t) per hectare; and a negative control (Ctrl). The experiment was conducted using a randomized complete block design with four replications. Soil physicochemical and enzymatic properties were assessed, along with bromatological data and crop productivity. Taxonomic information on bacterial communities was obtained through genetic sequencing of the V3-V4 region of the 16S rRNA gene using the Illumina Miseq platform from soil genomic DNA. The results showed that a high dose of biochar (40 t ha⁻¹) significantly reduced the diversity and species richness of bacteria when compared to mineral fertilization or pure poultry manure (E.Av). However, alpha diversity did not vary in the other cases. This response was driven by higher levels of P, COT, K, and total N in Bio_40t, which were negatively correlated with alpha diversity. Overall, microbial structures with biochar tended to diverge from the others, increasing the distance in proportion to the dosage. Therefore, key species affiliated with the *Streptomyces* genus and the families Sphingomonadaceae, Microbacteriaceae, and Xanthobacteriaceae were enriched by biochar, especially found in the Bio_20t and Bio_40t treatments. Plants treated with Bio_10t showed the highest productivity (~2170 t ha⁻¹), differing from the Ctrl and mineral treatments, which yielded 1631 and 1537 t ha⁻¹, respectively. Thus, Bio_10t proved to be an efficient management strategy for increasing bean productivity while preserving the soil's microbial structure.

Keywords: Soil fertility. Enzymatic activity. Microbial diversity. 16S rRNA gene. Soil health.

4.1 Introdução

A cama de aviário (C.Av) é uma mistura de esterco de frango, material de cama, penas e resíduos gerados nas operações de avicultura. O C.Av tem sido usado como uma fonte valiosa de nutrientes para rendimentos usados como fertilizante, pois contém nitrogênio, fósforo e potássio, além de outros micronutrientes (ADEKIYA et al. 2019). No entanto, se não for gerenciado adequadamente, o C.Av pode ser uma fonte de poluição ambiental, pois pode conter altos níveis de nutrientes que podem penetrar nas águas subterrâneas ou escoar para cursos d'água próximos e contribuir para a eutrofização (PILON et al. 2019). Para reduzir o potencial impacto ambiental da cama de aviário, é importante gerenciar adequadamente seu armazenamento, aplicação e descarte. Isso pode incluir técnicas como compostagem, digestão aeróbica ou transformação de C.Av em biochar (SHAKYA; AGARWAL, 2017), que podem ajudar a estabilizar os nutrientes e reduzir o risco de poluição.

O biochar é produzido pelo aquecimento de materiais orgânicos, como resíduos agrícolas, madeira e esterco, na ausência de oxigênio através do processo de pirólise (DASHTI et al., 2023). Esse processo faz com que a matéria orgânica se decomponha em um material altamente poroso e rico em carbono (MEDEIROS et al., 2020a). Biochar oferece uma gama de benefícios para a agricultura sustentável e gestão ambiental. Sua alta porosidade permite reter umidade e nutrientes, o que pode ajudar a melhorar a fertilidade do solo e reduzir a necessidade de fertilizantes sintéticos (LI et al., 2022). Além disso, o biochar pode ajudar a sequestrar carbono no solo (LIMA et al., 2018), o que pode contribuir para mitigar as mudanças climáticas, promover o crescimento das culturas (SONG et al., 2022), melhorar as propriedades físico-químicas do solo (GARBUZ et al., 2021; MEDEIROS et al., 2020b), e tem sido utilizada como ferramenta de manejo indireto contra doenças de plantas causadas por patógenos de solo (De MEDEIROS et al., 2021; SILVA et al., 2022).

Entretanto, a aplicação de C.Av in natura ou transformado em biochar (PLB) ao solo pode ter efeitos variados nas propriedades químicas e biológicas do solo (ALI et al., 2019; GONDEK et al., 2019; GUL et al., 2015; MEDEIROS et al., 2020; TOMCZYK et al. 2019), dependendo de fatores como o tipo de solo, a quantidade e frequência de aplicação e o estado inicial de nutrientes do solo. Por exemplo, Masus et al. (2020) estudando solos ácidos em Chittagong, Bangladesh, evidenciaram um aumento significativo no pH do solo após a adição de C.Av e PLB, reduzindo assim sua acidez, como o aumento de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e P disponível. O estudo de Solaiman et al. (2020), com um solo arenoso em Geraldton, Austrália Ocidental, indicam que o uso PLB com C.Av pode ser uma abordagem eficaz em relação ao crescimento

e rendimento das plantas, absorção de nutrientes e melhoria da fertilidade do solo. O PBL pode ser um fertilizante orgânico promissor que apresenta composição de nutrientes mais elevada que o C.Av in natura (SKIDER; JOARDAR, 2019), podendo ser uma estratégia de produtividade a longo prazo.

No entanto, alguns estudos que investigam os efeitos do C.Av in natura ou transformado em biochar falharam em prever e encontrar padrões em certas propriedades químicas e biológicas importantes do solo. Isso destaca a necessidade de mais pesquisas para validar o reaproveitamento do C.Av transformado em biochar aplicado na agricultura e para entender melhor suas interações com os ecossistemas do solo. Assim, neste estudo, levantamos a hipótese de que a aplicação de C.Av transformado em biochar alteraria as propriedades biológicas e químicas do solo, levando a um aumento na produtividade do feijão. Para abordar esta hipótese, coletamos dados de entrada sobre as propriedades biológicas e químicas do solo de um longo experimento de campo envolvendo a aplicação de C.Av in natura em comparação com C.Av biochar no cultivo de feijão. Ao analisar esses dados, buscamos obter novos insights sobre os fatores que influenciam a qualidade do solo e o rendimento do feijão no contexto da aplicação de biochar.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Obtenção do biochar de cama de aviário

Cama de aviário obtida de aves com 42 dias de idade, utilizando bagaço de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) como material absorvente. Preferiu-se a utilização dos restos do segundo lote de aves devido ao seu maior enriquecimento nutricional. O Biochar foi produzido a partir de C.Av por um processo de pirólise (PRAKONGKEP et al., 2015), passado por uma peneira de malha de 2 mm e posteriormente colocado em uma betoneira, a fim de obter uma melhor homogeneização. As propriedades do biochar e C.Av são mostradas na Tabela 2.

Tabela 2 - Caracterização química do biochar, da cama de aviário e do esterco de galinha usados no experimento.

Variáveis:	pH	COT	Nt	P	K	Na	Ca	Mg	C/N
		%							
Material:									
Biochar	10,2	14,74	1,53	0,96	2,82	0,54	nr	nr	9,63
Cama de aviário	7,63	33,00	2,25	0,63	1,20	nr	0,99	0,25	14,67
Esterco de galinha	8,90	23,70	2,40	2,09	3,357	nr	1,50	1,00	9,88

COT: carbono orgânico total; N: nitrogênio total; C/N: relação carbono nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; nr: não realizado.

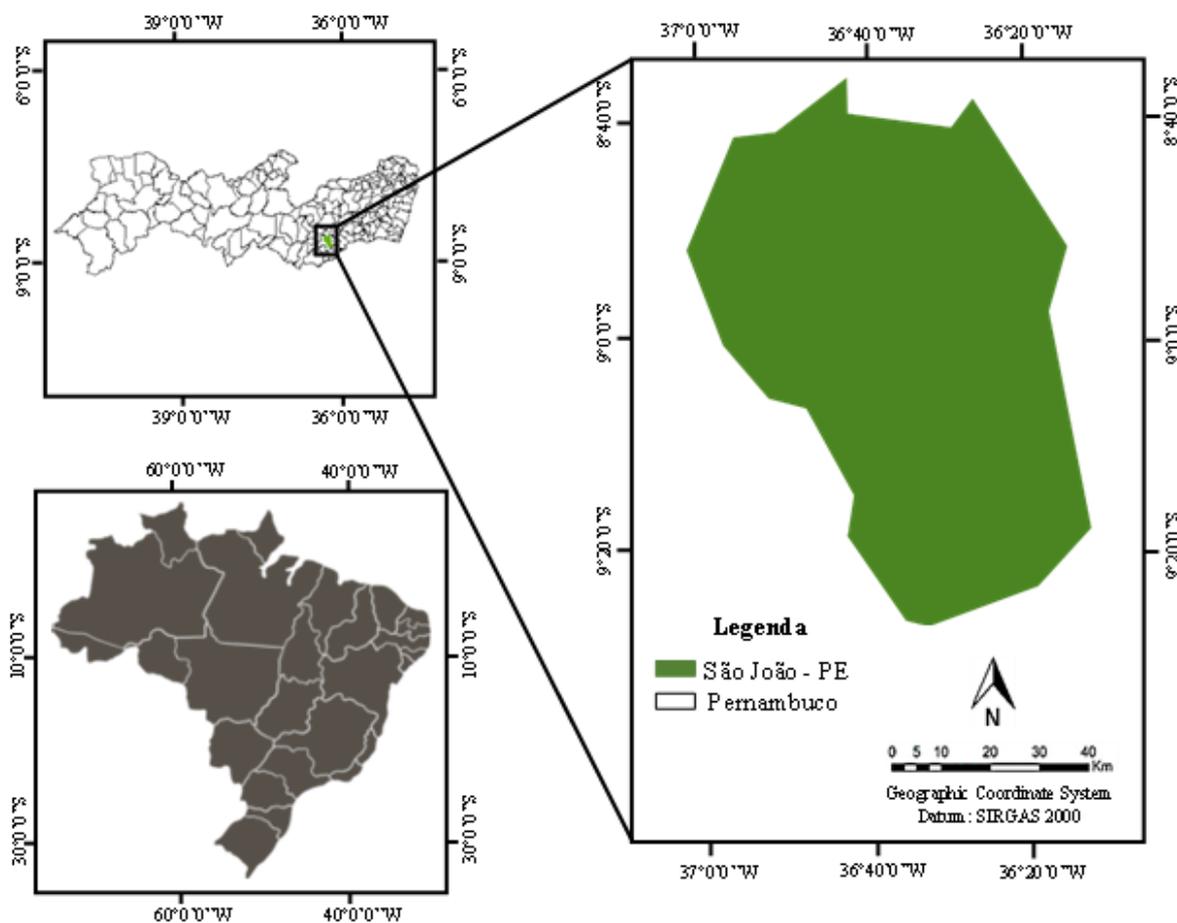
4.2.2 Local do experimento de campo e desenho experimental

O experimento de campo foi conduzido no município de São João, Pernambuco (PE), Brasil (08 ° 50' 24,9' ' S e 36 ° 22' 49,8' ' W), 716 m acima do nível do mar (Figura 5). O clima é tropical seco com precipitação média de 753 mm ano⁻¹ com maiores precipitações ocorrendo entre abril e agosto (AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUA E CLIMA, 2023). O solo foi classificado como Neossolo Regolítico eutrófico, de textura areia franca (SILVA, 2019).

