

INSTITUTO FEDERAL DE SANTA CATARINA
CÂMPUS SÃO MIGUEL DO OESTE
BACHARELADO EM AGRONOMIA

GUILHERME GOMES DOS SANTOS

**USO DO BIOCHAR DE ORIGEM ANIMAL COMO FONTE DE
NUTRIENTES PARA O MILHO**

São Miguel do Oeste – SC (2025)

Guilherme Gomes dos Santos

**USO DO BIOCHAR DE ORIGEM ANIMAL COMO FONTE DE
NUTRIENTES PARA O MILHO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Bacharelado em Agronomia do
Câmpus São Miguel do Oeste do Instituto
Federal de Santa Catarina como requisito
parcial à obtenção do título de **Engenheiro
agrônomo**

Orientador

Alcione Miotto

Coorientador

Douglas Antonio Rogeri

São Miguel do Oeste

Guilherme Gomes dos Santos

**USO DO BIOCHAR DE ORIGEM ANIMAL COMO FONTE DE
NUTRIENTES PARA O MILHO**

Este trabalho foi aprovado pela Banca examinadora composta por Dr. Alcione Miotto, Dr. Douglas Antonio Rogeri e Dr. Jean Monteiro de Pinho na data de 06/10/2025, cujas notas e assinaturas constam na Ficha de Avaliação. Por fim, as considerações propostas pela Banca foram incorporadas no trabalho, estando esse apto para arquivamento.



Alcione Miotto

Instituto Federal Santa Catarina - Câmpus São Miguel Do Oeste

RESUMO

O biochar de origem vegetal, quando adicionado ao solo, proporciona melhorias nos atributos físicos, aumenta a fertilidade e o aproveitamento de nutrientes, especialmente nitrogênio, sem adicionar quantidades importantes de macronutrientes. Por outro lado, o biochar de resíduos animais apresenta maior quantidade de nitrogênio, fósforo e cálcio devido à composição desses materiais e, portanto, pode servir como fertilizante e condicionador de solos. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desenvolvimento morfológico e a produção de biomassa de milho cultivado em solo com adição de doses de biochar obtido da pirólise de lodo de ETE de frigorífico de aves. O experimento foi desenvolvido em estufa tipo guarda-chuva, com um solo coletado em lavoura de fertilidade média. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com seis doses de biochar: zero; 1,5; 3,0; 4,5; 6,0 e 7,5 g kg⁻¹, equivalentes a 3, 6, 9, 12 e 15 t ha⁻¹, respectivamente. Para fins de comparação, foram adicionados mais quatro tratamentos com adubos minerais: 1) 100 mg kg⁻¹ de N na forma de ureia; 2) 100 mg kg⁻¹ de P na forma de Superfosfato Triplo; 3) 100 mg kg⁻¹ de K na forma de Cloreto de Potássio; 4) 225 mg kg⁻¹ de N + 150 mg kg⁻¹ de P + 38 mg kg⁻¹ de K (equivalente a 7,5 g kg⁻¹ de biochar), das mesmas fontes minerais. Ao todo, foram utilizados 10 tratamentos e 4 repetições, totalizando 40 vasos. Após a aplicação dos tratamentos, o solo foi umedecido e incubado por 45 dias. Em seguida, o milho foi utilizado como planta indicadora da disponibilidade de nutrientes. O cultivo durou 40 dias, quando as plantas foram medidas quanto à altura e ao diâmetro do caule, e foram cortadas rente ao solo para avaliação da massa verde e da matéria seca. O biochar de origem animal mostrou-se pouco promissor como fonte direta de nutrientes. Mesmo contendo bons teores de N, P e K, quando aplicado em doses altas e incorporado ao solo, mostrou-se pouco efetivo para a nutrição do milho, uma vez que não resultou em ganhos significativos de biomassa e promoveu apenas pequenos incrementos na altura, na área foliar e no diâmetro do caule. A comparação do biochar de origem animal com fertilizantes minerais indicou que os nutrientes que ele contém são pouco disponíveis, em especial o fósforo. Os resultados deste trabalho indicam que o biochar de origem animal pode ter uma aplicação similar ao de origem vegetal, sendo mais adequado para ser adicionado ao solo como condicionador, visto que os nutrientes que possui apresentam baixa disponibilidade para as plantas.

Palavras-chave: tratamento de resíduos, condicionador de solo, efluentes, pirólise.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	5
2. OBJETIVO.....	7
2.1 Objetivo geral	7
2.2 Objetivo específico.....	7
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
3.1 História do biochar	8
3.2 Composição do biochar.....	9
3.3 Utilização do biochar na agricultura.....	9
3.4 Estabilidade do biochar.....	10
3.5 Fisiologia do biochar.....	11
3.5 Classificação do biochar.....	12
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	14
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	18
6. CONCLUSÃO.....	26
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	27
8. REFERÊNCIAS.....	28

1. INTRODUÇÃO

Emissões antropogênicas de dióxido de carbono (CO₂), especialmente pelas queimas de combustíveis fósseis, têm atingido níveis recordes: em 2022, foram estimadas em ~36,8 Gt CO₂ provenientes de processos energéticos e industriais, com crescimento de ~0,9% em relação ao ano anterior. O budget global de carbono de 2024 mostra que as emissões fósseis podem ter alcançado cerca de 37,4 Gt CO₂, sem sinal de pico dessas emissões até o momento. Projeções climáticas recentes indicam que, se não forem adotadas medidas substanciais de mitigação, o aquecimento global até 2100 pode ficar entre 2 °C e 5,4 °C acima dos níveis pré-industriais, dependendo do cenário de emissões. Setores de uso da terra, agricultura, florestas e mudança no uso da terra (AFOLU) permanecem entre os maiores contribuintes de gases de efeito estufa, representando cerca de 22-34% das emissões globais, embora haja variação conforme políticas e práticas regionais.

As mudanças climáticas trazem preocupações como degradação do solo, perda de biodiversidade e impactos na segurança alimentar, afetando principalmente as sociedades mais vulneráveis (Ravishankara et al., 2009; Solomon et al., 2009). Para mitigar esses efeitos, é urgente reduzir as emissões globais de GEE, sequestrando pelo menos 3,2 Gt de CO₂ eq por ano (Sohi, 2012). Estratégias incluem o aumento da eficiência energética, substituição de combustíveis fósseis por fontes renováveis e o sequestro de carbono através da biomassa vegetal e matéria orgânica do solo, embora seu potencial de longo prazo seja limitado, pois grande parte do carbono fixado acaba retornando à atmosfera (Lehmann, 2007).

No mundo, a crescente demanda por produtos cárneos tem impulsionado a indústria de frigoríficos, tornando o país um dos maiores produtores de carne do mundo. No entanto, o aumento na produção de carne também resulta em uma quantidade correspondente de resíduos gerados pelos frigoríficos, representando um desafio significativo para o meio ambiente (Silva et al., 2020). Esses resíduos, que incluem partes não utilizadas dos animais como ossos, peles e gorduras, são frequentemente descartados sem um manejo adequado, o que pode resultar em impactos ambientais adversos, como poluição do solo e da água, além de emissões de gases de efeito estufa (Lehmann et al., 2015).

Diante desse cenário, uma prática comum adotada por muitos frigoríficos para lidar com esses resíduos é a queima. No entanto, essa abordagem tem consequências negativas significativas para o meio ambiente e para a saúde humana. A queima de resíduos representa

uma perda de recursos valiosos, uma vez que a matéria orgânica e os nutrientes presentes nesses resíduos poderiam ser reaproveitados de maneira mais sustentável (Lehmann et al., 2015).

A queima desses resíduos libera uma série de gases e partículas nocivas, incluindo dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrogênio (NO₂) e material particulado, contribuindo assim para a poluição do ar e para as mudanças climáticas (Silva et al., 2020). Nesse contexto, torna-se crucial explorar alternativas mais sustentáveis para o gerenciamento desses resíduos. Por outro lado, o carbono se torna mais fixo quando os materiais orgânicos são carbonizados, de modo que a conversão de biomassas em biocarvão e seu uso subsequente como condicionador de solo (biochar) foi recentemente proposto como uma estratégia sustentável de longo prazo para sequestrar CO₂ atmosférico, ao mesmo tempo em que potencialmente mitiga as mudanças climáticas globais (Stavi; Lal, 2013; Sohi, 2012; Shrestha et al., 2010; Woolf et al., 2010; Lehmann; Joseph, 2009; Gaunt; Cowie, 2009; Laird, 2008; Lehmann, 2007). Sabendo disso, uma alternativa promissora é a produção de biochar a partir dos resíduos de frigoríficos.

2. OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desenvolvimento morfológico e produção de biomassa de milho cultivado em solo com adição de doses de biochar obtido da pirólise de lodo de ETE de frigorífico de aves.

2.2 Objetivo específico

- ☒ Avaliar o efeito de diferentes doses de biochar no desenvolvimento morfológico da cultura do milho, por meio da mensuração da altura das plantas, do diâmetro do colmo e da área foliar.
- ☒ Quantificar a produção de biomassa da parte aérea, determinando a massa verde e a massa seca das plantas de milho.
- ☒ Comparar a eficiência agronômica do biochar com a da adubação mineral, confrontando os tratamentos com biochar com tratamentos controle com NPK.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 História do biochar

O termo "biochar" foi adotado pela primeira vez em 1998 e passou a ser amplamente utilizado a partir de 2006 para indicar o carvão vegetal produzido para fins agronômicos, especialmente como um condicionador de solo (Lehmann et al., 2006). Apesar de o biochar ter ganhado destaque recentemente, sua utilização como condicionador de solo já era conhecida há séculos na bacia amazônica (Glaser et al., 2002; 2001). Nessa região, os solos (Latosolos, Antropossolos) são tipicamente ácidos, de cor vermelha escura, ricos em alumínio (Al), manganês (Mn) e ferro (Fe), e caracterizados por altas taxas de mineralização, o que resulta em baixa fertilidade (Glaser et al., 2002; 2001). No entanto, existem áreas específicas, conhecidas como "Terra Preta de Índio", que apresentam solos alcalinos, de cor escura e altamente férteis (Glaser e Birk, 2012; Sombroek et al., 2003).

Esses solos da Terra Preta de Índio, encontrados em pequenos trechos de cerca de 200 metros de diâmetro, próximos a assentamentos humanos históricos e atuais, cobrem uma área total de cerca de 18.000 km² na Amazônia (Sombroek; Souza, 2000). Eles foram formados entre 2.000 e 1.500 anos atrás, quando os índios da Amazônia enriqueceram seus campos com carvão misturado a diferentes fontes orgânicas, como ossos de peixe e animais, plantas, resíduos orgânicos, cacos de cerâmica e fezes (Mann, 2002).

Os solos da Terra Preta de Índio contêm até 250 Mg ha⁻¹ de carbono orgânico do solo (SOC) nos primeiros 30 cm de profundidade, comparados a 100 Mg ha⁻¹ nos solos circundantes, e até 500 Mg ha⁻¹ nos primeiros 1 metro (Glaser, 2001). Esses solos são mais ricos em nutrientes (como nitrogênio, enxofre, cálcio e fósforo), retêm mais água, têm maior atividade microbiana, pH mais alto e maior capacidade de troca catiônica (CEC), reduzem a lixiviação de nutrientes e aumentam a diversidade microbiana, sendo considerados mais férteis do que os Latossolos circundantes (Glaser; Birk, 2012; O'Neill et al., 2009; Kim et al., 2007).

Descobertas semelhantes de solos comparáveis aos da bacia amazônica foram feitas, embora em menor escala, em partes da Amazônia no Peru, Colômbia e sul da Venezuela, além da Guiana, Serra Leoa, Libéria e Indonésia (Heckenberger et al., 2003; Kern et al., 2003; Sombroek et al., 2002; Denevan, 1996). A maior difusão e escala dos solos negros na bacia amazônica parece estar relacionada às diferenças tecnológicas disponíveis para as populações locais na época. Os povos originários da América do Sul, que ainda desconheciam o ferro,

utilizavam o fogo para limpar a vegetação e, ao cobrir as cinzas com solo, criavam carvão vegetal involuntariamente (Mann, 2002).

Essas descobertas despertaram recentemente o interesse dos cientistas em desenvolver solos chamados "Terra Preta Nova", que imitariam os solos da Terra Preta de Índio através da incorporação de biomassa pirolisada, com o objetivo de melhorar as funções do solo e mitigar as mudanças climáticas por meio do sequestro de carbono (Ameloot et al., 2013).

3.1 Composição do biochar

Biochar é o resíduo sólido proveniente da pirólise de materiais carbonáceos, de granulometria fina, altamente poroso e recalcitrante, rico em carbono e compostos aromáticos com anéis de 6 átomos de carbono ligados entre si, seja com oxigênio e/ou hidrogênio (H), os átomos mais abundantes na matéria orgânica (MO) (Lehmann; Joseph, 2009), gerado por meio da pirólise de resíduos orgânicos em uma ampla faixa de temperaturas (300–1000 °C) em condições parciais ou anaeróbicas. Além de ser predominantemente composto por carbono, o biochar também contém hidrogênio, oxigênio, magnésio e macronutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, que podem melhorar a produção agrícola globalmente (Lehmann et al., 2006; Lehmann, 2007), e sua utilização no solo tem sido cada vez mais estudada devido aos seus potenciais benefícios agrônômicos e ambientais (Silva et al., 2020). O propósito pretendido distingue o biochar do carvão mineral, que é principalmente adotado como combustível, filtro, agente redutor na fabricação de ferro ou agente de coloração na indústria (Lehmann e Joseph, 2009).

3.2 Utilização do biochar na agricultura

Ao utilizá-lo como condicionador orgânico do solo, não apenas se evita a queima prejudicial dos resíduos, mas também promove melhorias na qualidade do solo, retenção de nutrientes e redução da erosão. Sua capacidade de aumentar a porosidade do solo é notável, proporcionando espaços para a retenção de água e ar, promovendo um ambiente propício para o crescimento das raízes (Lehmann et al., 2015).

Além disso, o biochar age como reservatório de nutrientes, liberando-os gradualmente à medida que se decompõe, reduzindo assim a necessidade de aplicação de fertilizantes sintéticos e contribuindo para uma agricultura mais sustentável (Jeffery et al., 2011). Outro

ponto relevante é sua capacidade de melhorar a atividade microbiana do solo, proporcionando um habitat ideal para microorganismos benéficos, como bactérias fixadoras de nitrogênio e micorrizas (Lehmann et al., 2015).

3.3 Estabilidade do biochar

No entanto, nem todos os biochars possuem a mesma estabilidade no solo, pois isso depende do grau de condensação dos anéis aromáticos (relacionado à matéria-prima ou condição do processo de pirólise), do tamanho das partículas do biochar, das condições edáficas e climáticas a que o biochar é exposto e oxidado (Nguyen et al., 2010; Singh; Cowie, 2010; Zimmerman, 2010; Kuzyakov et al., 2009; Lehmann et al., 2009; Nguyen; Lehmann, 2009). Temperaturas de pirólise mais altas produzem menos biochar, mas com maior estabilidade, pois a proporção de carbono arílico em relação ao carbono alifático aumenta com o aumento da temperatura de carbonização (Nguyen et al., 2010; Mcbeath; Smernik, 2009; Baldock; Smernik, 2002).

Geralmente, os biochars podem conter tanto formas lábeis quanto estáveis de carbono. As formas lábeis de carbono, com baixa aromaticidade, podem ser rapidamente degradadas e liberadas na atmosfera como CO₂ dentro de alguns anos após sua incorporação no solo. A decomposição inicial desses componentes lábeis, que estão principalmente na superfície das partículas de biochar, ocorre de maneira relativamente rápida. Em contraste, a forma estável de carbono, que é altamente aromática e domina a estrutura central do biochar, apresenta uma decomposição muito mais lenta, sendo considerada resistente no solo por vários milhares de anos (Waters et al., 2011)

A proporção de carbono aromático no biochar em formação aumenta à medida que a temperatura de pirólise sobe, devido ao aumento relativo na perda de matéria volátil, que ocorre na seguinte ordem: água, hidrocarbonetos, vapores alcatroados, H₂, CO e CO₂, e à conversão de carbono alquil e O-alkil para carbono aril C (Baldock; Smernik, 2002; Demirbas, 2004).

A fração de carbono lábil no biochar varia de 2 a 12%, com as taxas mais altas obtidas quando são adotadas taxas de aquecimento baixas (pirólise lenta). De fato, acima de 475 °C, os carboidratos são quase totalmente convertidos em voláteis, deixando compostos de carbono altamente aromáticos e estáveis, enquanto a biomassa parcialmente não convertida se mineraliza rapidamente uma vez no solo (Yang et al., 2007).

Vários estudos relatam que o tempo de permanência no solo do carvão ou biochar pode variar de décadas a milênios (Zimmerman, 2010; Kuzyakov et al., 2009; Cheng et al., 2008; Hammes et al., 2008; Hamer et al., 2004), podendo ultrapassar 10.000 anos (Swift, 2001), o que representa de 10 a 1000 vezes mais do que outras fontes de matéria orgânica do solo (SOM) (Verheijen et al., 2010). Além disso, o biochar pode permanecer intacto em ambientes de mar profundo por até 13.900 anos (Masiello; Druffel, 1998).

