

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITO DE ADUBOS ORGÂNICOS NO NITROGÊNIO TOTAL, MINERAL E
MINERALIZÁVEL DO SOLO**

GABRIEL JUNIOR DA ROCHA RIBEIRO

**Jaboticabal - SP
2º Semestre/2025**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITO DE ADUBOS ORGÂNICOS NO NITROGÊNIO TOTAL, MINERAL E
MINERALIZÁVEL DO SOLO**

GABRIEL JUNIOR DA ROCHA RIBEIRO

Orientadora: Profa. Dra. Mara Cristina Pessoa da Cruz

Coorientador: Me. Jairo Neves de Oliveira

Trabalho apresentado à Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias -
UNESP, Câmpus de Jaboticabal, para
graduação em ZOOTECNIA.

**Jaboticabal - SP
2º Semestre/2025**

R484e	Ribeiro, Gabriel Junior da Rocha Efeito de adubos orgânicos no nitrogênio total,mineral e mineralizável do solo / Gabriel Junior da Rocha Ribeiro. -- Jaboticabal, 2025 53 p. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal Orientadora: Mara Cristina Pessoa da Cruz Coorientador: Jairo Neves de Oliveira 1. N disponível. 2. Mineralização. 3. Sustentabilidade. I. Título.
-------	--



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus Jaboticabal



Gabriel Junior da Rocha Ribeiro

Efeito de adubos orgânicos no nitrogênio total, mineral e mineralizável do solo

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, para obtenção do título de Bacharel em **Zootecnia**.

Orientador: Profa. Dra. Mara Cristina Pessoa da Cruz

Coorientador (se houver): Me Jairo Neves de Oliveira

Área de Concentração: Fertilidade do Solo

Trabalho aprovado em 25/11/2025

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ
Data: 03/12/2025 15:35:41-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Mara Cristina Pessoa da Cruz
Unesp - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus de Jaboticabal

Documento assinado digitalmente
gov.br DENISE DE LIMA DIAS DELARICA
Data: 04/12/2025 09:14:33-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dra. Denise de Lima Dias Delarica
Unesp - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus Unesp

Documento assinado digitalmente
gov.br ROBERTA SOUTO CARLOS
Data: 03/12/2025 20:14:43-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dra. Roberta Souto Carlos
Bolsista TT5 - FAPESP

Aprovado em reunião do Conselho do Departamento em 04/12/2025

Prof. Dr. José Eduardo Corá
Chefe do Departamento

*Ofereço este trabalho à Deus, a meus
pais e minhas irmãs.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e à Nossa Senhora Aparecida pelas bênçãos concedidas e por iluminarem meu caminho durante toda esta jornada.

À minha mãe, Veranice da Rocha Ribeiro; ao meu pai, Gilson Pereira Ribeiro; às minhas irmãs, Jessica da Rocha Ribeiro e Jenifer da Rocha Ribeiro; e ao meu cunhado, Maxwel Aparecido dos Santos, pelo amor, apoio incondicional, confiança e por sempre acreditarem em cada passo que dei. Obrigado por me ensinarem perseverança, força e a importância de nunca desistir dos meus sonhos.

À família Silva, pelo acolhimento, carinho, companheirismo e por todos os momentos compartilhados. Em especial ao meu irmão de consideração, Junior Henrique da Silva Pinto, pela presença constante e apoio em todos os momentos.

À minha orientadora, Profa. Dra. Mara Cristina Pessoa da Cruz, pelos ensinamentos, conversas, conselhos, paciência e suporte essencial ao desenvolvimento deste trabalho.

À família Centurion e Mazza, pelo carinho, apoio e pelas conversas que sempre me fortaleceram.

Ao meu coorientador, Me. Jairo Neves de Oliveira, pela amizade, pelos ensinamentos e pela dedicação na condução deste projeto.

Ao Prof. Dr. Manoel Evaristo Ferreira e ao colega Rangel Leandro Romão, pela amizade, conselhos e suporte ao longo desta caminhada.

À República Abatedouro, pelo acolhimento e auxílio durante minha trajetória acadêmica.

À Ana Paula de Oliveira Sader, Denise de Lima Dias Delarica, Flavia Fernanda Similli, Roberta Souto Carlos e Rose Meire Vidotti, pela amizade, conversas, incentivo e apoio oferecidos.

Aos colegas do Laboratório de Fertilidade do Solo, pela colaboração e contribuição durante a realização das atividades laboratoriais.

Meu agradecimento especial às duas gatinhas que vivem no laboratório, que com sua presença tranquila e carinhosa deixaram o ambiente mais divertido e ajudaram a tornar o trabalho diário mais agradável.

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – FCAV/Unesp, Câmpus de Jaboticabal, e a todos os docentes e funcionários, pela formação, apoio, dedicação e estrutura fornecida durante minha graduação.

EFEITO DE ADUBOS ORGÂNICOS NO NITROGÊNIO TOTAL, MINERAL E MINERALIZÁVEL DO SOLO

Resumo

O nitrogênio é essencial para o desenvolvimento das plantas e frequentemente limita a produtividade agrícola, sendo tradicionalmente suprido por fertilizantes sintéticos. No entanto, a crescente busca por alternativas sustentáveis tem ampliado o uso de adubos orgânicos, capazes de fornecer nutrientes e melhorar a dinâmica do nitrogênio no solo. Nesse contexto, com o presente trabalho foi objetivo avaliar o efeito de adubos orgânicos no N total e nas formas mineral e mineralizável em LATOSSOLO VERMELHO Distrófico textura média. O experimento foi conduzido em condições de laboratório, em delineamento inteiramente casualizado, e esquema fatorial 5×2 , com cinco adubos orgânicos (cama de frango, composto de lodo, composto de pescado, esterco bovino e torta de filtro) aplicados em duas doses (0 e 10 Mg ha^{-1}). Depois de 60 dias de incubação do solo com os adubos orgânicos, as amostras foram secas e preparadas para determinações de nitrogênio total (NT), nitrogênio mineral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) e nitrogênio mineralizável (N-DVD). A cama de frango e o composto de pescado resultaram nos maiores aumentos no NT, com teores de 930 e 920 mg kg^{-1} , e o esterco bovino apresentou menor aumento. Para o N mineral, o esterco bovino destacou-se, alcançando $31,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de N-NO_3^- e $3,9 \text{ mg kg}^{-1}$ de N-NH_4^+ , e a torta de filtro foi o adubo com menor efeito, $21,2 \text{ mg kg}^{-1}$. O N-DVD não apresentou diferenças entre os adubos, embora a dose de 10 Mg ha^{-1} tenha aumentado significativamente essa fração. Os resultados evidenciam que os adubos orgânicos influenciam de maneira distinta as transformações e a disponibilidade de nitrogênio, variando conforme a composição e o potencial de mineralização de cada material. Assim sendo, do ponto de vista do fornecimento de nitrogênio ao solo, a cama de frango e o composto de pescado foram os adubos que mais contribuíram para o aumento do estoque de N total sem, no entanto, aumentar o N mineral e mineralizável do solo

Palavras-chave: N disponível, mineralização, sustentabilidade

EFFECT OF ORGANIC FERTILIZERS ON TOTAL, MINERALIZABLE NITROGEN IN SOIL

Abstract

Nitrogen is essential for plant development and often limits agricultural productivity, traditionally being supplied by synthetic fertilizers. However, the growing search for sustainable alternatives has increased the use of organic fertilizers, which are capable of providing nutrients and improving nitrogen dynamics in the soil. In this context, the objective of the present study was to evaluate the effect of organic fertilizers on total N and on the mineral and mineralizable forms in a medium-textured Dystrophic Red Latosol. The experiment was conducted under laboratory conditions, in a completely randomized design, in a 5×2 factorial scheme, with five organic fertilizers (poultry litter, sludge compost, fish compost, cattle manure, and filter cake) applied at two rates (0 and 10 Mg ha^{-1}). After 60 days of soil incubation with the organic fertilizers, the samples were dried and prepared for determinations of total nitrogen (TN), mineral nitrogen ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), and mineralizable nitrogen (N-DVD). Poultry litter and fish compost resulted in the greatest increases in TN, with contents of 930 and 920 mg kg^{-1} , and cattle manure showed the smallest increase. For mineral N, cattle manure stood out, reaching 31.5 mg kg^{-1} of N- NO_3^- and 3.9 mg kg^{-1} of N- NH_4^+ , while filter cake was the fertilizer with the lowest effect, 21.2 mg kg^{-1} . N-DVD showed no differences among the fertilizers, although the 10 Mg ha^{-1} rate significantly increased this fraction. The results show that organic fertilizers distinctly influence nitrogen transformations and availability, varying according to the composition and mineralization potential of each material. Thus, from the standpoint of nitrogen supply to the soil, poultry litter and fish compost were the fertilizers that most contributed to increasing the total N stock without, however, increasing the mineral and mineralizable N in the soil.

Keywords: Available nitrogen, mineralization, sustainability

Sumário

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
1.1. Cama de Frango	8
1.2. Composto de Lodo de Esgoto	9
1.3. Composto de Pescado	12
1.4. Esterco Bovino	15
1.5. Torta de Filtro	18
3 MATERIAL E MÉTODOS	21
3.3.1 Nitrogênio total (NT)	25
3.3.2 Nitrogênio orgânico mineralizável (N-DVD)	26
3.3.3 Nitrogênio mineral (N-NH_4^+ e NO_3^-)	27
a) Determinação de N-NH_4^+ (amônio)	28
b) Determinação de N-NO_3^- (nitrato)	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
4.1 Nitrogênio Total (NT)	31
4.2 Nitrogênio Mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$)	32
4.3 Nitrogênio Mineralizável (N-DVD)	35
5 CONCLUSÕES	38
6 REFERÊNCIAS	39

1 INTRODUÇÃO

O aumento populacional e a crescente demanda por alimentos e energia têm colocado a agricultura no centro das discussões globais sobre sustentabilidade. Projeções recentes indicam que a população mundial poderá ultrapassar 9 bilhões de pessoas até 2050, o que exigirá um aumento significativo da produção agrícola (FAO, 2022). No entanto, esse crescimento produtivo deve ocorrer de forma sustentável, em consonância com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente o ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), o ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis) e o ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), que preconizam o uso eficiente dos recursos naturais e a mitigação dos impactos ambientais associados à produção de alimentos.

O uso intensivo de fertilizantes industriais foi determinante para o aumento da produtividade agrícola ao longo das últimas décadas, especialmente após a Revolução Verde (PENUELAS et al., 2023). Entretanto, esses insumos apresentam elevado custo econômico e importantes impactos ambientais, especialmente no Brasil, em função da forte dependência de importações e da elevada demanda energética em sua produção (OGINO; VIEIRA FILHO, 2022;

BRASIL, 2022). Além disso, a aplicação de fertilizantes nitrogenados pode resultar em perdas de nitrogênio por lixiviação do nitrato (NO_3^-), volatilização de amônia (NH_3) e emissão de óxido nitroso (N_2O), um dos principais gases de efeito estufa associados à agricultura (MALAVOLTA, 1976; FAGERIA et al., 2003; CRASWELL, 2021; TRINSOUTROT et al., 2000).