O experimento foi desenhado em delineamento em blocos ao acaso com quatro repetições. As parcelas tinham 9 m² (3 × 3 m) cada, sendo 2,0 m² a área útil para amostragem de solo. Foram aplicados sete tratamentos: a) controle; b) biochar (Bio_10t = 10 t ha⁻¹); c) biochar (Bio_20t = 20 t ha⁻¹); d) biochar (Bio_40t = 40 t ha⁻¹); e) esterco de galinha (E.Av = 5 t ha⁻¹); f) fertilizantes minerais sintéticos (Mineral = fertilizante NPK); e g) Cama de aviário (C.Av = 10 t ha⁻¹). O biochar foi incorporado uniformemente às parcelas, em doses equivalentes (0, 10, 20 e 40 t ha⁻¹), a 20 cm de profundidade, um dia antes da semeadura do feijão. O esterco de galinha (E.Av) e a cama de aviário (C.Av) foram incorporados uniformemente a 10 cm de profundidade, utilizando-se as doses de 10 t ha⁻¹ e 5 t ha⁻¹, respectivamente, comumente utilizadas pelos produtores da região. O adubo mineral de fundação foi aplicado ao lado da

linha de plantio, a 10 cm de profundidade, nas doses de $17,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de Ca e $13,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de S, juntamente com 20 kg ha^{-1} de P_2O_5 e $20,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de K_2O , utilizando superfosfato simples e cloreto de potássio como fontes de fósforo e potássio, respectivamente. Aos 30 dias após o plantio, foi realizada adubação de cobertura na dosagem de 40 kg ha^{-1} de N, utilizando como fonte ureia agrícola a 45% de N.

Figura 5 - Mapa do Brasil com o delineamento do município de São João – Pernambuco.



Sementes de feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L. cv. BRS Netuno) foram utilizadas como material de plantio e tratadas com fungicida à base de Carboxanilida (Carboxine) e Dimetilditiocarbamato (Tiram na proporção de 200 g L^{-1} para ambos os princípios ativos, utilizando-se uma dosagem de 300 mL para 100 kg de sementes (Experimento I). A semeadura direta foi realizada com seis sementes por cova, com espaçamento de $0,5 \text{ m}$ entre linhas e $0,2 \text{ m}$ entre covas. Aos 13 dias após o plantio (DAP) foi realizado o desbaste, deixando três plantas por cova, o que permitiu uma população final de $240.000 \text{ plantas ha}^{-1}$. Foram realizadas práticas

de manejo usualmente utilizadas para o cultivo de feijão na região. O cultivo do feijão foi realizado em regime de sequeiro, sendo a colheita realizada aos 88 DAP, retirando-se amostras contendo 45 plantas no centro de cada parcela, ocupando uma área de 2 m². Contamos o número de vagens por planta e o número de grãos por vagem. Os grãos foram acondicionados em sacos de papel e secos em estufa de circulação forçada a 60 °C por 24 horas, após o que foi determinada a umidade dos grãos e o peso de 1.000 grãos (Brasil, 2009). A produtividade de grãos foi estimada multiplicando-se a massa de grãos por planta pela população inicial de plantas (240.000), ajustando-se a umidade dos grãos para 13%.

O efeito residual dos tratamentos foi analisado com feijão-caupi (*Vigna unguiculata* L. Walp. cv. BRS Tumucumaque), que foi semeado no final do período chuvoso da região, como comumente realizado pelos produtores (Experimento II). A semeadura direta foi realizada com seis sementes por cova, com espaçamento de 0,5 m entre linhas e 0,3 m entre covas. Aos 13 DAP foi realizado o desbaste, deixando três plantas por cova, o que permitiu uma população final de 180.000 plantas ha⁻¹. As sementes foram tratadas com fungicida à base de tiametoxam na dose de 350 g L⁻¹, na dosagem de 300 mL por 100 kg de sementes. Foi realizada a inoculação para auxiliar na fixação biológica de nitrogênio com cepa específica para feijão (*Rhizobium tropici*), fornecida pela Empresa de Pesquisa Agropecuária de Pernambuco (IPA), na dosagem de 200 pc para 7 kg de sementes. Aos 50 DAP, foi pulverizado inseticida à base de tiametoxam (141 g L⁻¹) e lambda- ciotrina (106 g L⁻¹) na dosagem de 100 mL ha⁻¹. Aos 80 DAP, foram coletadas todas as vagens de 40 plantas no centro de cada parcela, em uma área de 2 m². Avaliamos as mesmas variáveis nas plantas (BRASIL, 2009).

4.2.3 Amostragem de solo e análise química

A coleta de amostras de solo foi realizada em 2021 e 2022 ao final de cada experimento. A área dentro de cada parcela foi dividida em cinco transectos igualmente espaçados. Dentro de cada transecto, foram coletadas cinco subamostras de solo (profundidades de 0–0,10 m e 10–20 m). As cinco subamostras coletadas em cada transecto foram agrupadas para formar uma amostra composta de solo. As amostras de solo foram peneiradas (2 mm) e homogeneizadas para análise do solo. O carbono orgânico total (COT) foi extraído via dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) e determinado por colorimetria. pH em água, teores de fósforo disponível, sódio (Na⁺) e potássio (K⁺), foram extraídos utilizando o método Mehlich⁻¹ (EMBRAPA, 2017). A determinação de fósforo foi realizada por espectrofotometria (BRAGA; DEFELIPO, 1947), enquanto Na⁺ e K⁺ foram determinados por fotometria de chama. Os teores de nitrogênio total foram analisados por meio de oxidação úmida (TEDESCO et al., 1995).

4.2.4 Atividades enzimáticas do solo

A atividade da enzima urease (E.C. 3.5.1.5) foi determinada pelo método de Kandeler; Gerber (1988) com ureia como substrato sob incubação (2 h; 37 °C). A atividade das fosfatases ácida e alcalina (E.C. 3.1.3.2) foram medida utilizando como substrato o *p*- nitrofenil fosfato dissódico sob incubação (1 h, 37 °C) em tampão universal modificado ajustado para pH 6,5 e pH 11 (TABATABAI; BREMNER, 1969). A atividade da enzima arilsulfatase (E.C. 3.1.6.1.) foi determinada com base em adaptações da metodologia proposta por Tabatabai e Bremner (1972), enquanto a atividade de β -glucosidase (EC 3.2.1.21) foi adaptada de Eivazi e Tabatabai (1988). As atividades enzimáticas nos extratos de arilsulfatase, β -glucosidase, fosfatases e urease foram determinados pelo método colorimétrico através de aparelho espectrofotômetro (SP-220, biospectro e Libra S22, biochrom) nos comprimentos de onda 410, 400, 410 e 690 nm, respectivamente.

4.2.5 Extração de DNA solo e preparo da biblioteca de 16S rRNA

O DNA genômico foi extraído de uma pequena amostra de solo (0,4 g) composta e homogeneizada a partir de três blocos aleatórios de cada um dos sete tratamentos, totalizando em 21. Para tanto, o Kit DNeasy® PowerSoil® (QIAGEN Inc., Valencia, CA, EUA) foi utilizado, seguindo as instruções do fabricante. A qualidade dos extratos foi verificada por eletroforese em gel de agarose a 1%, sob tensão de 10 V cm⁻¹ durante uma hora e meia de corrida. Após esse resultado, dois extratos de cada amostra foram unidos para obtenção de DNA suficiente para construção das bibliotecas de *aplicons*, devido à baixa concentração de DNA genômico observada nas amostras de solo de textura arenosa. Mais uma vez a concentração e a qualidade do DNA purificado foram avaliadas utilizando um espectrofotômetro NanoDrop® 2000 da Thermo Fisher Scientific Inc. (Waltham, MA, EUA).

As bibliotecas de sequenciamento foram construídas amplificando a região variável V3-V4 do gene 16S rRNA usando os primers 341F (5'- CCT.AYG.GGR.BGC.ASC.AG-3') e 806R (5'-GGA.CTA.CNN.GGG.TAT.CTA.AT-3') (CAPORASO et al., 2012). Em conjunto com os primers, a biblioteca de sequenciamento de *aplicons* do gene 16S rRNA foi gerada utilizando a DNA polimerase Herculase II Fusion (© Agilent Technologies, Inc., Santa Clara, CA, EUA) e o Nextera XT v2 Index Kit (© Illumina, Inc., San Diego, CA, EUA), seguindo as diretrizes do fabricante na Novogene em Sacramento, EUA. O sequenciamento foi realizado em um Illumina® MiSeq® usando uma célula de fluxo v3. Uma concentração de biblioteca de 3 pM

foi carregada, com um aumento de 30% do DNA de controle da biblioteca Illumina® PhiX, seguindo as diretrizes do fabricante. Os arquivos de chamada de base binária (BCL), que são os arquivos de dados brutos gerados pelos sequenciadores Illumina, foram convertidos em dados de sequência no formato FASTQ usando o software *bcl2fastq* v2.20 (© Illumina), a partir do qual foram desmultiplexadas e tiveram seus *primers* e *barcodes* removidos para próxima etapa de controle de qualidade e processamento dos dados brutos.