3.4 Atributos físicos do biochar

Geralmente, um fragmento de biochar consiste em duas frações estruturais principais: i) folhas cristalinas de grafeno empilhadas e ii) estruturas aromáticas amorfas organizadas de forma aleatória. Durante a pirólise, uma parte considerável da biomassa inicial é perdida em formas voláteis, restando uma matriz rígida de carbono amorfo. Acima de 120 °C, os materiais orgânicos perdem umidade e começam a passar por alguma decomposição térmica. Entre 200 e 260 °C, as hemiceluloses são degradadas; a celulose começa a se degradar entre 240 e 350 °C, e, finalmente, a lignina entre 280 e 500 °C (Sjöström, 1993).

Quando a temperatura de pirólise atinge 330 °C, folhas de grafeno poliaromático começam a crescer lateralmente à custa das fases de carbono amorfo e, finalmente, se fundem. Acima de 600 °C, a carbonização se torna o processo dominante, caracterizada pela remoção da maioria dos átomos não carbonados restantes, o que aumenta o conteúdo relativo de carbono, que pode representar até 90% do biochar final (Antal e Grönli, 2003; Demirbas, 2004). A pirólise de biomassa à base de madeira produz biochars mais grosseiros e recalcitrantes, com um teor de carbono de até 80%, devido à natureza rígida e ligninolítica da biomassa original (Winsley, 2007).

As condições da biomassa utilizada e do processo de carbonização são os principais fatores que determinam a composição física do biochar, como o tamanho das partículas e a distribuição dos poros (Cetin et al., 2004). No entanto, o encolhimento e as fricções que ocorrem não apenas durante o processamento, mas também durante o transporte, armazenamento, manipulação e distribuição ao solo, reduzem o tamanho das partículas dos biochars incorporados.

Geralmente, biomassas à base de madeira produzem biochars mais grosseiros, enquanto resíduos de culturas e/ou esterco geram fragmentos mais finos e com uma estrutura mais frágil (Sohi et al., 2009). A tecnologia de pirólise (por exemplo, tipo e formato do reator), as condições

do processo (taxa de aquecimento, temperatura máxima, tempo de residência, pressão, taxa de fluxo), e os tratamentos pré-pirólise (por exemplo, secagem, ativação química) e pós-pirólise (por exemplo, peneiramento, ativação) influenciam significativamente a estrutura física do biochar (Brown et al., 2009; Cetin et al., 2004; Lua et al., 2004; Antal; Grönli, 2003). O tamanho das partículas e dos poros tende a diminuir à medida que a temperatura de pirólise aumenta (Schimmelpfennig; Glaser, 2012; Downie et al., 2009); por exemplo, taxas de aquecimento mais altas e tempos de residência mais curtos resultam em biochars mais finos (Cetin et al., 2004), enquanto a pirólise lenta (taxas de aquecimento de 5-30 °C min⁻¹) pode utilizar partículas de biomassa maiores, produzindo biochars mais grosseiros (Downie et al., 2009). Esses biochars mais grosseiros são também pobres em nutrientes e menos suscetíveis à degradação microbiana no ambiente (Sohi et al., 2009). Biochars produzidos a partir de resíduos de culturas (por exemplo, casca de arroz), esterco e algas marinhas são geralmente mais finos e menos robustos do que aqueles obtidos com biomassa à base de madeira (Winsley, 2007). Partículas maiores de biochar, resultantes da fusão após derretimento, podem ser obtidas aumentando a pressão do fluxo até 20 bar durante a pirólise (Cetin et al., 2004).

O biochar possui uma estrutura altamente porosa, e, como previsto, a biomassa utilizada e as condições de carbonização são os principais fatores que determinam a distribuição do tamanho dos poros, a área de superfície total (Downie et al., 2009) e a densidade aparente (0,3 Mg m⁻³ em comparação com a densidade aparente média do solo de 1,3 Mg m⁻³). Uma extensa rede de poros no biochar é formada durante a decomposição térmica da biomassa, como consequência dos vazios deixados após a volatilização de compostos orgânicos em temperaturas relativamente altas. No entanto, a porosidade básica e a estrutura do biochar replicam a estrutura vascular da biomassa original, uma vez que a estrutura da parede celular (esqueleto mineral e de carbono) é mantida durante a conversão térmica no biochar formado (Downie et al., 2009; Laine et al., 1991; Wildman; Derbyshire, 1991).

3.5 Classificação do biochar

Downie et al. (2009) classificaram os poros do biochar de acordo com seus diâmetros internos (ID), identificando três categorias típicas: macroporos (ID > 50 nm), mesoporos (2 nm < ID < 50 nm) e microporos (ID < 2 nm). As estruturas residuais das paredes celulares da biomassa contribuem para a maior parte da macroporosidade do biochar (Wildman e Derbyshire, 1991), enquanto a microporosidade fornece a grande área de superfície que

caracteriza as biomassas carbonizadas (Brown, 2009). A distribuição do tamanho das partículas e a porosidade do biochar têm implicações tanto para determinar a adequação para um propósito específico (Downie et al., 2009) quanto para a escolha do método de aplicação mais adequado.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Câmpus São Miguel do Oeste do Instituto Federal de Santa Catarina, localizado no município de São Miguel do Oeste, Santa Catarina (latitude 26°44'34,8" S e longitude 53°31'35,1" W). A região encontra-se a uma altitude de 625 metros e apresenta insolação anual de 3.061 horas e temperatura média de 19,7 °C (CLIMATE-DATA, 2024), com clima classificado como Cfa, segundo a classificação de Köppen-Geiger.

O biochar utilizado no estudo foi obtido em um reator de pirólise, desenvolvido por uma empresa do Oeste de Santa Catarina, a partir de lodo de estação de tratamento de efluentes (ETE) de um frigorífico de aves. As características físico-químicas do biochar utilizado no experimento são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Atributos químicos e físicos do biochar originado da pirolise de lodo de ETE de frigorífico de aves. Os resultados são todos expressos em base seca.

Elemento/atributo	Resultado	Unidade	Método de análise
Umidade	9,2	% (m/m) (60 a 65°C)	b
pH em CaCl ₂	5,8	-	c
Carbono Orgânico	520	g kg ⁻¹	b
Relação C/N	7,9	-	c
Poder de Neutralização	11,0	% eq CaCO ₃	c
Nitrogênio	66,2	g kg ⁻¹	b
Fósforo	40	g kg ⁻¹	a
Potássio	1,16	g kg ⁻¹	a
Cálcio	2,8	g kg ⁻¹	a
Magnésio	1	g kg ⁻¹	a
Enxofre	3	g kg ⁻¹	a
Ferro	5542	mg kg ⁻¹	a
Cobre	138	mg kg ⁻¹	a
Zinco	425	mg kg ⁻¹	a
Manganês	179	mg kg ⁻¹	a
Boro	13,6	mg kg ⁻¹	a
Níquel	48	mg kg ⁻¹	a
Arsênio	<11,6	mg kg ⁻¹	a
Cádmio	<0,4	mg kg ⁻¹	a
Chumbo	<0,5	mg kg ⁻¹	a
Selênio	<13,6	mg kg ⁻¹	a
Cromo	38,7	mg kg ⁻¹	a
Mercúrio	<15	mg kg ⁻¹	a

^a Método de digestão EPA-SW-846-3051 (micro-ondas com uso de ácido nítrico e ácido clorídrico), com posterior determinação de metais por ICP-AES (EPA-SW-846-6010); potássio e sódio por Fotometria de Chama (U.S. EPA 2007; U.S. EPA, 2014),

^b Nitrogênio total: método Kjeldahl: destilação por arraste a vapor; Carbono orgânico: digestão com dicromato e determinação volumétrica; Umidade: perda de massa a 60 °C; pH em CaCl₂: determinação em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ na proporção 1:10 (resíduo:solução) (Andrade e Abreu, 2006).

^c Método descrito em Brasil (2017).

Fonte: Miotto (2025)

O cultivo do milho foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2024, em uma casa de vegetação do tipo guarda-chuva. O solo para o experimento foi coletado na camada de 0-20 cm de uma lavoura sob sistema de cultivo de culturas anuais que apresentava fertilidade média, localizada na região Oeste de Santa Catarina. O solo coletado foi transportado para o Câmpus do IFSC, seco ao ar, peneirado em malha de 4 mm para destorroamento e separação de resíduos orgânicos, homogeneizado e analisado (Tabela 2). Em seguida, o solo foi colocado em vasos com capacidade de 3,5 litros para o cultivo.