Diante desses impactos, observa-se um crescente interesse pelo uso de fontes alternativas de nutrientes, especialmente adubos orgânicos obtidos a partir de resíduos agroindustriais e zootécnicos, como forma de reduzir a dependência de fertilizantes sintéticos e promover a reciclagem de nutrientes (PEREIRA et al., 2013; EMBRAPA, 2022). Esses materiais contribuem para o aumento do teor de matéria orgânica do solo, melhoria da estrutura, maior retenção de água, estímulo à atividade microbiana e incremento do estoque de carbono orgânico, favorecendo a qualidade do solo ao longo do tempo (BERNAL et al., 1998; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A eficiência dos adubos orgânicos está diretamente relacionada ao processo de decomposição dos compostos de carbono e à mineralização do nitrogênio, processo mediado pela atividade microbiana e influenciado por fatores como relação carbono/nitrogênio (C/N), teor de fibras, temperatura, umidade e pH do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Materiais com maiores teores de lignina e fibras estruturais, como celulose e hemicelulose, tendem a apresentar decomposição mais lenta, enquanto resíduos ricos em compostos lábeis, como proteínas, mineralizam mais rapidamente (BOEIRA et al., 2002; BRADY; WEIL, 2013).

A compostagem dos resíduos é uma alternativa eficiente para a estabilização desses materiais, promovendo a redução de patógenos, odores e umidade, além de favorecer a liberação mais gradual de nutrientes ao solo (TEODORO; PEREIRA, 2021; BERNAL et al., 1998). Dessa forma, resíduos como cama de frango, esterco bovino, lodo de esgoto, torta de filtro e resíduos de pescado podem ser transformados em compostos orgânicos de maior valor agrônômico, contribuindo para a economia circular e a redução de passivos ambientais (VIDOTTI; LOPES, 2016; OLIVEIRA; VIEIRA, 2024).

Entre os principais resíduos com potencial agrônômico no Brasil, destacam-se a cama de frango, o esterco bovino, o composto de pescado, a torta de filtro e o lodo de esgoto. Esses materiais apresentam composições químicas e bromatológicas distintas, com diferentes teores de nitrogênio total, formas mineralizáveis e relações C/N, o que influencia diretamente a dinâmica do nitrogênio no solo e sua disponibilidade para as plantas (BERNAL et al., 1998; BOEIRA et al., 2002; TRINSOUTROT et al., 2000; VIDOTTI; LOPES, 2016).

Nesse contexto, compreender o comportamento do nitrogênio a partir do uso desses adubos é fundamental para otimizar o manejo da adubação, reduzir perdas ambientais e aumentar a eficiência no uso do nutriente. Assim, com esse trabalho pretende-se avaliar o efeito da aplicação de adubos orgânicos no nitrogênio total e nas formas mineral e mineralizável em um LATOSSOLO VERMELHO distrófico de textura média.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Historicamente, o uso de fertilizantes industriais foi essencial para o aumento da produtividade agrícola, especialmente após a Revolução Verde, nas décadas seguintes (PENUELAS et al., 2023). Apesar dos inegáveis ganhos que foram obtidos, os fertilizantes industriais apresentam custo elevado. No Brasil, os altos custos são consequência direta da forte dependência de importações e da volatilidade internacional dos preços desses insumos (OGINO; VIEIRA FILHO, 2022).

Do ponto de vista ambiental e energético, a produção nacional de fertilizantes ainda depende de processos industriais com alta demanda de energia, além de gerar emissões de gases de efeito estufa, o que tem motivado políticas públicas para reduzir o consumo energético e minimizar as emissões associadas ao setor (BRASIL, 2022).

Quando aplicados ao solo, especialmente os fertilizantes nitrogenados, têm causado impactos ambientais significativos, como emissão de gases de efeito estufa (GEE), e poluição por nitratos em águas superficiais e subterrâneas (CRASWELL, 2021).

As formas de N predominantemente absorvidas pelas plantas, nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), são disponibilizadas muito rapidamente através de fertilizantes sintéticos, e por apresentarem alta mobilidade, estão susceptíveis a perdas significativas (MALAVOLTA, 1976; CHITOLINA, 2022).

O NO_3^- não absorvido é facilmente lixiviado, contaminando águas superficiais e subterrâneas, ou transformado, em condições anaeróbias, em óxido nitroso (N_2O), um dos principais gases de efeito estufa associados à agricultura. O NH_4^+ , por sua vez, pode volatilizar como amônia (NH_3) em função do fertilizante utilizado, do modo de aplicação e das condições climáticas (FAGERIA et al., 2003; CRASWELL, 2021).

Como consequência dos problemas associados à fabricação e uso dos fertilizantes industriais, a cadeia produtiva de fertilizantes no Brasil tem passado por transformações, com destaque para o desenvolvimento de fertilizantes organominerais, compostos orgânicos, bioinsumos, biomoléculas, remineralizadores e nanomateriais (BRASIL, 2022). Essas mudanças buscam reduzir a dependência de fontes não renováveis e aproveitar subprodutos com potencial agrícola, promovendo práticas mais sustentáveis (BRASIL, 2022; MOÇAMBIQUE, 2024).

Embora os adubos orgânicos tenham sido utilizados desde os primórdios da agricultura, com o aumento da conscientização ambiental, os custos elevados dos fertilizantes industriais e a busca por práticas agrícolas mais sustentáveis, a adubação orgânica voltou a ganhar destaque (PEREIRA et al., 2013), principalmente por conta dos seus benefícios como reciclagem de nutrientes, controle de umidade, aumento da microbiota e do carbono orgânico do solo, entre outros.

Quando aplicados corretamente, os adubos orgânicos podem aumentar o pH, a saturação por bases (V%), os teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre, além de estimular a atividade microbiana e reduzir a acidez do solo (SOUZA et al., 2012; EMBRAPA, 2022).

Os adubos orgânicos podem ser usados diretamente após a fase de decomposição inicial na qual ocorre, simultaneamente, redução de umidade, ou podem ser usados na forma de compostos.

A compostagem é um processo controlado de decomposição biológica em que se combinam resíduos orgânicos de composição diferente. Essas combinações permitem a produção de adubos orgânicos de qualidade, contribuindo para a fertilidade do solo, melhoria da estrutura, retenção de água e estímulo da atividade biológica (TEODORO; PEREIRA, 2021; EMBRAPA, 2021).

A compostagem pode ser feita combinando resíduos gerados nas áreas urbanas, nas agroindústrias e na criação de animais. O reaproveitamento desses resíduos orgânicos para a produção de adubos utilizados em cultivos e arborização urbana reduz o envio de resíduos para aterros, promove o uso eficiente de nutrientes e oferece alternativas econômicas e ambientais ao uso exclusivo de fertilizantes industriais (OLIVEIRA; VIEIRA, 2024).

Durante o processo de compostagem, fatores como umidade, temperatura, aeração e relação carbono/nitrogênio (C/N) influenciam diretamente na velocidade de decomposição, qualidade final do adubo e liberação de nutrientes (TEODORO, 2016).

A liberação de N está diretamente relacionada às características bromatológicas dos adubos. Fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA), celulose e lignina são frações estruturais dos resíduos orgânicos e indicam seu grau de resistência à decomposição. Materiais com maior teor de lignina e FDA tendem a decompor lentamente, enquanto adubos com menor conteúdo fibroso apresentam liberação mais rápida de nitrogênio (VAN SOEST, 1994; NUNES et al., 2020). Assim, o fracionamento fibroso é essencial para prever o comportamento de cada adubo no solo.

Desse modo, adubos e compostos orgânicos fornecem o N predominantemente em formas mais estáveis que os adubos sintéticos, o que faz com que a liberação seja gradual, por meio da mineralização.

A mineralização do N orgânico ocorre de forma gradual após a aplicação do adubo orgânico ao solo, com liberação progressiva de NH_4^+ e posterior nitrificação, na qual o NO_3^- é o produto final. O processo é completamente dependente de atividade microbiana e, por isso, influenciado por fatores como umidade, pH, temperatura e relação C/N (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; SILVA

et al., 2021). Essa dinâmica implica em fornecimento lento e contínuo do nutriente às plantas, reduzindo riscos de perdas por lixiviação.

Essa liberação mais lenta em relação aos fertilizantes industriais favorece a oferta de nitrogênio sincronizada com a demanda das plantas, reduz perdas ambientais e contribui para sistemas agrícolas alinhados aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, especialmente o ODS 12 e o ODS 13 (EMBRAPA, 2022; GALDINI, 2023).

Entre os adubos orgânicos com maior potencial de uso no Brasil estão a cama de frango, o esterco bovino, o lodo de esgoto e a torta de filtro, cada um com composição química distinta, influenciando diretamente a disponibilidade de nitrogênio para as plantas.

Esterco bovino e cama de frango apresentam N total relativamente elevado e frações de N mineralizável que podem ser rapidamente disponibilizadas, dependendo da umidade, temperatura e manejo do solo (BERNAL et al., 1998; BOEIRA et al., 2002).

A torta de filtro e o lodo de esgoto apresentam teores de N total variados e uma fração N mineralizável de liberação mais lenta, sendo a relação C/N determinante para a velocidade de mineralização (TRINSOUTROT et al., 2000; ALINHE et al., 2003).

O composto de pescado, por sua vez, apresenta N altamente disponível e matéria orgânica de fácil decomposição, sendo eficiente na liberação de N mesmo em períodos curtos de incubação (VIDOTTI; LOPES, 2016).

No entanto, ainda é necessário compreender melhor a dinâmica de fornecimento de N de cada um destes fertilizantes, pois o conhecimento das diferenças é essencial para ajustar as doses de aplicação, evitar perdas por lixiviação ou volatilização e otimizar a produtividade das culturas de forma sustentável, valorizando resíduos zootécnicos e agroindustriais.

A seguir serão tratados aspectos da geração e características da cama de frango, composto de pescado, composto de lodo de esgoto, esterco bovino e torta de filtro.

1.1. Cama de Frango

O Brasil é um dos maiores produtores e exportadores de carne de frango do mundo, sendo a avicultura um setor de grande relevância econômica e social. Esse sistema produtivo, contudo, gera grandes volumes de resíduos orgânicos, entre os quais se destaca a cama de frango (Figura 1), subproduto resultante da mistura de fezes, penas, restos de ração e material utilizado na forração dos galpões, como maravalha, casca de arroz ou outros substratos lignocelulósicos (SANTOS et al., 2020; KHODADADI et al., 2024).

Estima-se que, em sistemas intensivos, cada ave possa gerar de 1,5 a 2,5 kg de cama ao longo de um ciclo de produção, o que representa um desafio ambiental, mas também uma oportunidade para o aproveitamento agronômico desse material (COSTA et al., 2021).



Figura 1. Galpão de criação de frangos mostrando a forração com a cama de frango.
Fonte: Arquivo pessoal do autor

Agronomicamente, a cama de frango é uma fonte de nutrientes, tais como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e diversos micronutrientes, com teores de N total variando entre 2% e 4%, dependendo do tipo de substrato e do número de ciclos de reutilização (CORRÊA et al., 2011; SILVA et al., 2014; KHODADADI et al., 2024).

O teor de N presente na cama de frango, associado à elevada concentração de compostos orgânicos de rápida decomposição (formas lábeis), torna esse resíduo especialmente valioso como fertilizante orgânico, capaz de melhorar a qualidade química e biológica do solo (TEIXEIRA et al., 2019; EMBRAPA, 2022).

Efeitos benéficos da cama de frango são frequentemente relatados na literatura. Por exemplo, o aumento do teor de matéria orgânica (MO) decorrente da aplicação da cama de frango contribuiu para a agregação e estabilização da estrutura do solo (DAI et al., 2024), favorecendo tanto a retenção quanto a infiltração de água (VALADÃO et al., 2011). Além disso, sua incorporação estimulou a atividade microbiana e a mineralização de compostos orgânicos, o que favoreceu a liberação gradual de nutrientes, principalmente o N, reduzindo perdas por lixiviação e volatilização (CORRÊA; MIELE, 2011).