4.2.6 Processamento de dados brutos das sequências genéticas

O processo seguinte de controle de qualidade foi dividido em duas etapas. Inicialmente, utilizando software FLASH (Fast Length Adjustment of SHort reads, v.1.2.11), leituras complementares PE (*paired-end*) brutas foram combinadas em uma *tag* de extremidade única de comprimento de região amplificada (V3-V4 do gene 16S rRNA). Em seguida, as *tags* foram submetidas ao controle de qualidade através do software *fastp* (v.0.23.4), removendo sequências com baixa qualidade, excesso de bases e alta taxa de erro (N). A taxa de erro N de sequenciação de uma única posição de base foi inferior a 1%, e o máximo não excedeu 6%. Após esses procedimentos, as bibliotecas de dados pré-tratados, com leituras *forward* e *reverse* mescladas, totalizaram 4,018,262 sequências.

A seguir, as sequências foram processadas no ambiente R (v.4.3.1; R Core Team, 2024) utilizando a interface RStudio 2023.06.1 (Build 524). Ao todo, 20 bibliotecas de *amplicons* de 16S rRNA foram construídas (uma amostra foi perdida na etapa de sequenciamento). As análises metagenômicas foram continuadas no pacote de análises “DADA2” (v.1.28.0) no ambiente R (Callahan *et al.*, 2016). As sequências foram novamente filtradas utilizando o algoritmo ‘*filterAndTrim*’, fornecendo os seguintes parâmetros: *minLen* = 150; *maxLen* = 409; *maxN* = 0; *maxEE* = 2; e *truncQ* = 2. As taxas de erro para cada posição base nas leituras de sequenciamento foram estimadas pelo algoritmo ‘*learnErrors*’ nas configurações padrão. Em seguida, as variantes de sequências de *amplicons* (ASVs) foram inferidas através do algoritmo “*dada2*”, agrupando as amostras pelo método “*pooling*”, aumentando a resolução de variantes raras, pouco observadas em amostras isoladas, mas frequentes entre amostras. Por fim, as sequências chimeras foram mais uma vez filtradas, utilizando para tanto o algoritmo ‘*removeBimeraDenovo*’ utilizando o método “*pooling*”. Apenas os fragmentos entre 400 e 409 pb foram utilizados, sendo a abundância dos demais comprimentos desprezíveis, resultando em 1,419,111 sequências de alta qualidade.

Todas as sequências foram alinhadas com a base de dados de alinhamento de referência Silva atual (Silva v.138) para classificação até o nível de gênero. Os pacotes R ‘DECIPHER’ (Wright, 2016) e ‘phangorn’ (SCHLIEP, 2011) foram utilizados para criar um alinhamento e uma árvore filogenética das ASVs. As sequências que foram identificadas como mitocôndrias, cloroplastos e não bacterianas foram eliminadas da análise, resultando em 1,310,916 prontas para os procedimentos de rarefação amostral e demais análises a jusante. Análises adicionais foram realizadas em R, utilizando os pacotes ‘phyloseq’ (McMurdie e Holmes, 2013) e ‘vegan’ (DIXON, 2003; OKSANEN et al., 2010).

4.2.7 Análises estatísticas

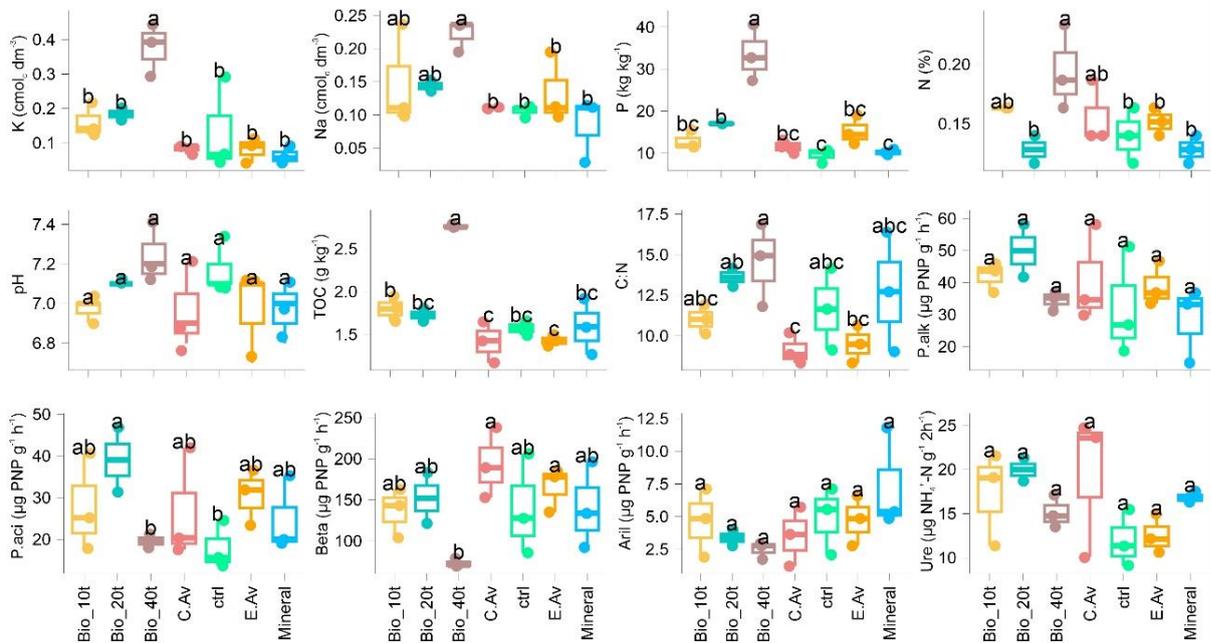
Todos os demais procedimentos estatísticos para análises diferenciais entre os tratamentos, incluindo as análises de pressupostos de normalidade dos resíduos, heterocedasticidade das variâncias e testes (não) paramétricos, incluindo análises de variância (ANOVA) e o teste não paramétrico dos postos sinalizados de Wilcoxon também foram realizados no ambiente R (v.4.3.1), utilizando os recursos do pacote R “microeco” (v.1.3.0). As análises multivariadas, incluindo as análises de correlações, análise de componentes principais (PCoA), análises de correlações canônicas (CCA), teste de Mantel e outras análises diferenciais também foram feitas por meio da biblioteca “microeco”. Todas as imagens foram compostas no ambiente R por meio dos recursos gráficos da biblioteca “ggplot2” (WICKHAM, 2016).

4.3 Resultados

4.3.1 Resposta dos tratamentos sobre as variáveis ambientais

De acordo com as estatísticas baseadas em análise de variância e teste post-hot de Duncan, o tratamento Bio_40t aumentou significativamente algumas variáveis e reduziu outras, contrastando principalmente com C.av (Figura 6). Bio_40t aumentou significativamente os teores de K^+ , Na^+ , P, e TOC em relação ao controle (ctrl) e a cama de aviário (C.Av). Bio_40t também apresentou maior conteúdo de N total com relação controle. Por outro lado, Bio_40t apresentou as menores atividades de Pací, Beta e Aril.

Figura 6 - Influência de diferentes tratamentos de fertilização sobre propriedades químicas e enzimáticas de solo arenoso.

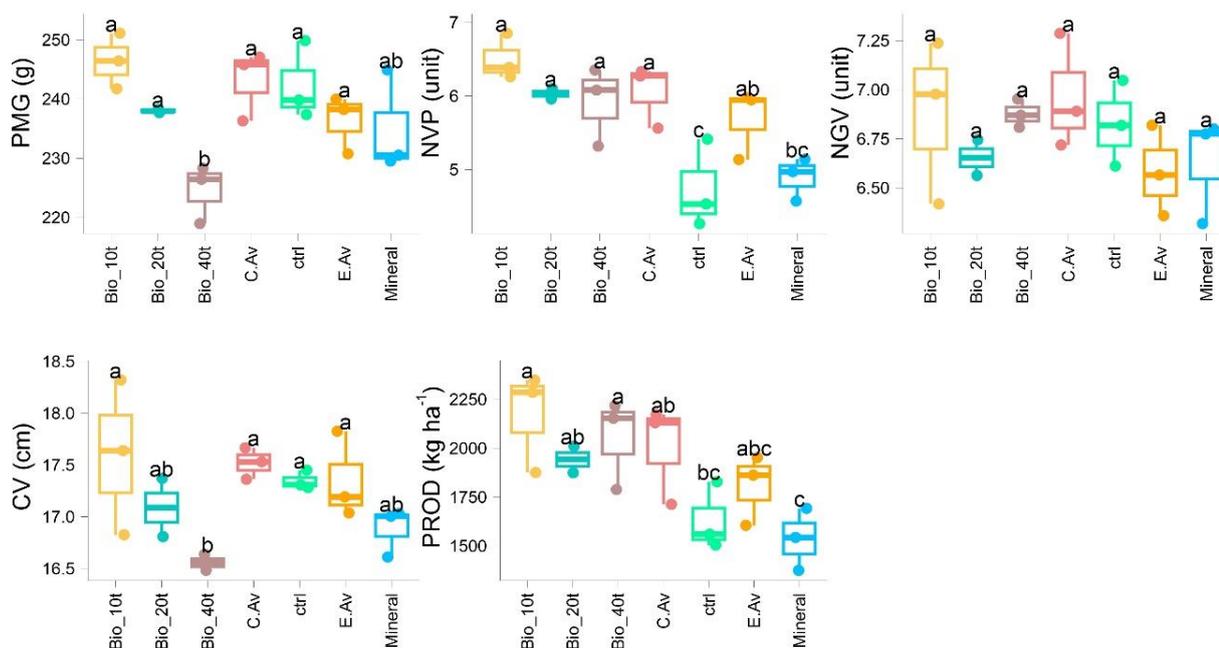


Tratamentos seguidos por diferentes letras minúsculas diferiram entre si de acordo com o teste de Duncan ao nível de significância de 5%. Tratamentos: C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 ($_10t$), 20 ($_20t$) e 40 ($_40t$) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo. C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 ($_10t$), 20 ($_20t$) e 40 ($_40t$) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo. Variáveis: COT, carbono orgânico total; Palk, fosfatase alcalina; Pací, fosfatase ácida; Beta, betaglucosidase; Ure, urease.