Tabela 2 – Atributos químicos do solo utilizado no experimento

pH H ₂ O	M.O.	Argila	P-mehlich	K	CTC efetiva	CTC _{pH7}	Índice SMP
	----- % -----		---- mg dm ³ -----		---cmol _c /dm ³ ----		
4,8	2,6	20	21	176	15,7	20,3	5,9
	Ca	Mg	Al	H+Al	Saturação		
	-----cmol _c /dm ³ -----					Al ³⁺	Bases
	10,9	4	0,3	4,9	1,9	76	

Fonte: Miotto (2025)

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com seis doses de biochar: zero, 1,5, 3,0, 4,5, 6,0 e 7,5 g kg⁻¹ de solo, equivalentes à incorporação, na camada de 0–20 cm, de 0, 3, 6, 9, 12 e 15 t ha⁻¹ de biochar. Adicionalmente, para fins de comparação da equivalência entre o biochar e a adubação mineral, foram adicionados mais quatro tratamentos com adubação mineral: 100 mg kg⁻¹ de N na forma de ureia; 100 mg kg⁻¹ de P na forma de Superfosfato Triplo; 100 mg kg⁻¹ de K na forma de Cloreto de Potássio; e 225 mg kg⁻¹ de N + 150 mg kg⁻¹ de P + 38 mg kg⁻¹ de K, das mesmas fontes. As das doses de biochar para fertilizantes minerais comerciais (ureia, superfosfato triplo e KCl) é apresentada na Tabela 3, que teve como objetivo facilitar a visualização e a compreensão da quantidade de nutrientes presente em cada dose de biochar. Ao todo, foram utilizados 10 tratamentos e 4 repetições, totalizando 40 vasos.

Tabela 3 – Conversão das doses de biochar em quantidades equivalentes de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio

Fertilizantes minerais	Dose de biochar, g kg ⁻¹				
	1,5	3	4,5	6	7,5
	----- Dose equivalente por hectare (camada 0-20 cm), kg ha ⁻¹ -----				
Ureia	441	883	1324	1765	2207
SFT	597	1195	1792	2390	2987
KCl	7	14	21	28	35

Fonte: O Autor.

O biochar foi peneirado com peneira de 2 mm, e as doses foram incorporadas ao solo dos vasos. Os fertilizantes minerais foram moídos com gral e pistilo e adicionados na forma de pó, sendo incorporados ao solo. Após a aplicação dos tratamentos, o solo foi umedecido e

permaneceu em incubação por 45 dias. Durante esse período, a perda de umidade foi compensada por irrigações periódicas.

Ao final do período de incubação, foram semeadas cinco sementes de milho híbrido em cada vaso. Após a germinação e emergência das plantas, foi realizado um raleio, deixando-se três plantas por vaso. Durante o cultivo, as irrigações foram realizadas manualmente, de forma a não provocar lixiviação excessiva do N aplicado, repondo-se a quantidade de água evapotranspirada diariamente. O controle de pragas e doenças foi realizado de forma preventiva, por meio da aplicação de fungicidas e inseticidas sistêmicos recomendados para a cultura do milho.

Aos 40 dias após a emergência das plantas, foram realizadas as seguintes avaliações: altura das plantas, diâmetro do caule, área foliar, matéria verde e matéria seca da parte aérea. A altura das plantas foi medida com o uso de uma fita métrica, do solo até a ponta da última folha completamente aberta. O diâmetro do caule foi medido com um paquímetro, tomando-se a medida no meio do primeiro entrenó acima do solo. Já a área foliar foi obtida por estimativa, com base no comprimento e na largura das folhas, aplicando-se a equação $AF = C \times L \times W$ criada por Montgomery em 1911. Para avaliar a produção de massa verde, as plantas foram cortadas rente ao solo e pesadas em balança de precisão (0,01 g). A massa verde colhida foi acondicionada em sacos de papel Craft e colocada em estufa de secagem com circulação de ar forçada a 60 °C. Após atingirem peso constante, a matéria seca foi quantificada em balança de precisão (0,01 g).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) a 5% de probabilidade de erro. Quando significativos, os dados foram submetidos à análise de regressão para o ajuste das equações. A equivalência entre as doses de biochar e os fertilizantes minerais foi obtida por meio da comparação gráfica e matemática dos resultados desses tratamentos com as equações ajustadas para o biochar. O teste de tukey foi utilizado para comparar as doses equivalentes de N, P, K e NPK com a dose intermediária de biochar (4,5 g kg⁻¹ de solo).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados obtidos no experimento mostram que a maior parte dos nutrientes contidos no biochar de origem animal não foi disponibilizada para as plantas. A dose mais alta de biochar, $7,5 \text{ g kg}^{-1}$ de solo, aplicou o equivalente a 15 t ha^{-1} incorporado na camada de 0-20 cm de solo. Essa dose equivale a 993 kg de N, 1511 kg de P_2O_5 e 210 kg de K_2O por hectare. Exceto para o K, as doses totais de N e P_2O_5 são várias vezes superiores à necessidade da cultura do milho cultivado a campo (SBCS-NRS, 2016). Mesmo considerando que o experimento foi realizado em vasos, o que restringe o volume explorado pelas raízes, a adoção de doses entre 100 e 150 mg de N e P por litro de solo é prática comum em estudos dessa natureza. Freire et al. (2022) utilizaram esse intervalo de adubação ao avaliar a aplicação de biochar em Argissolos do semiárido brasileiro, demonstrando que mesmo em condições limitadas de volume radicular, tais quantidades permitem o adequado desenvolvimento da cultura. De forma semelhante, Yuan, Zheng e Zhu (2011), ao estudarem os efeitos do biochar sobre as propriedades térmicas do solo e a produtividade do milho em experimentos conduzidos em vasos, também aplicaram doses nessa faixa, reforçando a coerência metodológica e a validade agronômica desse padrão de adubação. A seguir, serão apresentadas as variáveis avaliadas, as quais auxiliarão na interpretação geral.

A variável massa verde (MV) da parte aérea das plantas não respondeu às doses de biochar (Figura 1). Em um solo com teores altos de P e K (SBCS-NRS, 2016), pôde ser observada pequena resposta apenas nos tratamentos com NPK mineral. Em média, os tratamentos com doses de biochar produziram $129,8 \text{ g vaso}^{-1}$, enquanto o tratamento mineral NPK atingiu $188,8 \text{ g vaso}^{-1}$, não diferindo do tratamento com adição de P mineral (Figura 1 e Tabela 4). O tratamento com adição de N produziu quantidade de MS equivalente à do biochar, e o tratamento com adição de K teve o pior desempenho para esta variável.

Os dados mostram que os nutrientes adicionados de forma mineral proporcionaram melhor desempenho que os adicionados na forma de biochar, e que este liberou pouco N e P. Cabe salientar que o ganho pela adição de NPK e P mineral não proporcionou aumento substancial da MS, restringindo-se a um ganho de 22,5% sobre o biochar, o que pode ser explicado, em parte, pela boa fertilidade do solo utilizado no experimento.

Tabela 4 - Massa verde, matéria seca, altura das plantas, diâmetro do caule e área foliar de plantas de milho cultivadas em solo com adição de biochar ou fertilizantes minerais

Tratamento*	Massa verde	Matéria seca	Altura	Diâmetro caule	Área foliar
	----- g vaso ⁻¹ -----			---- cm ----	cm ²
Biochar	148,1 bc	32,2 ab	106,0 a	1,35 b	750,1 bc
N	149,1bc	29,9 b	101,4 ab	1,34 b	693,63 cd
P	162,0 ab	36,8 a	97,2 b	1,47 a	795,4 ab
K	126,9 c	29,0 b	99,9 ab	1,35 b	662,6 d
NPK	188,8 a	36,4 a	107,2 a	1,54 a	854,2 a

*N = 100 mg kg⁻¹ de N na forma de ureia; P = 100 mg kg⁻¹ de P na forma de Superfosfato Triplo; K= 100 mg kg⁻¹ de K na forma de Cloreto de Potássio; Biochar e NPK = 225 mg kg⁻¹ de N + 150 mg kg⁻¹ de P + 38 mg kg⁻¹ de K. Médias seguidas da mesma letra não se diferem entre si pelo teste de Tukey (5% de probabilidade de erro).

Fonte: Miotto (2025)

Os efeitos observados neste estudo concordam com outros que também demonstram a baixa disponibilidade dos nutrientes contidos no biochar, em especial nos de origem vegetal como o de Brantley et al., 2015. Contudo, em solos de baixa fertilidade, o biochar pode melhorar a produtividade das plantas, especialmente devido a melhorias na retenção de água e nutrientes (Jeffery et al., 2011), mas não como fertilizante. Freire, M. B. G. S. et al., aponta que doses de até 40 t ha⁻¹ são benéficas ao crescimento de plantas, mas doses muito elevadas, como observado por Zhang, X. et al., são prejudiciais, pois alteram as características físicas do solo. Tal efeito não foi observado no presente estudo até as doses testadas.