O comportamento do nitrogênio da cama de frango é muito influenciado pela relação C/N e pela proporção de compostos como lignina, celulose e hemicelulose.

Materiais com baixa relação C/N (geralmente entre 10 e 15) tendem a liberar o N mais rapidamente, favorecendo a mineralização e a disponibilidade imediata às plantas. Em contrapartida, camas compostas por substratos ricos em lignina e celulose apresentam liberação mais lenta, o que pode reduzir perdas por volatilização, mas também atrasar a disponibilização do nutriente (BORTOLI et al., 2017; PEREIRA et al., 2020).

A cama de frango contribui, portanto, para a reciclagem de nutrientes, reduzindo a dependência de fertilizantes industriais e mitigando os impactos ambientais associados ao descarte inadequado de resíduos avícolas (SOUZA et al., 2023). Quando manejada corretamente — seja por compostagem ou aplicação direta em doses recomendadas — a cama de frango representa uma alternativa sustentável para a nutrição vegetal e o manejo integrado da fertilidade do solo.

1.2. Composto de Lodo de Esgoto

O crescimento populacional, a intensificação das atividades urbanas e a

maior produção de efluentes domésticos e industriais, aliados ao avanço do saneamento básico, resultou em aumento na geração de lodo de esgoto no Brasil. Mesmo com a expansão do saneamento básico, o que mais influencia a quantidade de resíduos gerados é o volume crescente de esgoto produzido pela população, estimado em mais de 5,6 bilhões de m³/ano (ANA, 2021).

A destinação adequada desse resíduo representa um desafio ambiental relevante, devido ao risco de contaminação do solo, águas superficiais e aquíferos, além do potencial de disseminação de patógenos e metais pesados (SILVA et al., 2021). Nesse cenário, o aproveitamento agrícola do lodo é uma alternativa sustentável para reduzir impactos ambientais e promover a economia circular, transformando um passivo ambiental em insumo orgânico (CONAMA, 2020).

O lodo de esgoto, quando tratado adequadamente, é formado pela sedimentação da matéria orgânica e inorgânica presente no esgoto bruto, resultando de processos como tratamento primário, secundário ou digestão anaeróbia (GUBEL, 2024). Quando tratado e estabilizado (Figura 2) pode ser utilizado como insumo agrícola. Nessa forma, além de fornecer nutrientes, o material contribui para a melhoria das propriedades físicas do solo, favorecendo sua porosidade, densidade e capacidade de retenção de água (ABREU et al., 2017). A aplicação agrícola desse resíduo também representa uma estratégia ambientalmente sustentável, pois reduz o volume destinado aos aterros sanitários (PAIVA et al., 2009).

Do ponto de vista químico, o lodo é um material rico em carbono orgânico, N, P, S e micronutrientes. O teor de N atinge 4%, sendo a maior parte na forma orgânica, com predomínio de proteínas, que constituem a fração lábil da matéria orgânica (LERCH et al., 1992).



Figura 2. Leira de compostagem de lodo de esgoto + poda de árvores.
Fonte: Arquivo pessoal do autor

A relação C/N no lodo fresco normalmente varia entre 8 e 12, valores considerados baixos, o que favorece a mineralização rápida do N, mas também aumenta o risco de volatilização de amônia se o material não for estabilizado ou incorporado ao solo (CONAMA, 2020; MELO et al., 2020). Na composição bioquímica do lodo não entram componentes estruturais em quantidades expressivas, como os que estão presentes nos resíduos vegetais fibrosos. A fração orgânica do lodo é constituída predominantemente por biomassa microbiana, proteínas, lipídeos, ácidos húmicos e polissacarídeos de fácil decomposição, apresentando baixa proporção de celulose, hemicelulose e lignina (AQUINO et al., 2018). Esse perfil estrutural, aliado à relação C/N naturalmente baixa (8 a 12), favorece a mineralização acelerada do nitrogênio após aplicação ao solo, resultando em elevada liberação de N amoniacal (NH_4^+) nos primeiros dias.

A baixa recalcitrância da fração orgânica torna o lodo um material de rápida degradação quando comparado a resíduos ricos em fibras, como esterco de ruminantes ou poda triturada, o que reforça a importância da estabilização prévia por digestão ou compostagem para reduzir perdas por volatilização e

otimizar a eficiência agronômica do nitrogênio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; SILVA et al., 2021).

Quando compostado com resíduos ricos em carbono, como poda triturada, serragem ou casca de árvores, o material apresenta melhoria estrutural e aumento da relação C/N. Misturas com proporção de 1:1 a 1:3 (lodo:poda) são recomendadas para elevar a relação C/N à faixa ideal de compostagem, entre 20 e 30, garantindo condições adequadas de aeração, temperatura e atividade microbiana (BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999).

A compostagem do lodo de esgoto com resíduos de poda vegetal promove maior estabilização da fração orgânica, redução de patógenos e odores, e aumento da eficiência agronômica do material. Durante esse processo, ocorre a transformação de compostos orgânicos complexos em substâncias húmicas, além da mineralização gradual do nitrogênio, que passa a ser disponibilizado às plantas de maneira controlada (BERTONCINI; MATTIAZZO, 1999; BERNAL et al., 2009). Além disso, o composto resultante apresenta melhor estrutura física, maior teor de carbono orgânico e menor umidade, facilitando o transporte e a aplicação agrícola (AQUINO et al., 2018).

O uso agrícola do lodo de esgoto deve atender à Resolução CONAMA n.º 498/2020, que estabelece limites de metais pesados, padrões microbiológicos e critérios de aplicação. No Estado de São Paulo, também é obrigatório cumprir a Decisão de Diretoria CETESB n.º 230/2021/P (P4.230), que define exigências adicionais para monitoramento, transporte e uso do material, garantindo maior segurança ambiental.

Assim, o lodo de esgoto, especialmente quando associado à poda urbana em processos de compostagem, constitui uma alternativa eficiente para reciclagem de nutrientes e redução de passivos ambientais. Seu valor agrônomico está diretamente relacionado à sua eficiência como fertilizante orgânico para tornar sistemas agrícolas mais sustentáveis.

1.3. Composto de Pescado

A produção animal, em especial a de origem aquícola, tem crescido de forma expressiva nas últimas décadas, acompanhando o aumento da demanda

mundial por proteína animal. No Brasil, a piscicultura se consolidou como um dos setores de maior expansão dentro da agropecuária, alcançando cerca de 968 mil toneladas de pescado produzidas em 2024, segundo o Anuário da Peixe BR (2025). Esse crescimento é impulsionado por fatores como as condições climáticas favoráveis, disponibilidade de recursos hídricos e avanço das tecnologias de manejo e reprodução (MPA, 2012).

Apesar do avanço produtivo, o aumento do volume de resíduos gerados durante o processamento de peixes tornou-se um desafio ambiental e econômico. Em média, somente 35% do peixe é aproveitado na forma de filé, enquanto 65% do peso corporal corresponde a resíduos, como vísceras, escamas, espinhas, cabeças e peles (SILVA et al., 2023). Além disso, nas unidades de produção, estima-se que a mortalidade média dos peixes na fase de engorda chegue a 20%, o que corresponde a cerca de 100 mil toneladas de animais mortos por ano (ARAÚJO et al., 2020).

Do ponto de vista ambiental, a destinação inadequada desses resíduos representa um problema grave, uma vez que sua decomposição natural libera altas concentrações de nitrogênio e fósforo, que podem eutrofizar corpos d'água e comprometer a qualidade ambiental (SHARPLEY et al., 1994). A composição bromatológica dos resíduos de pescado se caracteriza por elevada proporção de proteínas (40–60% na matéria seca), lipídeos (10–25%) e nutrientes, especialmente cálcio e fósforo provenientes de ossos e escamas, além de baixos teores de fibras estruturais como celulose e lignina, que são praticamente ausentes (ROINILA, 1998; VIDOTTI, 2010). Essa natureza altamente biodegradável confere ao resíduo uma decomposição rápida e intensa, com forte atividade microbiana e elevada produção inicial de nitrogênio amoniacal (NH_4^+), devido à rápida hidrólise de proteínas e aminoácidos. Assim, quando descartados de maneira incorreta, podem causar contaminação microbiológica e química do solo e da água, emitindo odores e atraindo vetores.

Uma das soluções mais viáveis e sustentáveis para os resíduos de pescado é a compostagem (Figura 3). O composto orgânico final é um material estável e sanitariamente seguro, que pode ser aplicado ao solo como fertilizante orgânico e condicionador físico (KIEHL, 1985; KUBITZA; CAMPOS, 2006).

No caso dos compostos de pescado, estudos demonstram teores relevantes de N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Zn e Cu, todos essenciais ao crescimento vegetal (MUKHTAR et al., 2004, citados por PAIVA, 2008).



Figura 3. Processo de compostagem de pescado com maravalha.

Fonte: Arquivo pessoal do autor

A composição química do composto depende da espécie de peixe, do material estruturante utilizado (como maravalha, casca de arroz, turfa ou poda triturada) e das condições ambientais (ROINILA et al., 1998). Em experimentos feitos na Europa, compostos de resíduos de piscicultura apresentaram N total entre 15,9 e 34,7 g kg⁻¹, sendo 41 a 60% já na forma mineral, e relação C/N entre 20,4 e 44,1 (ROINILA et al., 1998). Valores adequados de C/N são fundamentais, pois relações entre 20 e 25 favorecem a atividade microbiana e aceleram a decomposição, enquanto relações mais altas reduzem a disponibilidade de nitrogênio no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A concentração alta de N e os valores de C/N do composto de pescado favorecem taxas de mineralização do nitrogênio, resultando em rápida liberação de N para o solo, mas também aumenta o risco de perdas por volatilização caso o composto não seja devidamente estabilizado antes da aplicação (ROINILA et al., 1998; ADAME, 2014). Em sistemas agrícolas, essa característica torna o

composto de pescado uma fonte eficiente de fornecimento de N prontamente mineralizável, principalmente para culturas de crescimento rápido.

1.4. Esterco Bovino

A bovinocultura representa uma das mais importantes atividades do agronegócio brasileiro, tanto pela geração de alimentos quanto pelo impacto ambiental e potencial de reciclagem de nutrientes. O Brasil abriga o maior rebanho comercial de bovinos do mundo, com cerca de 238 milhões de cabeças (IBGE, 2024), abrangendo sistemas de criação de corte e leite em todos os biomas nacionais. Essa magnitude implica na geração de grandes volumes de dejetos orgânicos que, se adequadamente manejados, podem ser reaproveitados como fertilizantes orgânicos de alto valor agrônômico, contribuindo para a sustentabilidade dos sistemas produtivos e para a redução do uso de fertilizantes industriais (EMBRAPA, 2020; MENEZES et al., 2023).

A bovinocultura leiteira se destaca pela concentração de dejetos em confinamentos e sistemas intensivos, como o *free-stall* e o *compost barn*, nos quais há grande produção de dejetos líquidos e sólidos, geralmente associados a substratos de cama (palha, serragem ou maravalha) (Figura 4). Já na bovinocultura de corte, sobretudo em confinamentos, os resíduos são mais secos e contêm alta proporção de cama e restos fibrosos de alimentação (SOUZA et al., 2022). Essa diferença interfere diretamente nas características químicas e físicas do esterco, especialmente na relação C/N, na umidade e na velocidade de decomposição quando aplicado ao solo. Em média, os estercos provenientes de sistemas leiteiros apresentam C/N entre 12 e 18, enquanto os de confinamento de corte, devido à adição de material lignocelulósico, podem alcançar valores acima de 25 (ADAME, 2018; EMBRAPA, 2020).