Com relação ao desenvolvimento vegetal, o biochar na dose de 10 t ha⁻¹ (Bio_10t) apresentou bons resultados na maioria dos atributos analisados (Figura 7), induzindo aos maiores números de vagens por planta (NGV) e produtividade média (PROD) ao se diferirem dos tratamentos controle mineral, juntamente com Bio_40t. No entanto, Bio_40t demonstrou significativa redução no peso dos grãos (PMG) e no comprimento das vagens (CV) com relação ao controle (ctrl) e aos tratamentos C.Av e E.Av. Neste caso, as plantas tenderam a aumentar o

número de vagens por plantas em detrimento do PMG e do CV em função da aplicação de Bio_40t.

Figura 7 - Influência de diferentes tratamentos de fertilização sobre variáveis bromatológicas de plantas de feijão cultivadas em solo arenoso.

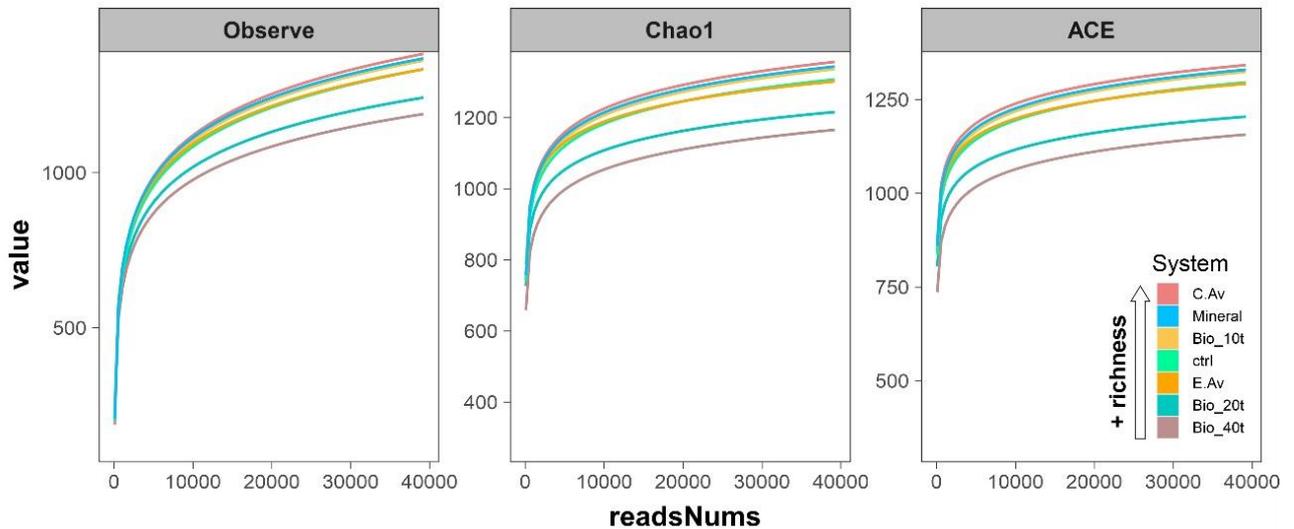


Tratamentos seguidos por diferentes letras minúsculas diferiram entre si de acordo com o teste de Wilcoxon ao nível de significância de 5%. Tratamentos: C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo. C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo. Variáveis: PMG, peso de mil grãos; NVP, N. de vagens por planta; NGV, N. de grãos por vagem; CV, comprimento das vagens; PROD, produtividade de grãos.

4.3.2 Riqueza e diversidade microbiana

Do total de sequências bacterianas (1,419,111), 94.1%, 78.5%, 70.9% e 40.2% foram associadas aos ranks taxonômicos dentro de filo, classe, ordem, família e gênero, respectivamente, distribuída dentre 35.728 ASVs. Os resultados das métricas de alfa-diversidade demonstram que os sete tratamentos de solo apresentaram diferenças quanto ao enriquecimento de ASVs bacterianas (Figura 8). De acordo as curvas de rarefação para o número de espécies e dos índices de Chao1 e ACE, o tratamento C.Av apresentou o maior enriquecimento, sendo próximo das taxas observadas nos tratamentos mineral, Bio_10t, E.Av e no controle negativo. Manejos com 20 ou mais t ha⁻¹ de biochar se distanciaram dos demais, provocando reduções acentuadas na riqueza de espécies no solo.

Figura 8 - Curvas de rarefação demonstrando os principais índices de riqueza calculados para sete tratamentos baseados na fertilização de solo arenoso.

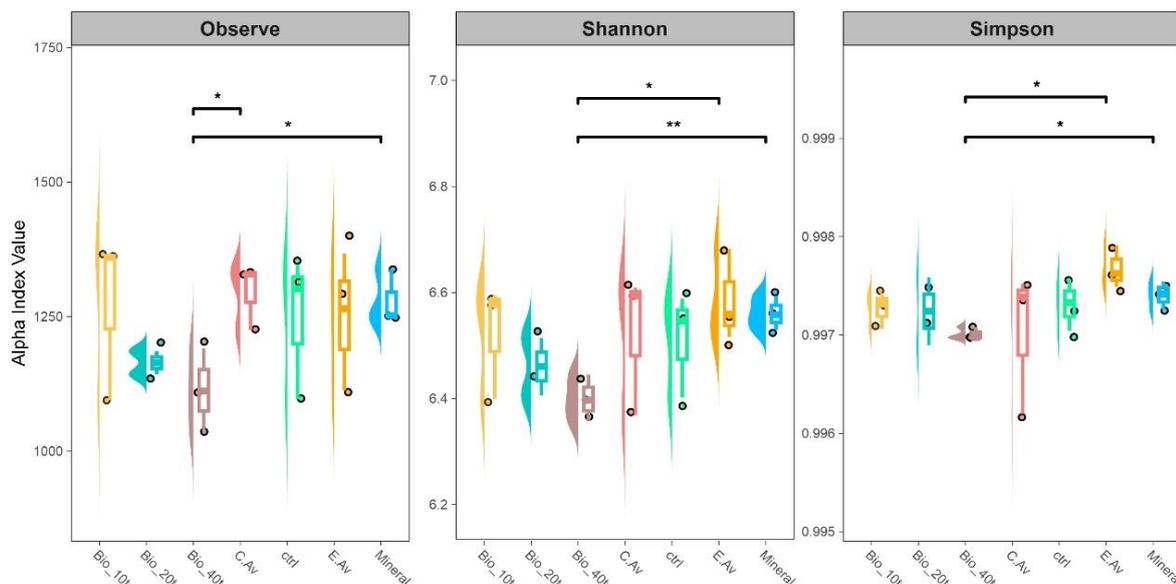


C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo.

O teste de Wilcoxon também confirmou a redução da diversidade microbiana em função do aumento da dose de biochar (Figura 9). Solos com doses de 20 e 40 t ha⁻¹ demonstraram as menores medianas para a riqueza observada de ASVs e para os índices de Shannon e Simpson. Em todos esses casos a maior dose de biochar levou a redução significativa ($p < 0.05$) da alfa-diversidade em comparação com o tratamento mineral. O Bio_40t também diferiu significativamente de aplicação de esterco de aves (E.Av) para os índices de Shannon e Simpson e também confirmou estatisticamente a diferença da riqueza observada de ASVs em comparação com a cama de aviário (C.Av).

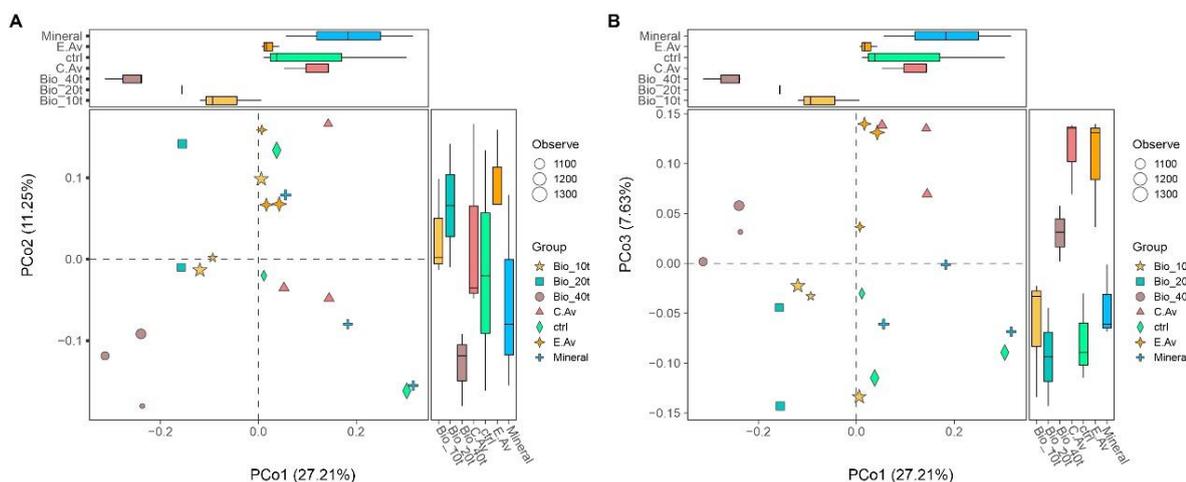
De acordo com análise de beta-diversidade via PCoA (Figura 10), tratamentos compostos por biochar demonstraram estruturas microbianas semelhantes entre si, concentrados nas coordenadas abscissas (eixo x) negativas (a esquerda dos gráficos), tendendo a se afastarem dos demais, situados nas coordenadas abscissa positivas (a direita dos gráficos). Analisando a combinação de componentes mais representativa (Figura 8A), que explicou 38.46% da variância total observada, foi observado aumentos progressivos na dosagem de biochar separou gradualmente as comunidades bacterianas do solo controle e dos demais tratamentos.

Figura 9 - Análise de diversidade microbianas nos sete sistemas de fertilização.



Tratamentos conectados por um ou mais asteriscos diferiram significativamente de acordo com o teste de Wilcoxon (p -value: $0.001 < ** < 0.01 < * 0.05$). C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo.

Figura 10 - Análise de componentes principais (PCoA) identificando o agrupamento dos sete tratamentos e rank de abundância de ASVs de cada amostra.



As ordenações foram analisadas de acordo com a dissimilaridade de Bray-Curtis combinando a primeira com componente com a segunda (B) e a terceira (B). Os box-plots indicam a posição média dos scores dos tratamentos ao longo dos eixos das abscissas e ordenadas. C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo. C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo.