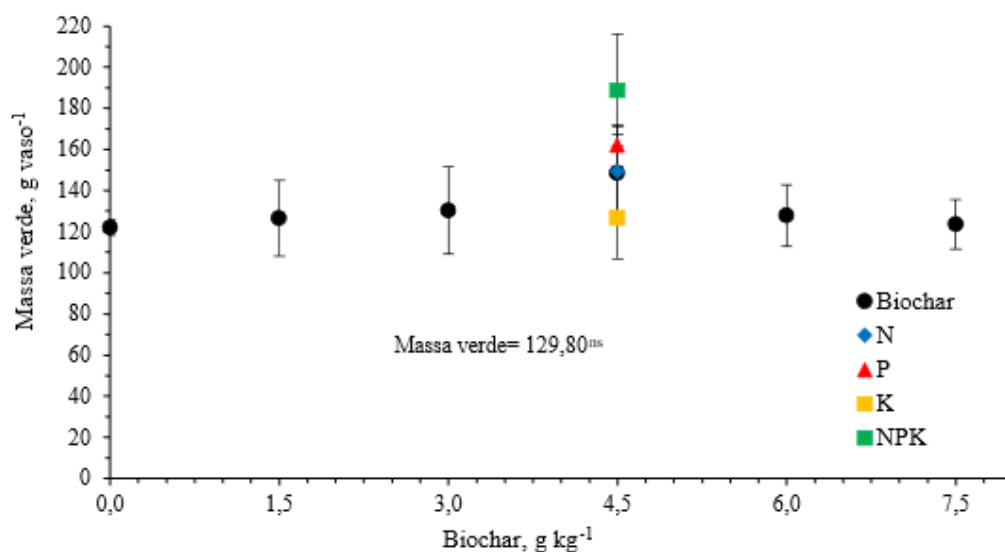


Figura 1 – Massa verde da parte aérea de milho em resposta a doses de biochar de origem animal e adubação mineral (N, P, K, NPK), com doses de fertilizantes equivalentes à quantidade total adicionada por 4,5 g kg⁻¹ de biochar. NS: Não significativo.

Fonte: Miotto (2025)

Os dados de matéria seca (MS) da parte aérea apresentaram comportamento similar aos de massa verde (MV) (Figura 2). Neles foi possível determinar um comportamento intermediário do biochar em relação à liberação de nutrientes, visto que não diferiu dos tratamentos com adição de P e NPK mineral, mas também foi igual aos tratamentos de menor produção de MS (N e K mineral).

Considerando que os resultados acima mencionados se referem a tratamentos que adicionaram quantidades iguais de nutrientes, pode-se interpretar erroneamente os dados, apontando que, por exemplo, o P contido no biochar é tão disponível quanto o do fertilizante mineral. Porém, se isso fosse verdadeiro, o milho teria respondido às doses de biochar com incremento crescente de MS e MV, o que não ocorreu. Assim, o que pode explicar o desempenho similar do biochar aos tratamentos NPK e P mineral são efeitos de condicionamento físico do solo associados a uma liberação baixa de P e N.

Neste sentido, os dados deste estudo corroboram os obtidos em experimento com biochar de origem vegetal, que demonstram o efeito condicionante deste resíduo no solo. Glaser, Lehmann e Zech (2002), em uma revisão clássica, mostraram que a adição de carvão pirogênico em solos altamente intemperizados dos trópicos promoveu melhorias estruturais importantes, como aumento da porosidade e da capacidade de retenção de água, além da elevação da CTC. Resultados semelhantes foram reforçados por Jeffery et al. (2011), em uma

meta-análise com diferentes culturas e solos, na qual se observou que o biochar tende a melhorar a produtividade principalmente em regiões tropicais, justamente pelo efeito positivo sobre as condições físicas e químicas do solo, ainda que a liberação imediata de nutrientes não seja significativa. De maneira complementar, Lehmann e Joseph (2015) destacam que o papel do biochar vai além de ser uma fonte de nutrientes, pois seu efeito mais consistente é atuar como condicionador de solo, favorecendo um ambiente mais estável e resiliente para o desenvolvimento das plantas. Assim, mesmo que a premissa inicial deste estudo apontasse para maior disponibilidade de nutrientes do biochar de origem animal – hipótese reforçada pela apreciável quantidade total de N e P (Tabela 1) –, as evidências apontam para outra direção. Mesmo que a relação C/N de 7,9 do biochar testado sugira que o N tenda a ser mineralizado mais facilmente, isso não ocorreu. Por outro lado, aparentemente não houve o fenômeno de imobilização de N comum em biochars com relação C/N elevada (Lehmann; Joseph, 2015).

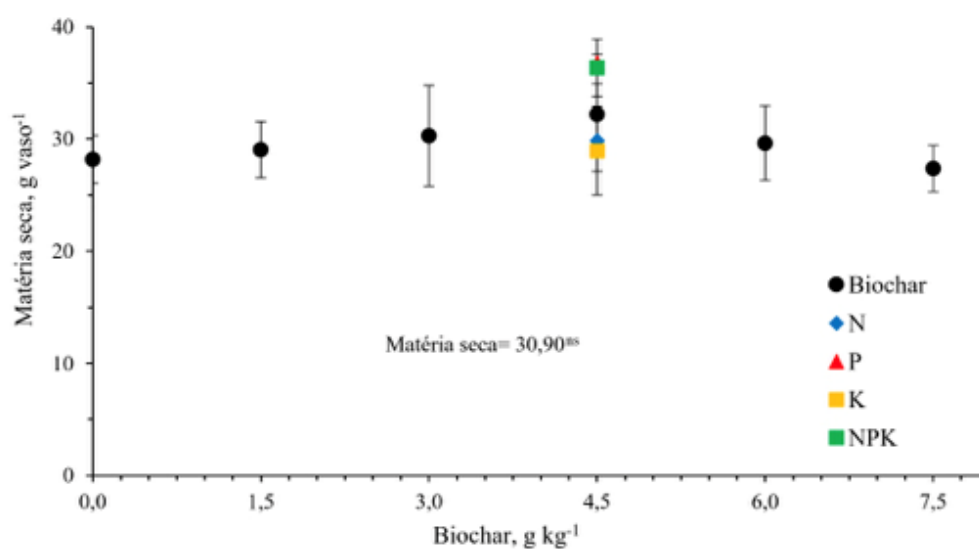


Figura 2 – Matéria seca da parte aérea de milho em resposta a doses de biochar de origem animal e adubação mineral (N, P, K, NPK), com doses de fertilizantes equivalentes à quantidade total adicionada por 4,5 g kg⁻¹ de biochar. NS: Não significativo.

Fonte: Miotto (2025)

Diferentemente da MV e da MS, as variáveis altura de planta, diâmetro do colo e área foliar apresentaram pequena resposta às doses de biochar. Sempre com respostas crescentes às doses, a área foliar apresentou comportamento linear, enquanto as variáveis altura de plantas e diâmetro do caule demonstraram resposta quadrática (Figuras 3, 4 e 5). Com os dados obtidos para as três variáveis foi possível estabelecer a equivalência dos tratamentos com N, P e K

mineral com a dose de biochar. No entanto, como o incremento obtido nessas três variáveis é pequeno, a incerteza da estimativa torna-se maior.

A área foliar foi incrementada em apenas 14 cm² por grama de biochar adicionada ao solo. Seu comportamento linear mostra que não houve doses suficientes para atingir a resposta máxima resposta técnica, confirmando a resposta observada nas variáveis MV e MS. Por meio da equação da Figura 3, estima-se que as doses de 2,98 e 0,76 g kg⁻¹ equivalem aos tratamentos de 100 mg kg⁻¹ de N e K, respectivamente. Na literatura, é possível encontrar relatos que apontam para uma resposta positiva da expansão foliar e da taxa fotossintética em decorrência do uso do biochar. Mesmo assim, os autores atribuem o efeito positivo do biochar como condicionador, aumentando o reservatório de nutrientes adicionados e atuando na liberação gradual destes (Lehmann; Joseph, 2009; Yuan, Zheng e Zhu, 2011). Nesse sentido, os dados deste estudo apontam para a mesma direção, mas com ganhos pequenos e tecnicamente pouco expressivos.