Figura 4. Manejo do esterco na pecuária leiteira: coleta e enleiramento
Fonte: Arquivo pessoal do autor.

Do ponto de vista químico, o N é o elemento de maior relevância agrônômica no esterco bovino. Nesse tipo de esterco o N está presente em diferentes formas orgânicas (aminoácidos, proteínas, ácidos húmicos) e inorgânicas (NH_4^+ e NO_3^-). Em materiais frescos predomina o N orgânico, que corresponde a mais de 80% do total, sendo gradualmente mineralizado por microrganismos do solo (ADAME, 2014).

A relação C/N é um indicador-chave do comportamento do esterco no solo e na compostagem. Relações baixas favorecem a liberação rápida de N mineral, o que aumenta o risco de perdas por volatilização de amônia (NH_3) em condições de pH mais elevado, enquanto relações altas induzem à imobilização microbiana do N, retardando sua disponibilidade para as plantas (SILVA et al., 2021). Assim, o equilíbrio ideal depende do objetivo agrônômico e do tipo de cultura: para uso direto no solo agrícola, o esterco deve possuir C/N entre 15 e 20, enquanto para processos de compostagem a faixa ideal está entre 25 e 30 (EMBRAPA, 2020; OLIVEIRA et al., 2022). A compostagem, além de reduzir a carga de patógenos, também aumenta a estabilidade do N orgânico e reduz perdas gasosas, melhorando a eficiência do material como fertilizante.

As características físico-bromatológicas do esterco estão intimamente relacionadas à dieta dos animais e ao sistema de manejo. Estudos demonstram que o esterco bovino apresenta teores de 15 a 25 g kg⁻¹ de N (em base seca) e teores de fibra bruta, celulose e lignina que variam conforme o tipo de alimentação fornecida (SILVA et al., 2014).

Em confinamentos de corte, a dieta rica em volumosos e a presença de cama de maravalha resultam em esterco com alto teor de lignina (20–35%) e hemicelulose (25–40%), o que retarda a decomposição e contribui para a melhora da estrutura do solo em longo prazo (SOUZA et al., 2022). Já em sistemas leiteiros, com dietas mais energéticas e menor proporção de cama, o esterco tende a ter maior teor de N total e menor C/N, o que promove mineralização mais rápida e maior eficiência imediata na adubação nitrogenada (FERREIRA et al., 2017).

A aplicação agrônômica de esterco bovino influencia não apenas a fertilidade do solo, mas também as suas propriedades físicas e biológicas. O aporte de matéria orgânica melhora a agregação das partículas, o que aumenta a capacidade de retenção de água, e também estimula a atividade microbiana, promovendo maior mineralização do N e ciclagem de nutrientes (ADAME, 2018; MENEZES et al., 2023).

Além disso, a incorporação do esterco ao solo é recomendada como prática para reduzir emissões de NH₃ e perdas de N na forma de nitrato, principalmente em solos arenosos ou sob condições de alta temperatura (LI et al., 2023). A adoção de práticas de manejo integradas, como o uso de coberturas vegetais e a compostagem prévia, tem se mostrado fundamental para maximizar a eficiência do N do esterco e minimizar impactos ambientais, como a emissão de gases de efeito estufa.

Dessa forma, o uso do esterco bovino como fertilizante orgânico representa uma estratégia sustentável e economicamente viável para o Brasil, especialmente em regiões com elevada concentração de bovinos. Além de reciclar nutrientes e reduzir custos com adubos industriais, essa prática contribui para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa e para a melhoria da qualidade do solo agrícola. O uso do esterco deve ser acompanhado de análises

químicas e bromatológicas periódicas, priorizando a compostagem e o planejamento de aplicação de acordo com as necessidades das culturas e do solo, garantindo assim o uso racional e sustentável desse material.

1.5. Torta de Filtro

O setor sucroenergético brasileiro é um dos pilares do agronegócio nacional, com destaque para a produção de açúcar, etanol e bioeletricidade a partir da cana-de-açúcar. O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, responsável por cerca de 37 milhões de toneladas de açúcar e 30 bilhões de litros de etanol por safra, com áreas produtivas concentradas principalmente nas regiões Sudeste e Centro-Oeste (UNICA, 2024). Esse desempenho, embora positivo do ponto de vista econômico e energético, também gera grandes volumes de subprodutos orgânicos, entre os quais se destaca a torta de filtro, cuja utilização agrícola representa uma alternativa sustentável para o reaproveitamento de resíduos (MORAIS; COSTA, 2012; OLIVEIRA; CAVICHIOLI, 2024).

A torta de filtro é um composto orgânico proveniente da etapa de clarificação e filtração do caldo de cana no processo industrial de produção de açúcar e etanol (Figura 5). Esse resíduo é formado por impurezas minerais, partículas de bagacilho e coloides orgânicos coagulados com cal. Apresenta consistência pastosa, umidade alta (65–75%) e é produzida na proporção média de 30 a 40 kg por tonelada de cana moída, dependendo da eficiência dos decantadores e filtros (FÁVERO DE FRAVET et al., 2018). Por sua composição rica em carbono, nitrogênio, fósforo, cálcio e micronutrientes, a torta tem despertado crescente interesse como adubo orgânico e agente melhorador dos atributos físicos do solo (SILVEIRA et al., 2019).



Figura 5. Leiras de estabilização de torta de filtro.

Fonte: Arquivo pessoal do autor

A relação C/N da torta de filtro, geralmente entre 25 e 30, exerce papel determinante na mineralização do nitrogênio e na atividade microbiana do solo. Relações mais elevadas, como as citadas, podem ocasionar imobilização temporária de nitrogênio, retardando sua disponibilidade para as plantas, enquanto valores mais baixos favorecem a rápida mineralização (FÁVERO DE FRAVET et al., 2018). Essa característica confere à torta de filtro uma liberação lenta e gradual de nutrientes, o que é vantajoso em culturas perenes como a cana, reduzindo perdas por lixiviação e mantendo o suprimento de N mais equilibrado ao longo do ciclo produtivo.

A composição bromatológica da torta de filtro é caracterizada por elevada proporção de compostos fibrosos, que resulta da mistura de fibras vegetais do caldo e do bagacilho retidas durante o processo de clarificação. O material apresenta teores expressivos de celulose (25–35%), hemicelulose (15–25%) e lignina (18–28%), além de fração coloidal rica em proteínas, pectinas e compostos húmicos (FÁVERO DE FRAVET et al., 2018; SILVEIRA et al., 2019). Os teores altos de lignina — componente estrutural altamente estável e recalcitrante — confere à torta decomposição mais lenta no solo, modulando a dinâmica do N ao retardar a mineralização das formas orgânicas.

As características físico-bromatológicas da torta refletem sua natureza vegetal e coloidal. Tais propriedades tornam a torta eficiente como condicionador de solo, melhorando a agregação, a capacidade de retenção de água e a

atividade biológica, além de aumentar o estoque de carbono orgânico total (COT) (EMBRAPA, 2020).

Em sistemas agrícolas, a torta de filtro é amplamente utilizada nas regiões canavieiras do Centro-Sul do Brasil, especialmente em São Paulo, Goiás e Minas Gerais. Aplicações de 40 a 80 t ha⁻¹ (em base úmida), desde que acompanhadas por análises químicas prévias e planejamento de manejo nutricional, têm promovido ganhos expressivos na fertilidade do solo, incremento da matéria orgânica e melhoria na produtividade da cana (FÁVERO DE FRAVET et al., 2018). A compostagem prévia desse material é recomendada, pois reduz a umidade e a relação C/N, acelerando a liberação de nutrientes e tornando o composto mais estável e eficiente agronomicamente (PRADO et al., 2013).

Portanto, a torta de filtro é um recurso sustentável e de baixo custo para adubação orgânica dos canaviais. Sua utilização adequada contribui para o reaproveitamento de resíduos industriais, a reciclagem de nutrientes, o sequestro de carbono no solo e a redução da dependência de fertilizantes industriais. A compreensão dos seus efeitos na disponibilidade de N é fundamental para garantir o manejo eficiente e o máximo benefício agrônomo desse resíduo orgânico.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição e caracterização do solo e dos adubos orgânicos

O presente trabalho foi realizado no laboratório de Fertilidade do Solo da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), Campus Unesp, Jaboticabal-SP. Inicialmente, realizou-se a coleta de solo no Setor de Equinocultura da FCAV, em dezembro de 2024. A coleta foi feita na camada de 0 a 20 cm de profundidade em área de Latossolo Vermelho Distrófico de textura média, cultivada com o capim *Megathyrsus maximus*. As coordenadas do local de coleta são 21°14'26.3" S e 48°17'59.4" W.

Após a coleta, o solo foi seco ao ar sobre plástico, destorroado manualmente e passado em peneira com malha de 4 mm, sendo posteriormente homogeneizado e amostrado para caracterização química, conforme Raij et al. (2001), e granulométrica, segundo Camargo et al. (2009). Os resultados obtidos estão na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização química e granulométrica do solo utilizado no experimento.

P resina	MO	pH CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V	Argila	Silte	Areia
mg dm ⁻³	g dm ⁻³				mmol _c dm ⁻³				%		g kg ⁻¹	
8	24	5,2	0,4	25	13	25	38	63	61	300	90	610

Os adubos orgânicos avaliados no experimento foram: cama de frango, composto de lodo de esgoto, composto de pescado, esterco bovino e torta de filtro.

O esterco bovino foi coletado no Setor de Bovinocultura de Leite da FCAV/UNESP. A cama de frango foi obtida junto a um produtor da região de Jaboticabal (SP). A torta de filtro foi fornecida por uma usina de cana-de-açúcar, também da região. O composto de pescado foi produzido no CAUNESP, Jaboticabal (SP), a partir de resíduos de pescado e poda urbana na proporção 2:1 (massa:massa), e o composto de lodo foi obtido da compostagem de lodo de esgoto (lodo ativado) com restos de poda urbana na proporção 1:2 (massa:massa). O período de condução das leiras foi de 120 dias e 84 dias, nos casos do composto de pescado e de lodo, respectivamente. Todos os adubos foram secos ao ar e à sombra para caracterização e uso na instalação do experimento.

A caracterização química dos adubos foi feita seguindo métodos já consolidados: o nitrogênio total foi determinado por combustão seca em analisador elementar LECO® CN 628; os demais macronutrientes foram obtidos após digestão nítrico-perclórica, conforme Carmo et al. (2000); e o carbono orgânico foi determinado por oxidação úmida conforme Raji et al. (2001). Os resultados obtidos estão na Tabela 2.

A caracterização bromatológica dos adubos foi realizada com base no método de Van Soest et al. (1991), utilizando analisador de fibras para determinação de FDN, FDA, hemicelulose, celulose e lignina. Essas análises são importantes para avaliar a composição estrutural dos resíduos, já que materiais com maior teor de fibras estruturais tendem a apresentar decomposição mais lenta, o que influencia na liberação de nutrientes durante a incubação com o solo.

Os resultados obtidos também estão na Tabela 2, e o aspecto geral dos adubos está na Figura 6.

Tabela 2. Caracterização química e bromatológica dos adubos orgânicos avaliados no experimento.