4.3.3 Composição microbiana

A análise de abundância (Tabela 3) revelou um predomínio de bactérias dos filos Actinobacteriota (47,8%), Proteobacteria (33,9%), Chloroflexi (13,2%) e Acidobacteriota (3,6%). Essa ordem foi observada em todos os sete tratamentos. A partir do quinto grupo, não houve abundância relativa superior a 1% e alguns filos competiram pelo predomínio em função do tratamento do solo, principalmente Cyanobacteria, Firmicutes, Patescibacteria e Planctomycetota.

Tabela 3 - Abundância relativa dos principais filos bacterianos.

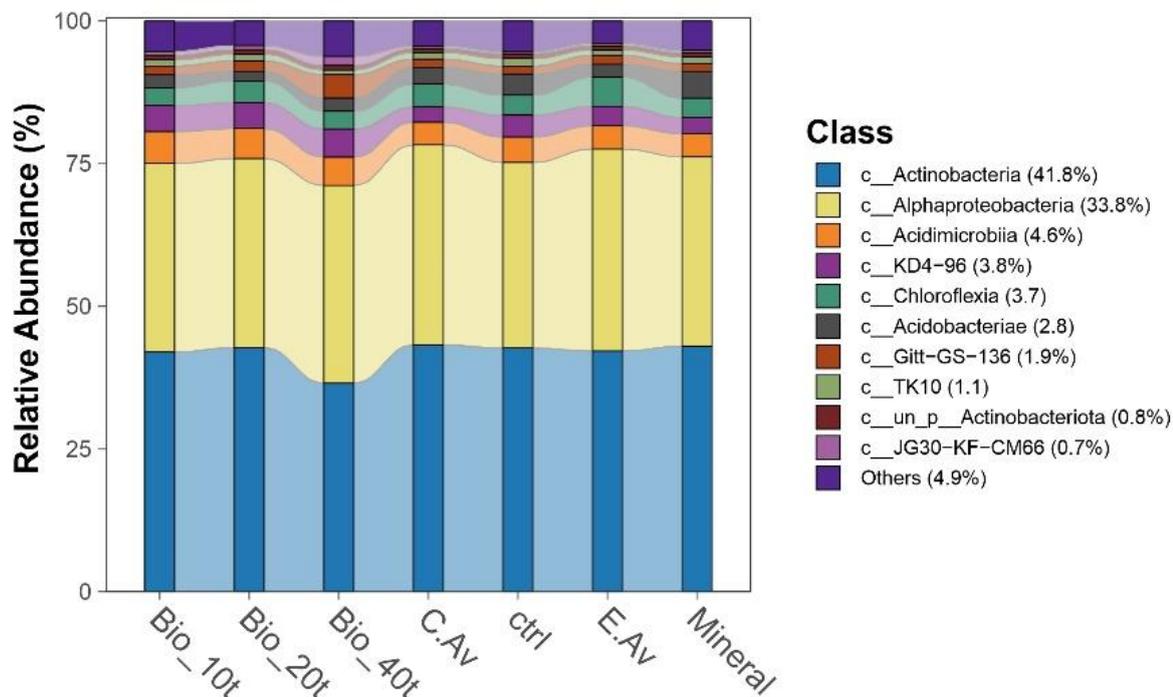
Filos bacterianos	Frequência (%)
Actinobacteriota	47.79
Proteobacteria	33.90
Chloroflexi	13.25
Acidobacteriota	3.56
Cyanobacteria	0.59
Firmicutes	0.36
Patescibacteria	0.25
Planctomycetota	0.11
Bdellovibrionota	0.06
Deinococcota	0.04
Others	0.09

No geral, as classes Actinobacteria (41,8%) e Alphaproteobacteria (33,8%) foram muito predominantes em comparação com as demais (Figura 11). As espécies secundárias foram afiliadas em Acidimicrobiia (4,6%), KD4-96 (3,8%), Chloroflexia (3,7%), Acidobacteriae (2,8%) e as candidatas a classe Giftt-GS-136 (1,9%) e TK10 (1,1%). Outras ocorreram numa taxa inferior a 1%.

A análise de abundância diferencial demonstrou que poucas (espaços vazios) espécies-chave se estabeleceram nos solos Bio_20t e Bio_40t no solo (Figura 12). Na maior aplicação de biochar, espécies-chave foram afiliadas principalmente aos gêneros *Streptomyces*, havendo também uma participação sutil de ASVs afiliadas as famílias *Sphingomonadaceae*, *Microbacteriaceae* e *Xanthobacteriaceae*. Ao extremo dos solos com alto teor de biochar, solos com a cama de Aviário (C.Av) apresentaram composição de espécies-chave (ASVs) semelhante as que foram encontradas nas maiorias das amostras com tratamento mineral e no controle negativo. Neste caso, em todas amostras de C.Av, houve ASVs-chave não detectadas em solos com alto biochar (20 e 40 t ha⁻¹), principalmente afiliadas à candidata a classe KD4-96 (filo

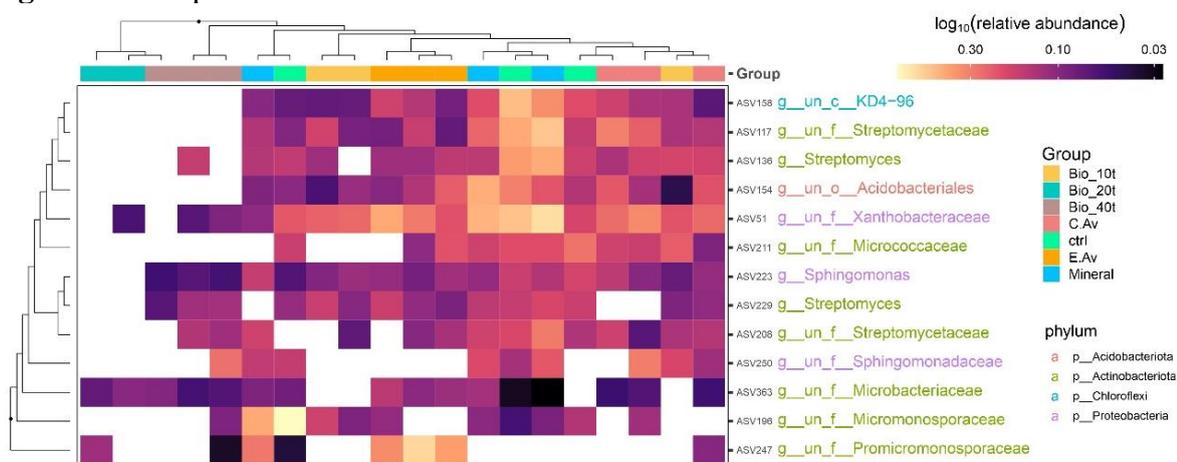
Chloroflexi), à ordem Acidobacteriales e às famílias *Streptomycetaceae* e *Microvovvaceae* (Figura 11).

Figura 11 - Abundância relativa das dez principais classes bacterianas encontradas em solo com sete tratamentos de fertilização.



C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo.

Figura 12 - Mapa de calor da abundância relativa dos diferentes ASVs.

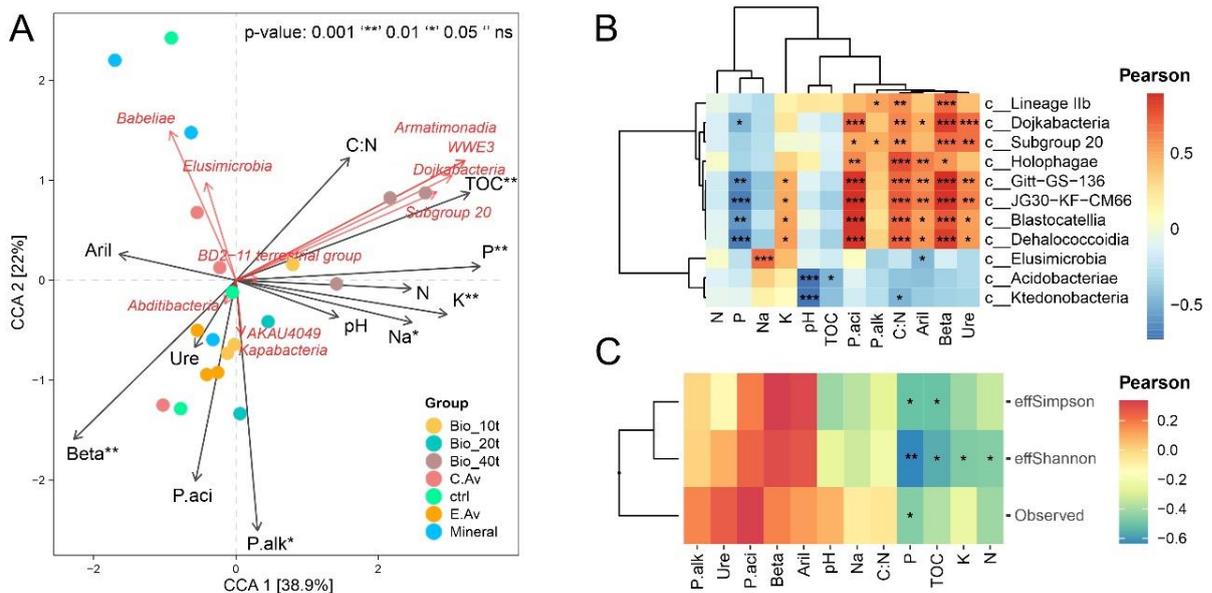


O agrupamento hierárquico de amostras foi feito com base na abundância relativa das diferentes ASVs bem como na dissimilaridade de Bray-Curtis. ASVs com o False Discovery Rate (FDR) < 0.05 e abs(logFC) ≥ 2 foram mantidas, onde FC (fold change) representa a mudança de dobra, proporção que indica o quanto uma quantidade muda entre uma medição original e uma medição subsequente (entre os tratamentos).