Esses resultados se alinham com Yuan, Zheng e Zhu (2011), que observaram aumento significativo da área foliar de milho em resposta à aplicação de biochar, atribuída à melhoria das condições físico-químicas do solo e à liberação gradual de nutrientes. Da mesma forma, Lehmann e Joseph (2009) já haviam reportado que o biochar pode atuar como reservatório de nutrientes, favorecendo maior expansão foliar e, conseqüentemente, maior taxa fotossintética

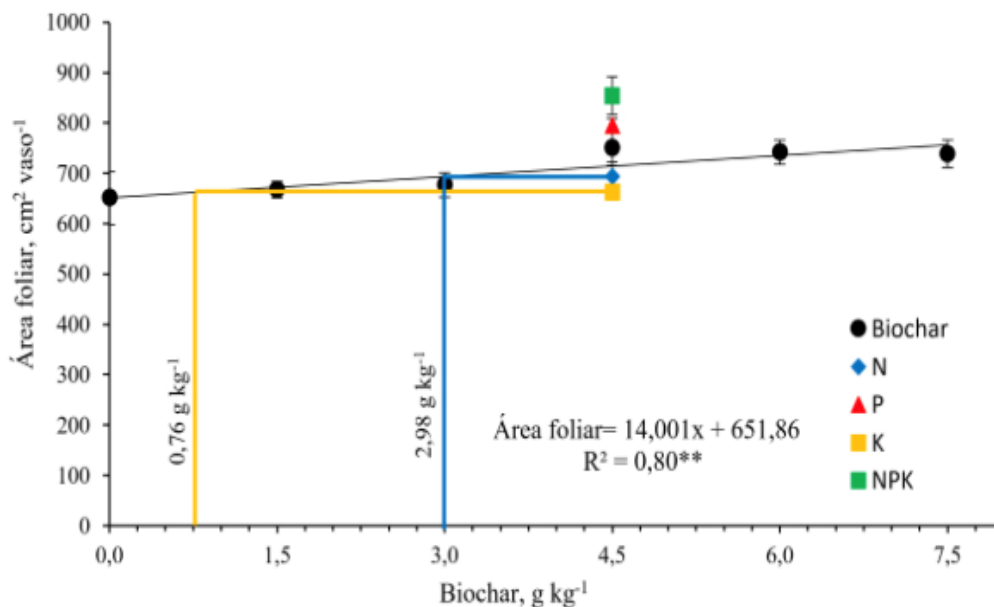


Figura 3 – Área foliar da parte aérea de milho em resposta a doses de biochar de origem animal e adubação mineral (N, P, K, NPK), com doses de fertilizantes equivalentes à quantidade total adicionada por 4,5 g kg⁻¹ de biochar. ** $P < 0,01$.

Fonte: Miotto (2025)

Com os dados de altura das plantas, foi possível estimar que a dose de 100 mg kg⁻¹ de N, P e K mineral é obtida, respectivamente, pela aplicação de 2,93, 0,52 e 1,53 g kg⁻¹ de biochar (Figura 4). Comparando os tratamentos com aplicação de biochar de 4,5 g kg⁻¹ com os do NPK, verifica-se que o fertilizante mineral resultou em uma altura 13% maior (Tabela 3).

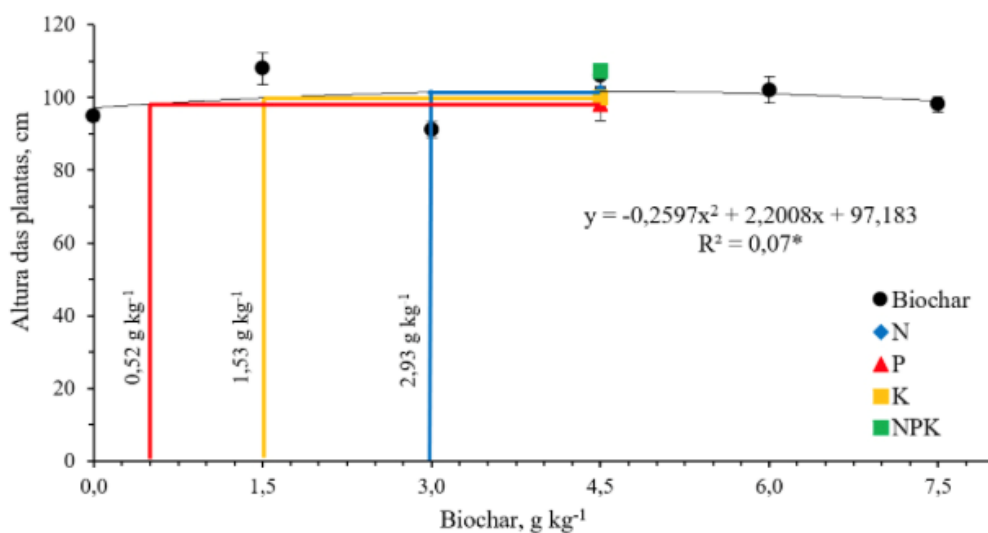


Figura 4 – Altura das plantas da parte aérea de milho em resposta a doses de biochar de origem animal e adubação mineral (N, P, K, NPK), com doses de fertilizantes equivalentes à quantidade total adicionada por 4,5 g kg⁻¹ de biochar. * $P < 0,05$.

Fonte: Miotto (2025)

O diâmetro do caule apresentou comportamento semelhante ao da variável altura da planta (Figura 5). A partir da curva de regressão, foi possível calcular a equivalência das doses de biochar de 1,52 e 1,22 g kg⁻¹ para 100 mg kg⁻¹ de N e K, respectivamente. Esses resultados são bastante diferentes dos obtidos para as variáveis altura e área foliar, mas auxiliam a estabelecer uma faixa de equivalência. De forma resumida, pode-se estabelecer que 100 mg kg⁻¹ de N, P e K são fornecidos, respectivamente, pelas doses de biochar equivalentes a 1,22 - 2,98; 0,52; e 0,76 - 1,53 g kg⁻¹. Contudo, ao comparar esses tratamentos com a dose de biochar de 4,5 g kg⁻¹, para a maioria das variáveis não foram observadas diferenças significativas (Tabela 3). Tal grau de incerteza decorre da baixa resposta às doses, o que compromete as estimativas de equivalência.

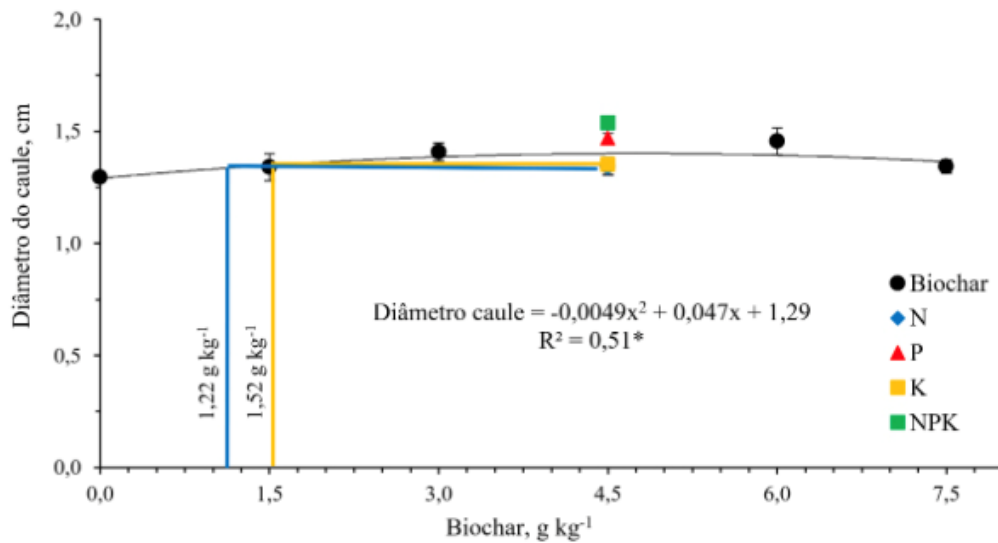


Figura 5 – Diâmetro do caule da parte aérea de milho em resposta a doses de biochar de origem animal e adubação mineral (N, P, K, NPK), com doses de fertilizantes equivalentes à quantidade total adicionada por 4,5 g kg⁻¹ de biochar. * $P < 0,05$.

Fonte: Miotto (2025)

O diâmetro do caule apresentou comportamento semelhante ao da variável altura da planta (Figura 5). A partir da curva de regressão foi possível calcular que a equivalência da dose de biochar de 1,52 e 1,22 g kg⁻¹ para 100 mg kg⁻¹ de N e K é obtida, respectivamente. Esses resultados são bastante diferentes dos obtidos para as variáveis altura e área foliar, mas ajudam a estabelecer uma faixa de equivalência. De forma resumida, pode-se estabelecer que 100 mg kg⁻¹ de N, P e K são fornecidos, respectivamente, pelas doses de biochar equivalentes a 1,22 - 2,98; 0,52; e 0,76 - 1,53 g kg⁻¹. Contudo, comparando esses tratamentos com a dose de biochar de 4,5 g kg⁻¹, para a maioria das variáveis não há diferenças significativas (Tabela 3). Tal grau de incerteza provém da baixa resposta às doses, o que dificulta as estimativas de equivalência.