Adubo	C	N	P	K	Ca	Mg	S	C/N	FDN	FDA	Celulose	Lignina
	g kg ⁻¹								%			
Cama de frango	179	21	14,54	15,5	55,47	23,86	10,6	8,52	30,86	20,19	9,06	1,96
Composto de Lodo	246	25	19,04	2,5	25,15	6,45	13,97	9,84	22,65	17,82	3,00	5,48
Esterco bovino	296	27	16,79	14,5	36,26	3,06	5,57	10,98	50,49	31,48	18,57	7,04
Composto de Pescado	357	18	5,39	30	10,63	4,82	5,57	19,84	35,1	28,12	8,94	12,97
Torta de Filtro	305	7	10,04	2,5	11,32	2,21	0,47	43,63	50,37	31,39	15,39	4,33



Figura 6. Adubos orgânicos utilizados no experimento.

3.2 Instalação e condução do experimento

Para a incubação do solo com os adubos orgânicos foram utilizados recipientes de plástico com capacidade para 0,4 L. O volume de solo empregado foi 0,38 dm³ e as doses dos adubos avaliadas foram equivalentes a 0 e 10 Mg ha⁻¹. A dose aplicada, 10 Mg ha⁻¹ (em base seca), foi escolhida tendo como referência a cama de frango, que apresenta eficiência de uso de nitrogênio de 50% (SBCS, 2017), resultando na liberação estimada de 100 kg ha⁻¹ de N, considerando o volume de solo de 1ha, na camada de 0-20 cm.

Após pesagem do solo e dos adubos, ambos foram misturados, conforme os tratamentos, e transferidos para os recipientes.

O experimento foi instalado em fevereiro de 2025, em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 5 × 2, combinando os cinco adubos orgânicos e as doses 0 e 10 Mg ha⁻¹, com quatro repetições (Figura 7). Os recipientes foram casualizados em bancada de laboratório e o solo foi umedecido a 50% da capacidade de retenção de água (CRA). Os recipientes foram pesados e cobertos com papel kraft para evitar contaminações e reduzir a perda de umidade. Durante os 60 dias de incubação, a umidade foi mantida próximo de 50% da CRA, ajustando três vezes por semana por meio da pesagem dos recipientes e reposição de água deionizada.



Figura 7. Disposição casualizada das parcelas na bancada.

Após os 60 dias de incubação, o solo foi retirado dos recipientes, seco ao ar, passado em peneira de 2 mm e homogeneizado. Em seguida, foram

coletadas amostras para as análises de nitrogênio total, nitrogênio orgânico mineralizável (N-DVD) e nitrogênio mineral (N-NO_3^- e N-NH_4^+). As metodologias para cada análise são apresentadas a seguir.

3.3. Determinação de N total e frações

3.3.1 Nitrogênio total (NT)

A determinação do nitrogênio total seguiu o método proposto por Raij et al. (2001), com pequenas adaptações. Uma porção de 0,1 g de solo, previamente peneirada a 100 mesh (150 μm), foi transferida para tubos de digestão, aos quais foram adicionados 7 mL da solução digestora composta por ácido sulfúrico concentrado, água deionizada e mistura catalisadora contendo $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, SeO_2 e Na_2SO_4 . As amostras permaneceram em digestão a frio durante a noite e, no dia seguinte, foram submetidas à digestão em bloco digestor, com rampa de aquecimento variando de 80°C a 330°C, e aumentos de 50°C a cada 30 minutos. Ao atingir 330 °C a digestão prosseguiu por mais 1 hora, permitindo o completo clareamento das amostras.

Após resfriamento, o material digerido foi diluído com 20 mL de água deionizada e transferido para tubos de destilação. A solução foi alcalinizada com 15 mL de solução de NaOH 18 mol L^{-1} e submetida ao arraste de vapor em destilador tipo Kjeldahl. A amônia liberada foi coletada em 10 mL de solução de ácido bórico (H_3BO_3) 20 g L^{-1} , finalizando a destilação após a coleta de aproximadamente 40 mL de destilado. Em seguida, realizou-se a titulação do destilado com solução padronizada de H_2SO_4 0,01 mol L^{-1} , por meio de titulador automático, para quantificação do nitrogênio total da amostra. O resumo do procedimento está ilustrado na Figura 8.

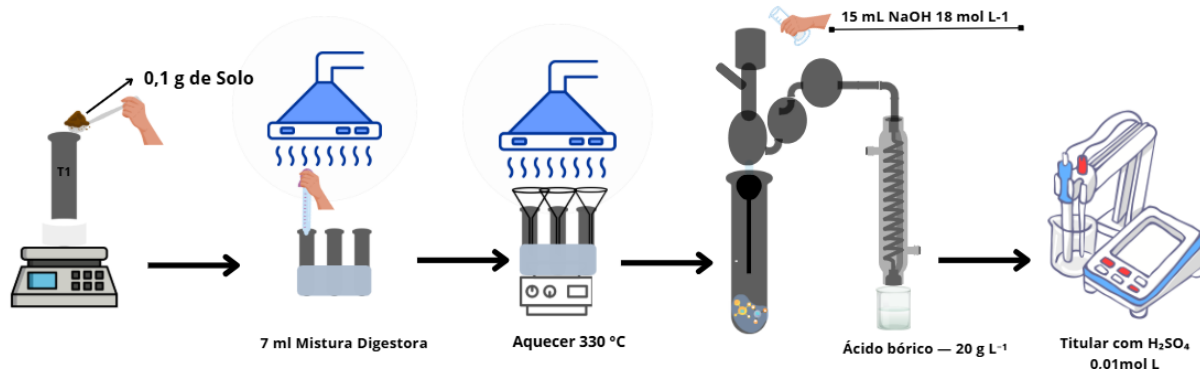


Figura 8. Procedimento para determinação de N total em amostra de solo.

3.3.2 Nitrogênio orgânico mineralizável (N-DVD)

A quantificação do nitrogênio orgânico mineralizável via destilação direta a vapor (N-DVD) foi realizada de acordo com Roberts et al. (2009). Amostras de 1 g de solo foram transferidas para tubos de vidro tipo macro, os quais foram acoplados ao destilador. Em seguida, adicionaram-se 10 mL de solução de NaOH 10 mol L⁻¹, promovendo a transformação do nitrogênio orgânico para a forma de amônia (NH₃). A mistura foi submetida ao processo de destilação submetida ao arraste de vapor em destilador tipo Kjeldahl até a obtenção de aproximadamente 40 mL de destilado, que foi coletado em 10 mL de solução de H₃BO₃ 20 g L⁻¹.

O nitrogênio foi então determinado pela titulação do destilado em titulador automático, empregando solução padronizada de H₂SO₄ 0,025 mol L⁻¹. Na Figura 9 está a ilustração do procedimento adotado.

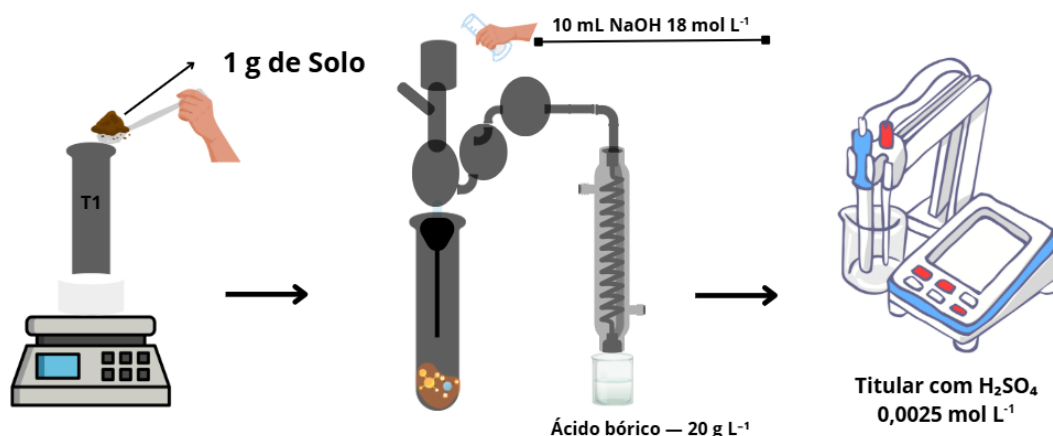


Figura 9. Procedimento de determinação de nitrogênio orgânico mineralizável por destilação a vapor direta (N-DVD).

3.3.3 Nitrogênio mineral (N-NH₄⁺ e NO₃⁻)

O nitrogênio mineral do solo corresponde às formas NH₄⁺ e NO₃⁻, que são as frações diretamente disponíveis às plantas. A determinação foi realizada separadamente, quantificando-se primeiro o N-NH₄⁺ e, em seguida, o N-NO₃⁻, cujos valores foram somados para obter o N mineral.

As amostras de solo foram preparadas pesando-se 5 g de solo em tubos de vidro. Em seguida foram adicionados 50 mL da solução extratora de KCl 1 mol L⁻¹, procedendo-se à agitação por 1 hora. Após o término da agitação, as suspensões permaneceram decantando por 1 hora, sendo posteriormente filtradas em papel de filtro de filtragem rápida. Do extrato obtido foram pipetados 20 mL, os quais foram transferidos para frascos de destilação com estrada lateral (Figura 10).

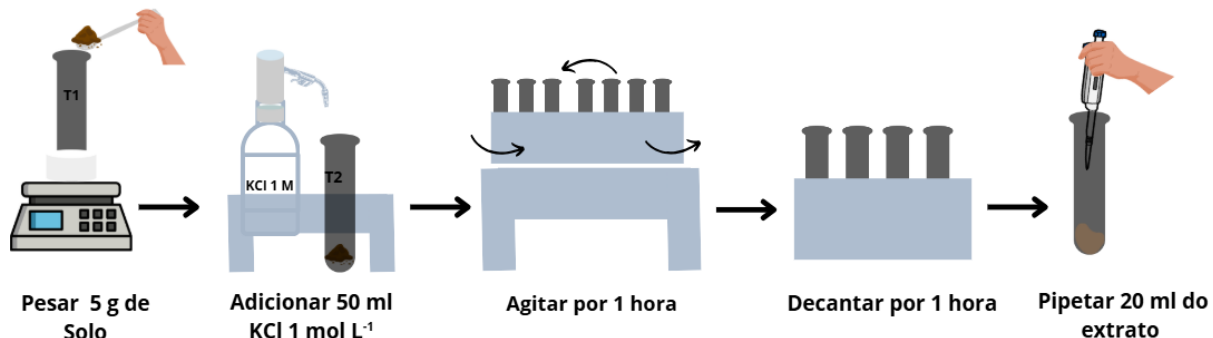


Figura 10. Extração de N mineral de amostras de solo.

a) Determinação de N-NH₄⁺ (amônio)

Para a quantificação do amônio adicionaram-se 0,2 g de MgO, com medida calibrada, ao frasco contendo os 20 mL do extrato, já fixado no destilador.

A mistura foi submetida à destilação por aproximadamente 4 minutos, coletando-se cerca de 40 mL do destilado em béquer de 50 mL contendo 10 mL de solução de H₃BO₃ 20 g L⁻¹.

A titulação do destilado foi realizada em titulador automático, utilizando solução de H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹ como titulante (Figura 11).