4.3.4 Interações microbianas com fatores ambientais

A análise de correlações canônicas utilizando distância UniFrac generalizada (baseadas na árvore filogenética das sequências genéticas) também identificou a separação de grupos em solos tratados com biochar dos demais, liderado pelo Bio_40t, situado a na extremidade direita do biplot (Figura 13A). Explicando 60.9% da variabilidade total, as variáveis que mais influenciaram na estruturação das comunidades foram TOC, P, K⁺, Na⁺ e as atividades das enzimas fosfatase alcalina (P.alk) e betaglucosidase (Beta). As variáveis mais relacionadas com o aumento da dose de biochar no solo foram TOC, P, K⁺, Na⁺, N, relação C:N e pH. No geral, as classes mais influenciadas pelas mudanças na estrutura microbiana foram Armatimonadia, candidata a classe WWE3, Dojkabacteria, Subgroup 20 (Acidobacteria), todas predominado em Bio_40t (Figura 13A).

Figura 13 - Análises de interações dos elementos químicos do solo com as comunidades microbianas.



(A) Biplot da análise de correlações canônicas demonstrando os scores amostrais (pontos coloridos), táxons a nível de classe e as variáveis do solo. A significância das variáveis no modelo de CCA foi avaliada pelo teste de Mantel. (B) Correlações de Pearson entre variáveis do solo e principais classes bacterianas (táxons sem interações significativas foram excluídos). (C) Correlações de Pearson entre variáveis do solo e as métricas de alfa-diversidade. Os índices de Shannon e Simpson foram convertidos em termos de números efetivos de diversidade de ASVs. Correlações significativas (p-valor < 0.05 por teste de 999 permutações) foram marcadas por um ou mais asterisco (*).

Em geral, algumas classes apresentaram elevadas correlações positivas com todas as atividades enzimáticas (Figura 13B) e, simultaneamente, com a relação C:N, sendo: Lineage IIb, Dojkabacteria, Subgroup 20, Holophagae, Gitt-GS-136, JG30-KF-CM66, Blastocatellia e

Dehalococcoida. Essas quatro últimas apresentaram significativas correlações negativas com o teor de P-lábil no solo e positivas com K^+ . Ktedonobacteria demonstrou correlação negativa com a relação C:N. Relações semelhantes foram observadas entre Elusiomicrobia e Arilsulfatase, Acidiobacteriae e TOC. Algumas variáveis do solo influenciaram significativa e negativamente a diversidade microbiana, destacando os teores de P, K^+ , N total e TOC, que afetaram principalmente a diversidade absoluta inferida pelo índice de Shannon (Figura 13C). Todas as atividades enzimáticas apresentaram correlações positivas com os índices de alfa-diversidade.

4.4 Discussão

O biochar é um produto rico em carbono, que tem sido usado com condicionador do solo (Shen e Yuan, 2021). O Bio_40t aumentou significativamente os teores de N, K e P (Figura 6). Os resultados apoiam a nossa hipótese, indicando que o biochar proveniente da cama de aviário pode ser uma opção viável, total ou parcial, para substituir a fertilização de N-P-K por meio de fontes minerais solúveis na cultura do feijão. Estudos, principalmente em solos tropicais, têm evidenciado efeitos positivo do uso do biochar na fertilidade do solo (JEFFERY et al., 2011; LIMA et al., 2021; MARTINSEN et al., 2015). Estudos de Novak, Johnson e Spokas (2018) corroboram nossa pesquisa, observando que o biochar derivado da cama de aviário libera maiores quantidades totais de fósforo (P) e potássio (K), resultando em aumentadas concentrações desses nutrientes disponíveis para as plantas no solo, quando comparado aos biochars à base de lignocelulósicos. Pesquisas também indicam que o biochar apresenta uma eficácia promissora na redução da lixiviação de nitrogênio, ao mesmo tempo em que intensifica a fixação biológica desse elemento (RONDON et al., 2007; SINGH et al., 2010; XU et al. 2016).

O Bio_10t apresentou uma produtividade média superior e um maior número de vagens por planta. No entanto, o Bio_40t revelou uma redução significativa no peso dos grãos e no comprimento das vagens. Silva et al. (2017), demonstraram efeitos benéficos no desenvolvimento do feijão ao utilizar concentrações de 100, 68 e 71 L m⁻³ de biochar proveniente de filtros de casca de arroz, serragem e silagem de sorgo, respectivamente. Esses efeitos foram evidenciados pelo aumento na massa seca das raízes, na massa seca da parte aérea, no número de vagens, bem como no número e na massa seca dos grãos. O aumento no crescimento das plantas de feijoeiro com concentrações crescentes de biochar pode estar associado a uma maior absorção de nutrientes, pois as concentrações desses elementos aumentaram de maneira linear com o acréscimo das doses de biochar (SILVA et al., 2017).

A adição de biochar podem induzir o crescimento e mudanças estruturais nas raízes das plantas, aumentando assim o acesso a nutrientes (BRANTLEY et al., 2016). Diversos estudos demonstram um incremento na fertilidade do solo após a aplicação do biochar em diferentes tipos de solos, nas diferentes regiões do mundo (BRANTLEY et al., 2016; MASUD et al., 2020; SIGUA et al., 2016). Vale salientar que a matéria-prima utilizada na produção biochar tem importantes implicações na disponibilidade dos nutrientes, sendo que os biochar a base de cama de aviário é um dos principais por ser rico em nutrientes (CANTRELL et al., 2012), proporcionando respostas significativas no crescimento das plantas e melhorias na absorção de

nutrientes (BRANTLEY et al., 2016).

A adição do biochar proveniente de cama de aviário alterou a diversidade microbiana do solo ao longo do experimento de campo de dois anos. A aplicação de biochar nos solos produziu alterações no micro-habitat e nos recursos disponíveis (água, substrato e nutrientes), o que normalmente causa alterações na comunidade microbiana (GUL; WHALEN, 2016; LEHMANN et al., 2011). De acordo com nossos resultados, a adição de biochar prova uma redução gradual na diversidade microbiana, alcançando pontos críticos em torno de 40 t ha⁻¹ e se mantendo estável para doses em torno de 10 t ha⁻¹ (Figura 9). O aumento do pH pode ser o responsável por essas alterações na biomassa (AWAD et al., 2018). De acordo com Palansooriya et al. (2019), a natureza alcalina do biochar tende a inibir a atividade microbiana do solo a curto prazo, o que resulta na redução da composição da comunidade. Em estudo realizado em solo agrícola de região semiárida da China, Luo et al. (2017) demonstraram que a aplicação de biochar não afetou a diversidade bacteriana, uma vez que o pH do solo permaneceu inalterado. Em contrapartida, Moreno et al. (2022), demonstraram em seu estudo que nos tratamentos corrigidos com 20 t ha⁻¹ de biochar, a diversidade microbiana do solo foi aumentada. Xu et al. (2016) evidenciou uma correlação positiva entre o aumento na diversidade bacteriana e a proporção de adição de biochar. Isso foi observado em taxas de aplicação de 40, 80 e 160 t ha⁻¹, embora tenha sido notado que a abundância relativa de alguns filos diminuiu em detrimento de outros. Gomez et al. (2014) demonstraram que doses elevadas de biochar (20 % em massa) podem modificar a comunidade microbiana, podendo ter implicações importantes para a decomposição da MOS, emissões de metano e ciclagem de nitrogênio e enxofre.

O presente estudo demonstrou que o tratamento com Bio_10t teve um enriquecimento significativo da comunidade microbiana em comparação com as doses mais elevadas do biochar de cama de aviário, sendo próximo das taxas observadas nos tratamentos C.Av, E.Av, mineral, e no controle negativo. Luo et al. (2020), em experimento de vaso, demonstraram que a quantidade ideal de abundância bacteriana no solo foi atingida com proporções de massa de 7% de biochar; no entanto, a adição de 9% de biochar resultou na redução da abundância da comunidade bacteriana do solo. Esses relatos mostram que a dose crítica de biochar no solo deve ser cuidadosamente considerada para evitar efeitos adversos, podendo variar com a matéria prima, temperatura de pirólise, tipo e composição do solo e cultura agrícola explorada. (GOMEZ et al., 2014; LIMA et al., 2021; LUO et al., 2020; XU et al., 2016).

O estudo de Zhang e Shen (2022) relevou a participação de Actinobactérias e Proteobactérias, em solo argiloso na China, contribuindo com mais de 50% da abundância relativa nas comunidades bacterianas. De acordo com estudo de Xu et al. (2016), a abundância

relativa de táxons pertencentes aos filos Actinobactérias e Proteobactérias aumentou nos tratamentos com biochar de palha de milho em relação ao controle, enquanto, Acidobacteria e Chloroflexi diminuíram. De modo análogo, táxons pertencentes a Actinobacterias (família Microbacteriaceae e gênero *Streptomyces*) e Proteobacterias (família Xantobacteraceae e gênero *Sphingomonas*) se destacaram nas maiores dosagens de biochar. As Actinobactérias são comumente relacionadas à degradação de polímeros recalcitrantes, sendo assim reconhecidas como elementos ecologicamente cruciais no processo de renovação da matéria orgânica no solo (LEHMANN et al., 2011). Já as Proteobactérias desempenharam um papel crucial na ciclagem de nutrientes do solo e na promoção do enriquecimento em ambientes com elevada presença de carbono (REN et al., 2018; XU et al., 2016). Além do mais, segundo Taketani et al. (2013), o filo Proteobacteria é reconhecido por sua propensão para colonizar ambientes abundantes em nutrientes.

O biochar estimula o crescimento acelerado de microrganismos específicos e molda o solo para uma composição específica da comunidade microbiana, resultando em um aumento da biomassa microbiana, podendo haver ou não, uma redução na diversidade (HU; CAO; ZHANG, 2014; KHODADAD et al., 2011; NGUYEN et al., 2018). Os resultados também revelaram que as propriedades do solo desempenharam um papel crucial na configuração das comunidades, sendo que os níveis de P, K, N total e COT exerceram uma influência significativa e negativa na diversidade microbiana (Figura 13). A combinação de biochar e microrganismos podem potencialmente provocar alterações na comunidade microbiana em ambientes naturais (ZHANG et al., 2018). Em nosso estudo, as classes mais influenciadas pelas mudanças na estrutura microbiana foram Armatimonadia, Dojkabacteria, Subgroup 20 (Acidobacteria), todas predominantes em Bio_40t. Devido a sua natureza geralmente acidófila, as Acidobacteria não são favoráveis em ambientes que se tornam mais alcalinos após a alteração com biochar (MAO, 2011).