Em síntese, os resultados demonstram que a premissa inicial de boa disponibilidade dos nutrientes contidos no biochar de origem animal não se confirmou. Apesar da apreciável quantidade total de N e P aplicada, a liberação desses elementos para as plantas de milho foi baixa, conforme mostra a ausência de resposta significativa nas variáveis de massa verde e matéria seca às doses crescentes de biochar. Por isso, o biochar de origem animal testado pode ter atuado apenas como condicionador de solo, não representando uma fonte fertilizante eficiente no curto prazo. A baixa resposta geral das plantas e a consequente alta incerteza nas estimativas de equivalência reforçam que seu maior potencial deve estar associado a melhorias de longo prazo na qualidade do solo, sendo seu uso complementar, e não substitutivo, à adubação mineral. Na altura (figura 4), os valores oscilaram mais, com o tratamento de 3 t ha⁻¹

de biochar (108 cm) superando ligeiramente o NPK (107,23 cm), e o biochar a 9 t ha⁻¹ também se destacando (106,03 cm). A testemunha obteve 95 cm. Já o diâmetro do caule mostrado na figura 5, teve clara vantagem no NPK (1,5375 cm) e P (1,47 cm), seguidos por biochar a 12 t ha⁻¹ (1,455 cm). A testemunha teve apenas 1,295 cm, reforçando o papel do fósforo na formação estrutural das plantas. Resultados semelhantes foram relatados por Jeffery et al. (2011), que observaram incremento na altura e espessura de plantas em solos tratados com biochar, sobretudo quando a disponibilidade de fósforo era limitada. No entanto, Glaser et al. (2002) destacam que a resposta das plantas à aplicação de biochar depende fortemente do tipo de solo e da cultura, podendo ocorrer respostas neutras ou até negativas em ambientes já férteis, o que reforça a importância de avaliar doses específicas para cada condição.

6. CONCLUSÃO

O biochar de origem animal mostrou-se pouco promissor como fonte direta de nutrientes. Mesmo contendo bons teores de N, P e K, quando aplicado em doses altas e incorporado ao solo, mostrou-se pouco efetivo para a nutrição do milho, uma vez que não resultou em ganhos significativos de biomassa e promoveu apenas pequenos incrementos na altura, área foliar e diâmetro do caule. A comparação do biochar de origem animal com fertilizantes minerais indicou que os nutrientes que ele contém são pouco disponíveis, em especial o fósforo. Os resultados deste trabalho indicam que o biochar de origem animal pode ter uma aplicação similar ao de origem vegetal, sendo mais adequado para ser adicionado ao solo como condicionador, visto que os nutrientes que possui apresentam baixa disponibilidade para as plantas.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste experimento confirmam que o biochar de lodo de ETE de frigorífico possui potencial agronômico, tanto por melhorar características do solo como por fornecer nutrientes em parte biodisponíveis. A dose de 9 t ha⁻¹ se mostrou a mais eficiente entre os tratamentos com biochar, promovendo aumentos significativos de massa verde, seca e área foliar.

Entretanto, sua eficiência como substituto total da adubação mineral mostrou-se limitada, especialmente pela provável retenção de fósforo em formas pouco solúveis causadas pelo processo de pirólise. Este comportamento é semelhante ao descrito por Yuan, Zheng e Zhu (2011) e Sparretoni et al. (2019), que relataram a formação de compostos de baixa solubilidade em biochars de resíduos minerais, restringindo a imediata disponibilidade de nutrientes.

Ainda que doses intermediárias tenham apresentado resposta positiva, a aplicação de doses muito altas resultou em desempenho semelhante ou inferior à testemunha, comportamento também registrado por Sorrenti (2015) em culturas perenes. Esse efeito pode estar relacionado a alterações na dinâmica microbiana, na relação água-ar do solo ou mesmo a aumentos na salinidade, fatores já apontados por Lehmann e Joseph (2009) como condicionantes da resposta ao biochar.

Assim, recomenda-se que o biochar seja utilizado como complemento à adubação mineral, e não como substituto integral, principalmente em solos de fertilidade média a baixa. Os resultados reforçam a visão de Jeffery et al. (2011), de que o biochar tende a potencializar os efeitos de práticas de manejo já estabelecidas, aumentando a eficiência do uso de nutrientes quando associado a fertilizantes minerais.

Futuras pesquisas podem explorar diferentes temperaturas de pirólise e formas de pré-tratamento do resíduo, buscando aumentar a solubilidade do fósforo e outros nutrientes. Além disso, experimentos de maior duração e em condições de campo serão fundamentais para avaliar a sustentabilidade do uso do biochar animal em sistemas agrícolas, consolidando seu papel tanto como condicionador de solo quanto como possível fonte complementar de nutrientes.

8. REFERÊNCIAS

ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. (Ed.). **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Campinas: Editora IAC, 2006. Disponível em: <https://www.iac.sp.gov.br/publicacoes/analise-quimica-de-residuos-solidos-para-monitoramento-e-estudos-agroambientais/>. Acesso em: 17 set. 2025.

ANTAL, M. J.; GRÖNLI, M. The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 42, n. 8, p. 1619-1640, 2003. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ie0207919>. Acesso em: 7 ago. 2024.

BALDOCK, J. A.; SMERNIK, R. J. Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red Pine) wood. **Organic Geochemistry**, v. 33, n. 9, p. 1093-1109, 2002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0146638002000644>. Acesso em: 1 ago. 2024.

BEHRENFELD, M. J. et al. Biospheric primary production during an ENSO transition. **Science**, v. 291, n. 5513, p. 2594-2597, 2001. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1055071>. Acesso em: 7 ago. 2024.

BRANTLEY, K. E. et al. Pine woodchip biochar impact on soil nutrient concentrations and corn yield in a silt loam in the mid-southern U.S. **Agriculture**, v. 5, n. 1, p. 30-47, 2015. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0472/5/1/30>. Acesso em: 30 set. 2025.

BROWN, R. Biochar production technology. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). **Biochar for environmental management: science and technology**. London: Earthscan, 2009. p. 127-146. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285297108_Biochar_production_technology. Acesso em: 3 ago. 2024.

CETIN, E. et al. Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars. **Fuel**, v. 83, n. 16, p. 2139-2150, 2004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016236104000993>. Acesso em: 3 ago. 2024.

CLIMATE DATA. Climate-data.org. **Oedheim: AM Online Projects, 2024**. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/>. Acesso em: 17 set. 2025

DEMIRBAS, A. Effect of temperature on pyrolysis products from biomass. **Energy Sources**, v. 26, n. 9, p. 847-856, 2004. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00908310490494551>. Acesso em: 3 ago. 2024.

DOWNIE, A.; CROSKY, A.; MUNROE, P. Physical properties of biochar. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). **Biochar for environmental management: science and technology**.

London: Earthscan, 2009. p. 13-32. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285297115_Physical_properties_of_biochar. Acesso em: 3 ago. 2024.

ERICKSEN, P. J.; INGRAM, J. S. I.; LIVERMAN, D. M. Food security and global environmental change: Emerging challenges. **Environmental Science & Policy**, v. 12, n. 4, p. 373-377, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1462901109000066>. Acesso em: 1 ago. 2024.

ERNSTING, A. The Great Climate Robbery. In: **The Food Crisis and the Global Land Grab**. London: Pambazuka Press, 2011. p. 120-135. Disponível em: <https://www.tni.org/en/publication/the-great-climate-robbery>. Acesso em: 2 ago. 2024.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **FAOSTAT Emissions Database**. Rome: FAO, 2014. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/GT>. Acesso em: 4 ago. 2024.

FREIRE, M. B. G. dos S. et al. Biochar enhances Acrisol attributes and yield of bean in Brazilian tropical dry region. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 68, n. 12, p. 1695-1708, 2022. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/03650340.2021.1912323>. Acesso em: 20 jun. 2025.

FREIBAUER, A. et al. Carbon sequestration in agricultural soils of Europe. **Geoderma**, v. 122, n. 1, p. 1-23, 2004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706104000765>. Acesso em: 2 ago. 2024.

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Global Carbon Budget 2024. **Earth System Science Data**, v. 16, n. 6, p. 2547-2624, 2024. Disponível em: <https://essd.copernicus.org/articles/16/2547/2024/>. Acesso em: 18 jun. 2025

GAUNT, J. L.; COWIE, A. Biochar, greenhouse gas accounting and emissions trading. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). **Biochar for environmental management: science and technology**. London: Earthscan, 2009. p. 317-340. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285297123_Biochar_greenhouse_gas_accounting_and_emissions_trading. Acesso em: 4 ago. 2024.