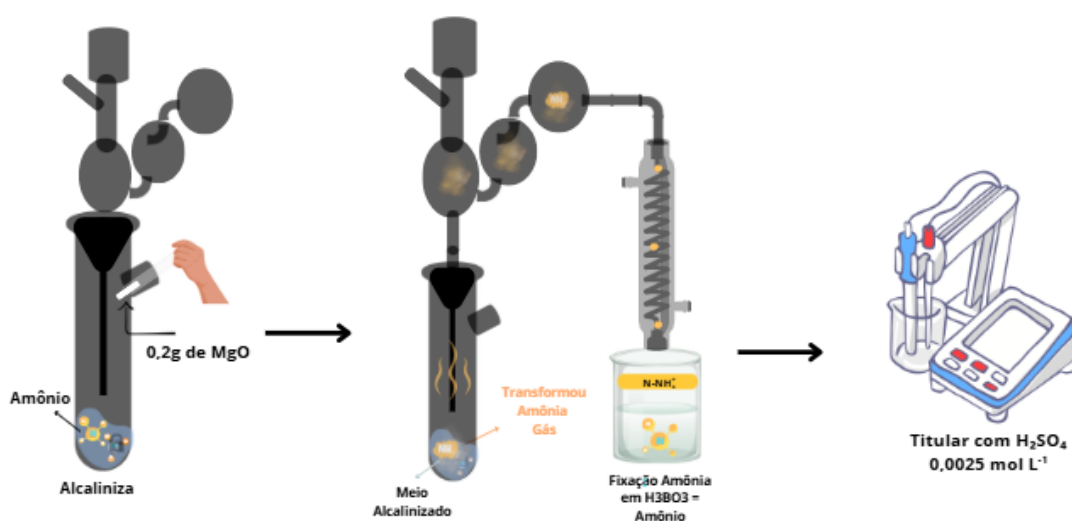


Figura 11 . Destilação e quantificação N-amônio.

b) Determinação de N-NO_3^- (nitrato)

Ao mesmo tubo em que foi feita adição de MgO para determinação do N-NH_4^+ , foi adicionado 0,2 g de liga de Devarda pela entrada lateral. Amostras foram novamente destiladas até a obtenção de aproximadamente 40 mL de destilado, que foram coletados em béquer contendo 10 mL de solução de H_3BO_3 20 g L^{-1} .

A titulação foi efetuada em titulador automático, utilizando solução de H_2SO_4 0,0025 mol L^{-1} , como no caso anterior (Figura 12).

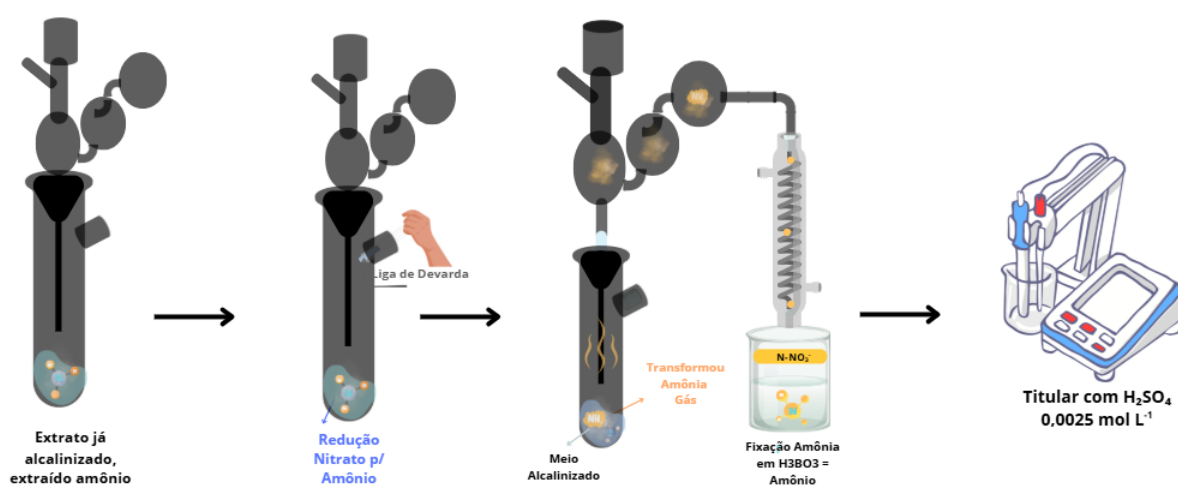


Figura 12. Destilação e quantificação N-Nitrato.

3.4 Procedimento estatístico

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância utilizando o teste F para verificar a significância dos fatores em estudo. Quando identificadas diferenças estatísticas entre os tratamentos, as influências dos adubos orgânicos e da interação entre adubos e doses foram comparadas por meio do teste de Tukey, adotando-se nível de 5% de probabilidade. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software AgroEstat – Sistema para Análises Estatísticas de Ensaio Agrônomicos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 está o resumo da análise de variância (Teste F) para as formas de nitrogênio avaliadas no experimento, incluindo N total, N orgânico mineralizável, determinado por destilação a vapor direta (N-DVD), amônio (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻) e nitrogênio mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻).

Tabela 3. Valores de F da análise de variância para verificação dos efeitos dos adubos orgânicos, das doses e da interação no N total, mineral e mineralizável.

Teste F	N Total	N DVD	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N Mineral
Adubos Orgânicos	3,31*	0,39 ^{ns}	1,34 ^{ns}	3,15*	3,32*
Doses	14,52**	7,94**	0,50 ^{ns}	0,43 ^{ns}	0,55 ^{ns}
Interação	0,53 ^{ns}	0,36 ^{ns}	0,30 ^{ns}	1,52 ^{ns}	1,44 ^{ns}
CV%	12,83	8,24	60,64	32,21	31,37

Níveis de significância: ** (1%), * (5%) e NS (não significativo).

4.1 Nitrogênio Total (NT)

Na Figura 13 são apresentados os valores de N total no solo obtidos a partir da aplicação dos adubos, e a comparação dos efeitos de adubos orgânicos e das doses. Nesse caso a interação não foi significativa.

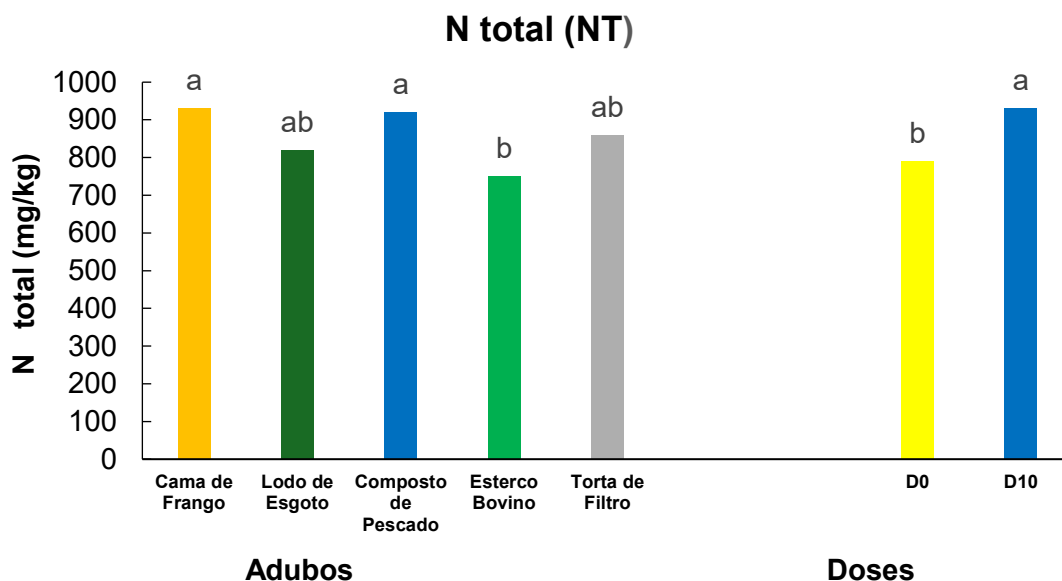


Figura 13. Nitrogênio total (NT) no solo em função dos tipos de adubos orgânicos e das doses aplicadas. Diferenças significativas foram observadas para adubos ($p < 0,01$) e doses ($p < 0,01$), enquanto a interação não foi significativa.

A aplicação dos adubos resultou em aumento nos teores de N total em relação ao solo não adubado. Esse resultado já era esperado, pois além do N total presente no solo, houve o acréscimo de fertilizantes de origem orgânica que apresentavam concentrações de N acima de 20 g kg^{-1} , exceto o esterco bovino e a torta de filtro (Tabela 2). Esse aumento está certamente atrelado a um aumento na reserva de matéria orgânica estável, o que resultou no aumento do estoque de nitrogênio no solo (CANTARELLA et al., 2007).

Em relação aos adubos, a cama de frango apresentou o maior teor de nitrogênio total, sendo 24% maior do que o esterco bovino, que foi utilizado como tratamento de referência. O composto de pescado também se destacou, com incremento de 22,7% em comparação ao esterco. Embora tenha apresentado o menor valor numérico, o esterco bovino não diferiu estatisticamente do composto de pescado e da torta de filtro. O NT obtido com o lodo de esgoto e a torta de

filtro foram intermediários, apresentando aumentos de 9,3% e 14,7% em relação ao esterco bovino, respectivamente, sem diferença significativa entre si.

O NT corresponde à soma de todas as formas de nitrogênio presentes no solo, que englobam tanto nitrogênio de moléculas orgânicas (proteínas, aminoácidos, ureia, ácidos húmicos), quanto nitrogênio inorgânico (NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^-). No entanto, quando se determina o N total por via úmida são determinados apenas o N orgânico e a forma amoniacal. Assim, os teores da Figura 13 referem-se a essas duas formas, mas a participação do N orgânico pode ultrapassar 95%.

Os adubos orgânicos avaliados, de acordo com a Tabela 2, apresentam composição química e física diferentes, em função do tipo de resíduo e da forma de tratamento a que foi submetido (WICHERN et al., 2004; VAN KESSEL, 2000; ABBASI, 2007). Essa variação é um fator que pode explicar as diferenças entre os tratamentos. A cama de frango, por exemplo, é um adubo formado pela excreta das aves (fezes + ureia/ácido úrico), resto de ração (utilização de dietas com alto teor proteico), penas, e material estruturante (maravalha, casca de arroz, etc.), e essa composição do material acaba aumentando seu teor de N comparado aos outros adubos (KIEHL et al., 2010; PATTERSON; ADRIZAL, 2005). Além disso, a cama de frango pode ser removida após 4 a 6 lotes sucessivos, o que causa efeito cumulativo no nitrogênio (GUIMARÃES et al., 2015).

No composto de pescado o teor de NT alto é devido à sua natureza, visto que possui concentrações de proteínas musculares e aminoácidos, que são ricos em nitrogênio orgânico (RUTH et al., 2014). Na compostagem, esse material de alta densidade proteica é decomposto pelos microrganismos, havendo perda de parte do carbono na forma de CO_2 e consequente concentração relativa dos nutrientes.

4.2 Nitrogênio Mineral ((N-NH_4^+ + N-NO_3^-))

Os adubos orgânicos afetaram o teor de N-NO_3^- e de N mineral do solo (N-NO_3^- e NH_4^+), mas sem diferença entre as doses e sem interação entre doses e adubos (Tabela 3).

As diferenças entre adubos foi a mesma para nitrato e N-mineral (Figura 14). Independentemente do adubo, na composição do N mineral houve predomínio do nitrato em relação ao amônio, o que justifica os mesmos efeitos. Este comportamento é esperado em condições aeróbias e controladas de incubação, pois os microrganismos nitrificantes (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) são aeróbios obrigatórios e quimioautotróficos, ou seja, oxidam amônio ou nitrito para obter energia. A alta eficiência desse processo resulta na rápida conversão do N amoniacal em nitrato, que se acumula por ser o produto final do processo e por ter suas perdas por desnitrificação minimizadas em ambientes oxigenados (CANTARELLA et al., 2007; SOUZA; RESENDE, 2019).