A conversão térmica da cama de aviário em biochar não só simplifica o armazenamento do material, mas também constitui uma abordagem fundamental para a gestão sustentável dos recursos ambientais (JAROSZ et al., 2022). Além disso, ao evidenciar sua eficácia na promoção do crescimento e rendimento das plantas, a conversão térmica da cama de aviário em biochar favorece a absorção de nutrientes, contribuindo significativamente para a melhoria da fertilidade do solo (SOLAIMAN et al. 2020). Essa prática de manejo se revela como uma opção viável para pequenos agricultores em regiões tropicais, uma vez que aumenta a concentração de fósforo, impulsiona as atividades enzimáticas e a eficiência do uso da água no solo (LIMA et al., 2021).

4.5 Conclusões

Altas doses de biochar de cama de aviário em solo arenoso pode reduzir significativamente a diversidade e a riqueza de espécies bacterianas em comparação com a fertilização mineral ou o esterco de aves puro (E.Av) em solo arenoso, alcançado valores críticos próximo a dose de 40 t ha⁻¹.

A alfa-diversidade foi impulsionada pelos maiores níveis de P, COT, K e N total em 40 t ha⁻¹, que se correlacionaram negativamente com a diversidade alfa. Em geral, as estruturas microbianas com biochar tenderam a divergir das demais, aumentando a distância proporcionalmente à dosagem.

Espécies-chave afiliadas aos filos Actinobacterias (família Microbacteriaceae e gênero *Streptomyces*) e Proteobacterias (família Xantobacteraceae e gênero *Sphingomonas*) foram enriquecidas com altas dosagens de biochar de cama de aves, demonstrando que a participação desses táxons em solos enriquecidos com biocarvão deve ser mais bem explorada.

O uso de biochar derivado da cama de aves pode ser uma estratégia promissora para melhorar a produtividade do feijão em solos arenosos, não devendo ultrapassar a dose de 10 t ha⁻¹ nas condições estudadas, sendo este um manejo cuidadoso para otimizar os benefícios sem comprometer a diversidade microbiana essencial para a saúde do solo e das plantas.

Referências Bibliográficas

ADEKIYA, A.O; AGBEDE, T.M; ABOYEJI, C.M; DUNSIN, O; SIMEON, V.T. Effects of biochar and poultry manure on soil characteristics and the yield of radish. **Scientia horticulturae**, v. 243, p. 457-463, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.08.048>

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Monitoramento pluviométrico**. Disponível: <http://www.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso: 26 jan. 2024.

AWAD, Y. M.; OK, Y. S.; ABRIGATA, J.; BEIYUAN, J.; BECKERS, F.; TSANG, D. C.; RINKLEBE, J. Pine sawdust biomass and biochars at different pyrolysis temperatures change soil redox processes. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 147-154, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.194>

CALLAHAN, B. J.; MCMURDIE, P. J.; ROSEN, M. J.; HAN, A. W.; JOHNSON, A. J. A.; HOLMES, S. P. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. **Nature Methods**, v. 13, n. 7, p. 581–583, 2016. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>

CAPORASO, J.G., et al. (2012). Ultra-High-Throughput Microbial Community Analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq Platforms. *The ISME Journal*, 6, 1621-1624. <https://doi.org/10.1038/ismej.2012.8>

DA SILVA, J.S.A.; DE MEDEIROS, E.V.; DA COSTA, D.P.; DE SOUZA, C.A.F.; DE OLIVEIRA, J.B.; DA FRANÇA, R.F.; HAMMECKER, C. Biochar and *Trichoderma aureoviride* URM 5158 as alternatives for the management of cassava root rot. **Applied Soil Ecology**, v. 172, p. 104353, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104353>

DASHTI, A.; RAJI, M.; HARAMI, H. R.; ZHOU, J. L.; e ASGHARI, M. Biochar performance evaluation for heavy metals removal from industrial wastewater based on machine learning: Application for environmental protection. **Separation and Purification Technology**, v. 312, p. 123399, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123399>

DE MEDEIROS, E.V.; LIMA, N.T.; DE SOUSA LIMA, J.R.; PINTO, K.M S.; COSTA, D.P.; FRANCO JUNIOR, C L.; HAMMECKER, C. Biochar as a strategy to manage plant diseases caused by pathogens inhabiting the soil: a critical review. **Phytoparasitica**, v. 49, n. 4, p. 713-726, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12600-021-00887-y>

DE SOUSA LIMA, J.R.; DE MORAES SILVA, W.; DE MEDEIROS, E.V.; DUDA, G. P.; CORRÊA, M.M.; MARTINS FILHO, A.P.; HAMMECKER, C. Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. **Geoderma**, v. 319, p. 14-23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.033>

DIXON, P. VEGAN, a package of R functions for community ecology. **Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science**, v. 14, n. 6, 927–930, 2023. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>

GARBUZ, S.; MACKAY, A.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; DEVANTIER, B.; MINOR, M. Biochar amendment improves soil physico-chemical properties and alters root biomass and the soil food web in grazed pastures. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 319, p. 107517, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107517>

GOMEZ, J. D.; DENEFF, K.; STEWART, C. E.; ZHENG, J.; COTRUFO, M. F. Biochar addition rate influences soil microbial abundance and activity in temperate soils. **European Journal of Soil Science**, v. 65, n. 1, p. 28-39, 2014. <https://doi.org/10.1111/ejss.12097>

GUL, S.; WHALEN, J. K. Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 103, p. 1-15, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.001>

HU, L.; CAO, L.; ZHANG, R. Bacterial and fungal taxon changes in soil microbial community composition induced by short-term biochar amendment in red oxidized loam soil. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 30, p. 1085-1092, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11274-013-1528-5>

JAROSZ, R.; MIERZWA-HERSZTEK, M.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M.; LOŠÁK, T.; MARCIŃSKA-MAZUR, L. Changes in quantity and quality of organic matter in soil after application of poultry litter and poultry litter biochar—5-year field experiment. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1-10, 2022. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-01005-4>

KHODADAD, C. L.; ZIMMERMAN, A. R.; GREEN, S. J.; UTHANDI, S.; FOSTER, J. S. Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 2, p. 385-392, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.005>

LEHMANN, J.; RILLIG, M. C.; THIES, J.; MASIELLO, C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota—a review. **Soil biology and biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1812-1836, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>

LI, Y.; FENG, H.; CHEN, J.; LU, J.; WU, W.; LIU, X.; ...; e SIDDIQUE, K. H. Biochar incorporation increases winter wheat (*Triticum aestivum* L.) production with significantly improving soil enzyme activities at jointing stage. **Catena**, v. 211, p. 105979, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105979>

LIMA, J. R. D. S.; GOES, M. D. C. C. D.; HAMMECKER, C.; ANTONINO, A. C. D.; MEDEIROS, É. V. D.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; SOUZA, R. Effects of poultry manure and biochar on Acrisol soil properties and yield of common bean. A short-term field experiment. **Agriculture**, v. 11, n. 4, p. 290, 2021. <https://doi.org/10.3390/agriculture11040290>

LUO, S.; WANG, S.; TIAN, L.; LI, S.; LI, X.; SHEN, Y.; TIAN, C. Long-term biochar application influences soil microbial community and its potential roles in semiarid farmland. **Applied Soil Ecology**, v. 117, p. 10-15, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.04.024>

LUO, S.; HE, B.; SONG, D.; LI, T.; WU, Y.; YANG, L. Response of bacterial community structure to different biochar addition dosages in karst yellow soil planted with Ryegrass and Daylily. **Sustainability**, v. 12, n. 5, p. 2124, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12052124>

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. **Environmental science & technology**, 46(17), 9571-9576. <https://doi.org/10.1021/es301107c>

MASUD, M.M.; ABDULAHA-AL BAQUY, M.; AKHTER, S.; SEN, R.; BARMAN, A.; KHATUN, M.R. Liming effects of poultry litter derived biochar on soil acidity amelioration and maize growth. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 202, p. 110865, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110865>

MEDEIROS, E.V.; DOS SANTOS MORAES, M.D.C.H.; DA COSTA, D.P.; DUDA, G.P.; DE OLIVEIRA, J.B.; ARAUJO DA SILVA, J.S.; HAMMECKER, C. Effect of biochar and inoculation with 'Trichoderma aureoviride' on melon growth and sandy Entisol quality. **Australian Journal of Crop Science**, v. 14, n. 6, p. 971-977, 2020. <https://doi.org/10.21475/ajcs.20.14.06.p23>

MEDEIROS, E.V.; MORAES, M.C.; COSTA, D.P.; SILVA, J.S.; OLIVEIRA, J.B.; JOSÉ, R.S.; e HAMMECKER, C. Biochar and Trichoderma aureoviride applied to the sandy soil: effect on soil quality and watermelon growth. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, v. 48, n. 2, p. 735-751, 2020. <https://doi.org/10.15835/nbha48211851>

MORENO, J. L.; BASTIDA, F.; DÍAZ-LÓPEZ, M.; LI, Y.; ZHOU, Y.; LÓPEZ-MONDÉJAR, R.; PLAZA, C. Response of soil chemical properties, enzyme activities and microbial communities to biochar application and climate change in a Mediterranean agroecosystem. **Geoderma**, v. 407, p. 115536, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115536>

MCMURDIE, P. J.; HOLMES, S. phyloseq: An R package for reproducible interactive analysis and graphics of microbiome census data. **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, p. e61217, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>

NGUYEN, T. T. N.; WALLACE, H. M.; XU, C. Y.; ZWIETEN, L. V.; WENG, Z. H.; XU, Z.; BAI, S. H. The effects of short term, long term and reapplication of biochar on soil bacteria. **Science of the Total Environment**, v. 636, p. 142-151, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.278>

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; WAGNER, H. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2, 2010. Retrieved from <Http://cran.R-Project.Org>>. Access in jan, 2024.