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 4, p. 219-230, 2002. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00374-002-0466-4>. Acesso em: 30 set. 2025.

HAMMES, K. et al. Comparison of quantification methods to measure fire-derived (black/elemental) carbon in soils and sediments using reference materials from soil, water,

sediment and the atmosphere. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 21, n. 3, 2008. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2006GB002914>. Acesso em: 1 ago. 2024.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **CO2 Emissions from Fuel Combustion Highlights**. Paris: IEA, 2013. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/co2-emissions-from-fuel-combustion-highlights-2013>. Acesso em: 7 ago. 2024.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **CO2 Emissions in 2023**. Paris: IEA, 2024. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/co2-emissions-in-2023>. Acesso em: 8 out. 2025

IPCC. **Climate Change 2023: Synthesis Report**. Geneva: IPCC, 2023. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>. Acesso em: 8 out. 2025.

IPCC. **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. Geneva: IPCC, 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srccl/>. Acesso em: 8 out. 2025.

JEFFERY, S. et al. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 175-187, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880911002813>. Acesso em: 7 abr. 2024.

JEFFERY, S. et al. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 2, 2011. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/6/2/024004>. Acesso em: 7 abr. 2024.

LACKNER, K. S. A guide to CO2 sequestration. **Science**, v. 300, n. 5626, p. 1677-1678, 2003. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1079033>. Acesso em: 3 ago. 2024.

LAINE, N. R.; VASTOLA, F. J.; WALKER, P. L. High-resolution electron microscopy study of micropores in coal. **Fuel**, v. 70, n. 4, p. 471-477, 1991. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/001623619190125N>. Acesso em: 5 ago. 2024.

LAIRD, D. A. The charcoal vision: A win–win–win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, restoring soil fertility, and creating sustainable biochar systems. **Agronomy Journal**, v. 100, n. 1, p. 178-181, 2008. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronj2007.0161>. Acesso em: 1 ago. 2024.

LAL, R. Beyond Copenhagen: Mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration. **Food Security**, v. 2, n. 2, p. 169-177, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12571-010-0060-9>. Acesso em: 7 ago. 2024.

LAL, R. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. **BioScience**, v. 60, n. 9, p. 708-721, 2010. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/60/9/708/238975>. Acesso em: 7 ago. 2024.

LEHMANN, J. A handful of carbon. **Nature**, v. 447, n. 7141, p. 143-144, 2007. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/447143a>. Acesso em: 1 ago. 2024.

LEHMANN, J. Bio-energy in the black. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 7, p. 381-387, 2007. Disponível em: [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[381:BITB\]2.0.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2). Acesso em: 1 ago. 2024.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, n. 2, p. 403-427, 2006. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-005-9006-5>. Acesso em: 1 ago. 2024.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). **Biochar for environmental management: science and technology**. London: Earthscan, 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285297108_Biochar_for_Environmental_Management_Science_and_Technology. Acesso em: 1 ago. 2024.

LEHMANN, J. et al. **Biochar for environmental management: science, technology and implementation**. New York: Routledge, 2015. Disponível em: <https://www.routledge.com/Biochar-for-Environmental-Management-Science-Technology-and-Implementation/Lehmann/p/book/9780415704151>. Acesso em: 07 abr. 2024.

LUA, A. C.; YANG, T.; GUO, J. Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 72, n. 2, p. 279-287, 2004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016523700400068X>. Acesso em: 5 ago. 2024

MARCHETTI, C. Geo-engineering and CO2 problem. **Climate Change**, v. 1, n. 1, p. 59-68, 1977. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00162777>. Acesso em: 3 ago. 2024.

RASMUSSEN, P. E. et al. Long-term agroecosystem experiments: Assessing agricultural sustainability and global change. **Science**, v. 282, n. 5390, p. 893-896, 1998. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.282.5390.893>. Acesso em: 7 ago. 2024

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v. 326, n. 5949, p. 123-125, 2009. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1176985>. Acesso em: 7 ago. 2024.

SCHIMMELPFENNIG, S.; GLASER, B. One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 4, p. 1001-1013, 2012. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq2011.0140>. Acesso em: 2 ago. 2024

SCHLESINGER, W. H. Carbon and agriculture – Carbon sequestration in soils. **Science**, v. 284, n. 5423, p. 2095, 1999. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.284.5423.2095>. Acesso em: 5 ago. 2024.

SCHLESINGER, W. H.; LICHTER, J. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. **Nature**, v. 411, n. 6836, p. 466-469, 2001. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35078041>. Acesso em: 5 ago. 2024

SHRESTHA, G.; TRAINA, S. J.; SWANSTON, C. W. Black carbon's properties and role in the environment: a comprehensive review. **Sustainability**, v. 2, n. 1, p. 294-320, 2010. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/2/1/294>. Acesso em: 2 ago. 2024.

SILVA, J. R. et al. Impacto Ambiental da Indústria de Carne: Alternativas Sustentáveis para o Gerenciamento de Resíduos. **Revista Brasileira de Engenharia Ambiental e Sanitária**, v. 9, n. 3, p. 481-492, 2020. Disponível em: <https://www.revista.ufpe.br/revistaabeas/index.php/revista/article/view/2871>. Acesso em: 7 abr. 2024.

SJÖSTRÖM, E. **Wood chemistry: fundamentals and applications**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 1993. Disponível em: <https://www.elsevier.com/books/wood-chemistry/sjostrom/978-0-12-647481-7>. Acesso em: 5 ago. 2024.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. NÚCLEO REGIONAL SUL. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. [S. l.]: Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. Disponível em: https://www.sbcs-nrs.org.br/docs/Manual_de_Calagem_e_Adubacao_para_os_Estados_do_RS_e_de_SC.pdf. Acesso em: 29 set. 2025.

SOHI, S. P. Carbon storage with benefits. **Science**, v. 338, n. 6110, p. 1034-1035, 2012. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1227622>. Acesso em: 17 set. 2025.

SOHI, S. P. et al. A review of biochar and its use and function in soil. **Advances in Agronomy**, v. 105, p. 47-82, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0065211309105023>. Acesso em: 2 ago. 2024.

SOLOMON, S. et al. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 6, p. 1704-1709, 2009. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.0812721106>. Acesso em: 1 ago. 2024.

SORRENTI, B. **Biochar in perennial crops: nutritional, agronomical and environmental implications**. 2015. 291 f. Tese (Doutorado em Ciências e Tecnologias Agrícolas, Ambientais e Alimentares) – Università di Bologna, Bologna, 2015. Disponível em: https://amsdottorato.unibo.it/6967/1/sorrenti_bruno_tesi.pdf. Acesso em: 2 mai. 2024.

SPARRETTONI, E. et al. Características químicas de biochars de diferentes materiais orgânicos e seus efeitos na fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, e0180106, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/4VXqP5z8yY8qLk8yZ8k5z8J/>. Acesso em: 17 set. 2025

STAVI, I.; LAL, R. Agroforestry and biochar to offset climate change: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 1, p. 81-96, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13593-012-0081-1>. Acesso em: 7 ago. 2024.

U.S. EPA. **EPA Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils**. Washington, DC, 2007. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. Acesso em: 29 set. 2025.

U.S. EPA. **Method 6010D (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry, Revision 4**. Washington, DC, 2014. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/6010d.pdf>. Acesso em: 29 set. 2025.

WILDMAN, J.; DERBYSHIRE, F. Origins and functions of macroporosity in activated carbons from coal and wood precursors. **Fuel**, v. 70, n. 4, p. 473-478, 1991. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0016236191901264>. Acesso em: 2 ago. 2024.

WINSLEY, P. Biochar and bioenergy production for climate change mitigation. **New Zealand Science Review**, v. 64, n. 1, p. 5-10, 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285297128_Biochar_and_bioenergy_production_for_climate_change_mitigation. Acesso em: 7 ago. 2024.

WOOLF, D. et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nature Communications**, v. 1, n. 56, 2010. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms1053>. Acesso em: 5 ago. 2024.

YUAN, J. H.; ZHENG, B. H.; ZHU, Y. S. Effect of biochar amendment on soil thermal properties and maize yield. **Agricultural Water Management**, v. 103, p. 13-20, 2011.

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378377411001471>.
Acesso em: 17 set. 2025.

ZHANG, X. et al. Effects of different irrigation amounts and biochar application on soil physical and mechanical properties. **Irrigation and Drainage**, v. 73, n. 3, p. 509-522, 2024. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ird.2935>. Acesso em: 17 set. 2025.