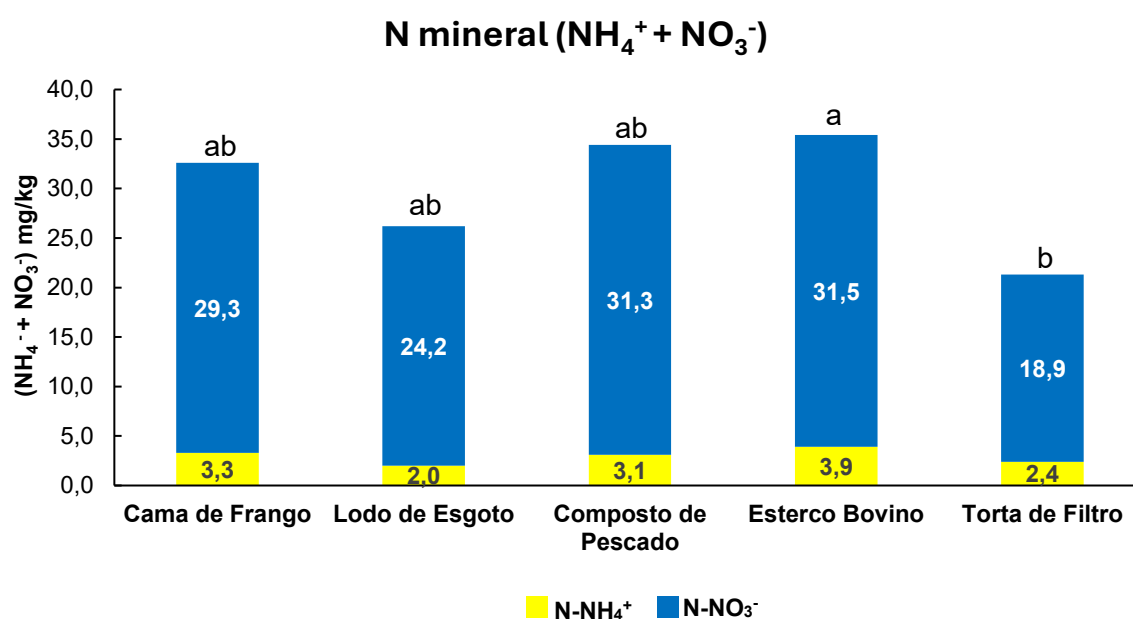


Figura 14. Nitrogênio mineral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) em função dos tipos de adubos orgânicos e das doses. Observou-se efeito significativo apenas para os adubos ($p < 0,05$), enquanto doses e interação não foram significativas.

Considerando o N-mineral, o esterco bovino apresentou o maior valor e foi utilizado como referência para comparação. Em relação a ele, o composto de pescado apresentou teor apenas 2,8% menor, enquanto a cama de frango registrou redução de 7,9%. O lodo de esgoto apresentou queda mais acentuada, com valor 26% menor, e a torta de filtro apresentou o menor resultado, com 40% a menos de N mineral em comparação ao esterco bovino (Figura 14).

Apesar dessas diferenças percentuais, estatisticamente não houve distinção entre esterco bovino, composto de pescado, cama de frango e lodo de esgoto, enquanto a torta de filtro resultou no menor teor de N mineral.

A resposta diferente do N mineral em relação aos adubos, destaca a dinâmica de mineralização e imobilização regulada pela relação C/N e pela composição bromatológica dos resíduos (AZEEZ; AVERBEKE; OKOROGON, 2009). A torta de filtro (TF) apresentou o menor teor de N mineral, diferindo estatisticamente dos demais adubos. Este resultado é uma evidência da imobilização de N, sendo justificado pela sua relação C/N alta (43,6) e baixo teor de lignina (4,33) (Tabela 2). Como a TF apresentou teor de lignina baixo, o excesso de carbono facilmente decomponível (carboidratos solúveis) estimulou o crescimento da população microbiana. Combinado a essa característica, o suprimento de N a partir do próprio resíduo é baixo, ou seja, a relação C/N é alta (HAMMAD et al., 2020; ZENG et al., 2018). Consequentemente, a demanda metabólica dos microrganismos superou a oferta, o que levou ao consumo do N mineral da solução do solo (imobilização líquida), mantendo-o indisponível para quantificação (BRADY; WEIL, 2013).

O esterco bovino apresentou relação C/N intermediária no conjunto dos adubos avaliados (19,84), baixo teor de lignina (7,04%), e o maior teor de celulose do conjunto. A celulose é menos recalcitrante que a lignina e capaz de garantir um fluxo contínuo de carbono durante o período de incubação. Assim, a relação C/N menor que 20 e o alto teor de celulose comparado aos demais compostos, pode ter promovido certa imobilização de N, mas, à medida que suas estruturas foram despolimerizadas, a liberação de N tornou-se mais expressiva, resultando em maior mineralização líquida ao final do experimento (AZEEZ; AVERBEKE; OKOROGON, 2009; ADAME 2018).

O composto de pescado apresentou teor de lignina baixo (12,97 %) (BRADY; WEIL, 2013), mas maior do que o determinado nos outros materiais, o que, provavelmente combinado com a baixa relação C/N (9,8), pode ter retardado a mineralização líquida na fase inicial do processo de transformação, aumentando acentuadamente próximo aos 60 dias de incubação. Esse comportamento ocorreu porque a lignina é uma molécula de difícil

decomposição, logo a população microbiana especializada em decompor essa molécula é baixa e apresenta metabolismo lento, demandando pouco N. No entanto, à medida em que essa molécula foi sendo degradada, outras de mais fácil decomposição foram surgindo, o que combinado com a baixa relação C/N, resultou no aumento da população microbiana e na mineralização líquida.

A cama de frango e o lodo de esgoto, embora tenham apresentado teores de N total maiores do que o obtido com esterco bovino, devido principalmente à baixa relação C/N e ao menor teor de lignina, podem ter passado por uma transformação mais rápida, o que provavelmente resultou em fixação do N na matéria orgânica mais estabilizada do solo com apenas 60 dias de incubação. Apesar do alto potencial de liberação de N, a rápida disponibilização de N lábil provavelmente intensificou a imobilização microbiana, fazendo com que grande parte do N mineralizado fosse prontamente assimilada pela biomassa. Como consequência, os teores de N mineral livre permaneceram relativamente baixos, mesmo com o elevado teor de N total dos adubos (HAMMAD et al., 2020).

4.3 Nitrogênio Mineralizável (N-DVD)

Observa-se, na Figura 15, que não houve diferença significativa entre os adubos orgânicos para o teor de N-DVD. Isso indica que, apesar das diferenças no nitrogênio total de cada material, o estoque de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável no solo foi semelhante entre as fontes. Esse comportamento é coerente com a definição de N mineralizável como um “reservatório” de nitrogênio orgânico suscetível à ação microbiana, cuja dinâmica depende mais das condições do solo e do estoque total de matéria orgânica do que das diferenças químicas específicas entre os adubos (STANFORD; SMITH, 1972; GONÇALVES, 2001).

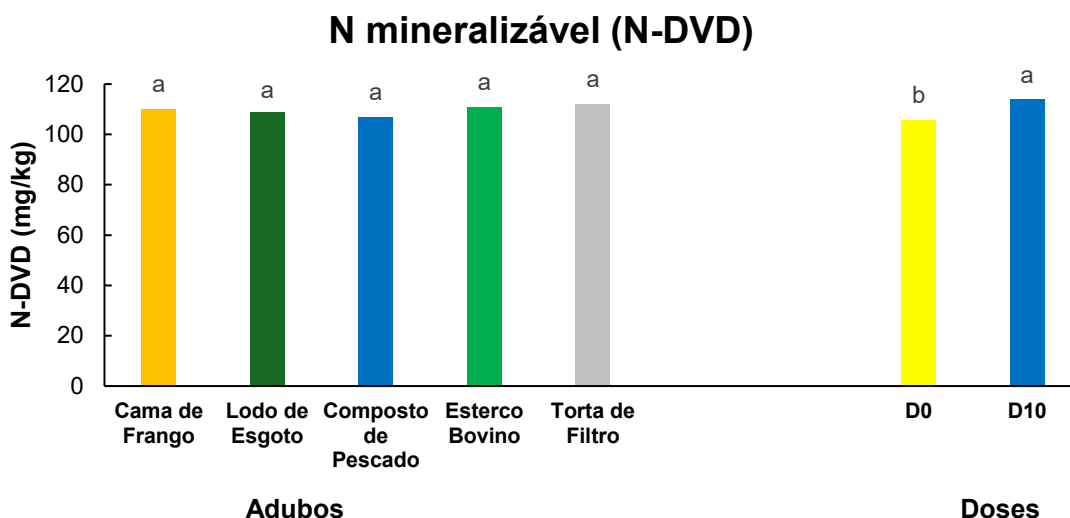


Figura 15. Nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável (N-DVD) no solo em resposta aos adubos orgânicos e às doses aplicadas. Houve efeito significativo para doses ($p < 0,01$) e para os adubos ($p < 0,01$), sem interação significativa entre os fatores.

Por outro lado, houve efeito significativo das doses, e a aplicação de 10 Mg ha^{-1} promoveu aumento de aproximadamente 10% no teor de N-DVD em relação à ausência de adubação. Esse incremento demonstra que a maior adição de resíduo orgânico ampliou o nitrogênio potencialmente mineralizável, aumentando a disponibilidade de compostos lábeis e moderadamente estáveis para decomposição microbiana. Estudos recentes relatam comportamento semelhante, mostrando que maiores doses de resíduos orgânicos elevam o N passível de mineralização e intensificam o fluxo entre as formas orgânica e mineral do nitrogênio no solo (DOMOUSO et al., 2024; BREZA; GRANDY, 2025).

A ausência de interação entre fontes e doses reforça que o efeito observado foi predominantemente quantitativo: o aumento da dose elevou o N-DVD de maneira uniforme para todos os adubos, sem que uma fonte se destacasse das demais. Isso está alinhado com pesquisas que indicam que, em condições de uso de adubo orgânico estabilizado, o potencial de mineralização do nitrogênio é determinado principalmente pela quantidade aplicada, desde que os materiais apresentem graus semelhantes de decomposição (LAZICKI; GEISSELER; LLOYD, 2020; GEISSELER et al., 2021).

Do ponto de vista agronômico, esses resultados mostram que a aplicação de adubos orgânicos — independentemente da fonte — aumenta o reservatório de nitrogênio orgânico suscetível à mineralização.

5 CONCLUSÕES

- A aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de adubos orgânicos aumentou os teores de nitrogênio total e de nitrogênio orgânico mineralizável no solo, independentemente da fonte utilizada.
- O esterco bovino resultou no maior teor de nitrogênio mineral aos 60 dias de incubação, embora tenha sido o menos eficiente em elevar o nitrogênio total do solo.
- A cama de frango, o composto de pescado e o lodo de esgoto proporcionaram os maiores incrementos no nitrogênio total, mas não aumentaram o nitrogênio orgânico mineralizável no período avaliado.
- Recomenda-se a realização de estudos com coletas em diferentes períodos de incubação para compreender melhor a sequência de mineralização e imobilização do nitrogênio ao longo do tempo.