PALANSOORIYA, K. N.; WONG, J. T. F.; HASHIMOTO, Y.; HUANG, L.; RINKLEBE, J.; CHANG, S. X.; OK, Y. S. Response of microbial communities to biochar-amended soils: a critical review. **Biochar**, v. 1, p. 3-22, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2>

PILON, C.; MOORE JR, P.A.; POTE, D.H.; MARTIN, J.W.; OWENS, P.R.; ASHWORTH, A.J.; DELAUNE, P.B. Grazing management and buffer strip impact on nitrogen runoff from pastures fertilized with poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 297-304, 2019. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0159>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Retrieved from <http://www.R-project.org/>

REN, C.; WANG, T.; XU, Y., DENG, J.; ZHAO, F.; YANG, G.; REN, G. Differential soil microbial community responses to the linkage of soil organic carbon fractions with respiration across land-use changes. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 170-178, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.011>

RONDON, M. A.; LEHMANN, J.; RAMÍREZ, J.; HURTADO, M. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. **Biology and fertility of soils**, v. 43, p. 699-708, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00374-006-0152-z>

SHAKYA, A.; AGARWAL, T. Poultry litter biochar: an approach towards poultry litter management—a review. **Int J Curr Microbiol App Sci**, v. 6, n. 10, p. 2657-2668, 2017. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.610.314>

SHEN, Y.; YUAN, R. Pyrolysis of agroforestry bio-wastes with Calcium/Magnesium oxides or carbonates—Focusing on biochar as soil conditioner. **Biomass and Bioenergy**, v. 155, p. 106277, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106277>

SIKDER, S.; JOARDAR, J.C. Biochar production from poultry litter as management approach and effects on plant growth. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, p. 47-58, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0227-5>

SILVA, V.P. **Atributos físicos e químicos do solo cultivado com braquiária para implantação de plantio direto em São João – PE**. 2019. 30 f. TCC (Engenharia Agrônômica), Unidade Acadêmica de Garanhuns - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Garanhuns, 2019. Disponível em: <https://www.repository.ufrpe.br/handle/123456789/1477>. Acesso em: 10 out. 2023.

SILVA, I. C. B. D.; BASÍLIO, J. J. N.; FERNANDES, L. A.; COLEN, F.; SAMPAIO, R. A.; FRAZÃO, L. A. Biochar from different residues on soil properties and common bean production. **Scientia Agricola**, v. 74, p. 378-382, 2017. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2016-0242>

SINGH, B. P.; HATTON, B. J.; SINGH, B.; COWIE, A. L.; KATHURIA, A. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. **Journal of environmental quality**, v. 39, n. 4, p. 1224-1235, 2010. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0138>

SOLAIMAN, Z.M.; SHAFI, M.I.; BEAMONT, E.; ANAWAR, H.M. Poultry litter biochar increases mycorrhizal colonisation, soil fertility and cucumber yield in a fertigation system on sandy soil. **Agriculture**, v. 10, n. 10, p. 480, 2020. <https://doi.org/10.3390/agriculture10100480>

SONG, X.; LI, H.; SONG, J.; CHEN, W.; SHI, L. Biochar/vermicompost promotes Hybrid Pennisetum plant growth and soil enzyme activity in saline soils. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 183, p. 96-110, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.05.008>

TAKETANI, R. G.; LIMA, A. B.; DA CONCEIÇÃO JESUS, E.; TEIXEIRA, W. G.; TIEDJE, J. M.; TSAI, S. M. Bacterial community composition of anthropogenic biochar and Amazonian anthrosols assessed by 16S rRNA gene 454 pyrosequencing. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 104, p. 233-242, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10482-013-9942-0>

WANG, X.; SONG, D.; LIANG, G.; ZHANG, Q.; AI, C.; ZHOU, W. Maize biochar addition rate influences soil enzyme activity and microbial community composition in a fluvo-aquic soil. **Applied soil ecology**, v. 96, p. 265-272, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.018>

WICKHAM, H., 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>

WRIGHT, E. S. Using DECIPHER v2. 0 to analyze big biological sequence data in R. **The R Journal**, 8(1), 352–359, 2016. Retrieved from <https://journal.r-project.org/archive/2016-1/wright.pdf>

XU, N.; TAN, G.; WANG, H.; GAI, X. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure. **European journal of soil biology**, v. 74, p. 1-8, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.02.004>

ZHANG, G.; GUO, X.; ZHU, Y.; LIU, X.; HAN, Z.; SUN, K.; HAN, L. The effects of different biochars on microbial quantity, microbial community shift, enzyme activity, and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Geoderma**, v. 328, p. 100-108, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.009>

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A viabilidade do biochar da "cama de aviário" em cultivos de feijão oferece oportunidades promissoras para melhorar a produtividade agrícola e promover a sustentabilidade ambiental. No entanto, é essencial considerar os aspectos agronômicos, ambientais e microbiológicos, para maximizar os benefícios e minimizar os impactos adversos dessa prática inovadora.

A complexidade das interações entre o biochar e a microbiota do solo destaca a necessidade de uma abordagem holística, considerando não apenas os efeitos imediatos, mas também os impactos a longo prazo. O uso estratégico de biochar de cama de aviário, em doses apropriadas, mostra-se promissor para melhorar a produtividade do feijão em solos arenosos. No entanto, é essencial equilibrar os benefícios agronômicos com a preservação da diversidade microbiana, visando à sustentabilidade a longo prazo do sistema agrícola.

Dosagens em torno de 10 t ha^{-1} de biochar de cama de aviário demonstraram ser suficiente para assegurar a produtividade do feijoeiro em solo arenoso, considerando as condições deste estudo. Além disso, essa dosagem preservou a diversidade e riqueza das comunidades microbianas do solo, além das funções enzimáticas, componentes fundamentais para ciclagem dos nutrientes e sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

ANEXOS

Tabela 1 - Médias e desvio padrão das variáveis do solo.

Variável	Unidade	Bio_10t	Bio_20t	Bio_40t	C.Av	ctrl	E.Av	Mineral
Médias:								
K	cmol _c dm ⁻³	0.16	0.18	0.38	0.08	0.13	0.08	0.06
Na	cmol _c dm ⁻³	0.15	0.14	0.22	0.11	0.11	0.13	0.08
P	g k ⁻¹	12.84	17.02	33.50	11.53	9.53	15.19	10.22
Nt	%	0.16	0.13	0.19	0.16	0.14	0.15	0.13
pH	-	6.97	7.10	7.23	6.97	7.17	6.97	6.97
COT	g kg ⁻¹	1.80	1.73	2.77	1.42	1.57	1.43	1.59
C:N	-	11.01	13.60	14.53	9.12	11.65	9.49	12.71
Palc	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	42.10	49.95	34.48	40.87	32.21	38.98	28.32
Paci	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	27.83	39.07	19.59	26.62	17.94	30.57	24.76
Beta	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	136.39	152.12	72.76	193.45	139.68	165.85	140.60
Aril	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	4.62	3.37	2.48	3.52	4.91	4.74	7.34
Ure	μg NH ₄ -N g ⁻¹ 2h ⁻¹	17.29	19.97	15.10	19.47	11.96	12.54	16.84
Desvio Padrão:								
K	cmol _c dm ⁻³	0.05	0.02	0.08	0.01	0.14	0.04	0.03
Na	cmol _c dm ⁻³	0.08	0.01	0.02	0.00	0.01	0.05	0.05
P	g k ⁻¹	2.28	0.15	6.67	1.66	1.69	3.48	0.63
Nt	%	0.00	0.02	0.04	0.03	0.02	0.01	0.01
pH	-	0.06	0.00	0.15	0.21	0.12	0.23	0.15
COT	g kg ⁻¹	0.15	0.10	0.02	0.24	0.08	0.06	0.32
C:N	-	0.89	0.80	2.55	0.96	2.52	1.16	3.68
Palc	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	4.61	11.64	3.05	15.13	16.95	6.91	11.72
Paci	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	11.62	10.93	1.63	13.33	5.85	6.73	9.10
Beta	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	29.96	43.68	5.22	42.61	61.38	26.97	52.59
Aril	μg PNP g ⁻¹ h ⁻¹	2.62	0.86	0.66	2.26	2.58	1.92	3.87
Ure	μg NH ₄ -N g ⁻¹ 2h ⁻¹	5.28	1.84	1.86	8.14	3.27	2.20	0.60

Variáveis: COT, carbono orgânico total; Palc, fosfatase alcalina; Paci, fosfatase ácida; Beta, betaglicosidase; Ure, urease.

Tabela 2 - Médias e desvio padrão das variáveis da planta.

nome	Média					Desvio Padrão				
	PMG	NVP	NGV	CV	PROD	PMG	NVP	NGV	CV	PROD
Bio_10t	246.4	6.5	6.9	17.6	2170.3	4.7	0.311	0.418	0.749	257.1
Bio_20t	238.0	6.0	6.7	17.1	1943.1	0.4	0.100	0.129	0.398	96.6
Bio_40t	224.6	5.9	6.9	16.6	2053.4	5.0	0.536	0.072	0.078	231.5
C.Av	243.1	6.1	7.0	17.5	2006.0	5.9	0.429	0.291	0.152	254.4
Ctrl	242.4	4.7	6.8	17.3	1631.2	6.6	0.601	0.218	0.089	173.5
E.Av	236.3	5.7	6.6	17.4	1806.9	4.9	0.477	0.231	0.418	180.1
Mineral	235.0	4.9	6.6	16.9	1537.1	8.6	0.291	0.271	0.236	158.7

Tratamentos: C.Av, cama de aviário; E.Av, esterco de aves; Mineral, fertilizantes minerais sintéticos; Bio, biochar nas doses de 10 (_10t), 20 (_20t) e 40 (_40t) t ha⁻¹; Ctrl, controle negativo. **Variáveis:** PMG, peso de mil grãos (g); NVP, N. de vagens por planta; NGV, N. de grãos por vagem; CV, comprimento das vagens (cm); PROD, produtividade de grãos (kg ha⁻¹).

FOTOS DO EXPERIMENTO DE CAMPO

Figura 1 - Montagem do experimento no município de São João – PE.

Fonte: Arquivo próprio.



Figura 2 - Feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L. cv. BRS Netuno).



Figura 3 - Feijão-caupi (*Vigna unguiculata* L. Walp. cv. BRS Tumucumaque).



Figura 4 - Colheita do feijão comum.



Figura 5 - Colheita do feijão-caupi.