6 REFERÊNCIAS

- ABBASI, S. A. et al. Nitrogen and phosphorus recovery from sewage sludge by sequential leaching with acids and bases. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 49, n. 4, p. 285-295, 2007.
- ABREU, A. H. M. de et al. Urban solid waste in the production of *Lafoensia pacari* seedlings. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 21, n. 2, p. 83-87, 2017c. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n2p83-87>. Acesso em: 21 nov. 2025.
- ADAME, C. R. Utilização de composto orgânico de peixe em adubação de capim-marandu. 2014. 45 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Jaboticabal, 2014.
- ADAME, R. L. Compostagem de resíduos orgânicos: fundamentos e aplicações agrícolas. 2. ed. Curitiba: Appris, 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas – Panorama Nacional 2021. Brasília: ANA, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/saneamento-basico/atlas-esgotos>. Acesso em: 10 nov. 2025.
- ARAÚJO, S. M. B. et al. Fertilizantes orgânicos. In: BRASIL, E. C.; CRAVO, M. da S.; VIEGAS, I. de J. M. (org.). *Recomendações de calagem e adubação para o estado do Pará*. 2. ed. rev. e atual. Brasília, DF: Embrapa, 2020. p. 95-105. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1127241/1/LV-RecomendacaoSolo-2020-95-105.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2025.

AQUINO, J. L. S. et al. Composição química de bio sólidos e sua importância para o uso agrícola. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 22, n. 10, p. 722-728, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/9jQkK6Q5G6p6n9D6G5VjQvL/>. Acesso em: 16 nov. 2025.

BERNAL, M. P. et al. Nitrogen mineralization during composting of manure and sewage sludge mixtures. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 5444-5453, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.06.014>. Acesso em: 16 nov. 2025.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação e acúmulo de nutrientes e metais pesados em solo tratado com bio sólidos. *Scientia Agrícola*, Piracicaba, v. 56, n. 2, p. 423-429, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-90161999000200021>. Acesso em: 16 nov. 2025.

BORTOLI, M. A. et al. Mineralização de nitrogênio em diferentes resíduos orgânicos aplicados ao solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 41, e0160503, 2017.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. *The nature and properties of soils*. 15. ed. Boston: Pearson Education, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Dispõe sobre critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgoto. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 24 ago. 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273620313>. Acesso em: 16 nov. 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Plano Nacional de Fertilizantes: PNF 2022-2050. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mdic/pt-br/assuntos/sdic/confert/pnf/pnf-v-08-06-12-23.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2025.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F. de et al. (Eds.). *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. Cap. 10, p. 375-470.

CHITOLINA, J. C. *Gestão e uso eficiente de fertilizantes nitrogenados na agricultura brasileira*. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 2022.

CORRÊA, E. K.; MIELE, M. A cama de aves e os aspectos agrônômicos, ambientais e econômicos. In: KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. (org.). *Manejo e utilização de dejetos animais*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 135-178.

COSTA, M. S. S. M. et al. Produção e manejo de cama de frango em sistemas intensivos de criação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 25, n. 4, p. 276-283, 2021.

CRASWELL, E.; BIJAY-SINGH. Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. *Environmental Chemistry Letters*, v. 19, p. 1-12, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04521-8>. Acesso em: 5 nov. 2025.

EMBRAPA. *Intensificação e sustentabilidade dos sistemas de produção agrícolas. Visão 2030*. Brasília, DF: Embrapa, 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/olhares->

para-2030/intensificacao-e-sustentabilidade-dos-sistemas-de-producao-agricolas/. Acesso em: 21 nov. 2025.

EMBRAPA. Manual de manejo e uso agrícola de resíduos orgânicos. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2022.

EMBRAPA. Manual de manejo e utilização de dejetos de bovinos. Brasília: Embrapa Gado de Leite, 2020.

FAGERIA, N. K. et al. Nutrient management for sustainable crop production in the tropics. Boca Raton, FL: CRC Press, 2003.

FAO. Inorganic fertilizers – 2002–2023. Rome: FAO, 2025. (FAOSTAT Analytical Briefs, n. 108). Disponível em: <https://doi.org/10.4060/cd5938en>. Acesso em: 21 nov. 2025.

FAO. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura. The future of food and agriculture – Drivers and triggers for transformation. Rome: FAO, 2022. (The Future of Food and Agriculture, n. 3).

FERREIRA, A. L. et al. Caracterização de dejetos da bovinocultura leiteira e potencial de aproveitamento agrícola. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 27, n. 2, p. 142–150, 2023.

GALDINI, L. C. O papel da agricultura orgânica no cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Revista de Política Agrícola, Brasília, v. 32, n. 1, p. 1-15, 2023.

GOVERNO DE MOÇAMBIQUE. Estratégia Nacional de Desenvolvimento (ENDE) 2025-2044. Maputo: Ministério da Economia e Finanças, 2024.

GUBEL, A. J. M. Aplicação de bio sólidos na agricultura como alternativa para a gestão do lodo proveniente das estações de tratamento de águas residuais. 2024. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/255799>. Acesso em: 21 nov. 2025.

HAMMAD, H. M. et al. Crop residue management and its effect on soil health, crop production and environmental quality. Environmental Science and Pollution Research, v. 27, n. 21, p. 25959-25972, 2020.

IPCC. Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Kanagawa, Japan: IPCC, 2019. (Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use).

KHODADADI, M. et al. Nutrient composition and nitrogen dynamics in poultry litter under different management systems. Waste Management, v. 171, p. 58–67, 2024.

LERCH, R. A. et al. Mineralization of organic nitrogen in sewage sludge amended soil. Journal of Environmental Quality, v. 21, n. 1, p. 47-53, 1992.

LI, Y. et al. Nitrogen transformations and ammonia emissions from cattle manure: a global review. Science of the Total Environment, v. 858, p. 159–631, 2023.

MALAVOLTA, E. Manual de química agrícola: adubação e fertilidade do solo. 3. ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 1976.

MELO, J. C. C. et al. Mineralização de nitrogênio em biossólidos sob diferentes condições de umidade e temperatura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 44, e0200141, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20190141>.

MENEGAT, S.; LEDO, A.; TIRADO, R. Greenhouse gas emissions from global production and use of nitrogen synthetic fertilisers in agriculture. *Scientific Reports*, London, v. 12, n. 1, art. 14490, 2022.

MENEZES, J. F. et al. Organic fertilizers from cattle manure: effects on soil quality and nutrient cycling. *Soil & Tillage Research*, v. 230, p. 105–146, 2023.

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

NUNES, R. S. et al. Relação entre frações da fibra e mineralização de nitrogênio em diferentes resíduos orgânicos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 55, e01490, 2020.

OGINO, C. M.; VIEIRA FILHO, J. E. R. Preços de fertilizantes impactando a produção agrícola brasileira. Brasília: Ipea, 2022. (Texto para Discussão, n. 2779). Disponível em: <https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/11385>. Acesso em: 21 nov. 2025.

OLIVEIRA, V. S. et al. Compostagem de esterco bovino sob diferentes relações C/N. *Revista Engenharia na Agricultura*, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 377–386, 2022.

PAIVA, A. V. et al. Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas, adubadas com diferentes doses de lodo de esgoto seco e com fertilização mineral. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 37, n. 84, p. 499-511, dez. 2009. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr84/cap18.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2025.

PENUELAS, J.; COELLO, F.; SARDANS, J. A better use of fertilizers is needed for global food security and environmental sustainability. *Agriculture & Food Security*, v. 12, Art. 5, 2023.

PEREIRA, J. C. R. et al. Compostagem de resíduos orgânicos: influência da relação C/N na liberação de nitrogênio. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 44, e007520, 2020.

ROINILA, P. Compostagem de peixes e o uso do composto de peixe como fertilizante. *Acta Horticulturae*, v. 469, p. 359-374, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1998.469.39>. Acesso em: 21 nov. 2025.

SANTOS, L. B. dos. Substituição da adubação nitrogenada mineral pela cama de frango na sucessão aveia e milho. 2011. 63 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2011. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/1426>. Acesso em: 21 nov. 2025.

SANTOS, R. M. et al. Caracterização química e microbiológica da cama de frango reutilizada em múltiplos ciclos de produção. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 40, n. 3, p. 343–352, 2020.

SILVA, A. P. et al. Aplicação agrícola de biossólidos: efeitos na fertilidade e na disponibilidade de nutrientes no solo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 26, n. 3, p. 467-478, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/bM4f5W9L5mH9g8gG8gJ8k6p/>. Acesso em: 8 nov. 2025.

SILVA, E. B. et al. Composição química da cama de frango e seu potencial como fertilizante orgânico. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Mossoró, v. 9, n. 2, p. 45–52, 2014.

SILVA, F. C. et al. Indicadores agronômicos do uso de esterco bovino em solos tropicais. *Revista Brasileira de Agrociência*, v. 27, p. 89–101, 2021.

SILVA, J. P. da. Avaliação do uso de lodo de esgoto como fertilizante orgânico na cultura do milho. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrônômica) – Instituto Federal do Espírito Santo (IFES), Campus Santa Teresa, 2022.

SILVA, L. S.; SOUSA, R. M.; SILVA, J. A. A. Aproveitamento de resíduos de pescado para produção de adubos orgânicos na agricultura: revisão de literatura. *Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro*, v. 10, n. 1, p. 1–12, 2023.

SOINNE, H. et al. Soil organic carbon and clay content as deciding factors for net nitrogen mineralization and cereal yields in boreal mineral soils. *European Journal of Soil Science*, v. 72, n. 4, p. 1497–1512, 2021. DOI: 10.1111/ejss.13003. Acesso em: 28 no

SOUZA, A. P. et al. Uso agrícola de resíduos da avicultura: benefícios e riscos ambientais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 47, e0230051, 2023.

SOUZA, W. F. et al. Caracterização físico-química do esterco de confinamento bovino em sistemas de corte. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 35, n. 2, p. 318–328, 2022.

SMITH, B. C. et al. Carbon-to-nitrogen stoichiometry of organic amendments regulates microbial biomass growth and nitrogen mineralization in soil. *Soil Use and Management*, v. 40, e13116, 2024. DOI: 10.1111/sum.13116.

TEIXEIRA, W. G. et al. Fertilidade do solo e ciclagem de nutrientes com uso de resíduos orgânicos na agricultura tropical. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 54, e01214, 2019.

TEODORO, V. M.; PEREIRA, G. M. Compostagem: princípios e práticas para o uso de resíduos orgânicos na agricultura. 3. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2021.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution*, v. 110, n. 3, p. 535–541, 2000.

VALADÃO, F. C. de A. et al. Variação nos atributos do solo em sistemas de manejo com adição de cama de frango. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 2073–2082, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/zsPSGq6PvWqdQf5cyMNHDFp/?lang=pt>. Acesso em: 25 out. 2025.

VAN , S. M. et al. Seafood and Water Management. *Foods*, Basel, v. 3, n. 4, p. 622–631, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/foods3040622>. Acesso em: 21 nov. 2025.

VAN SOEST, P. J. Nutritional ecology of the ruminant. 2nd ed. Ithaca, NY: Cornell University Press, 1994.

VIDOTTI, R. M.; LOPES, L. C. F. Resíduos da indústria de pescado: composição e potencial de aproveitamento. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 11, n. 1, p. 1–13, 2016.

VIDOTTI, R. M. et al. Características físicas e químicas de compostos orgânicos de resíduos de tilápia e três fontes de carbono. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 47., 2010, Salvador. Anais [...]. Salvador: SBZ, 2010. p. 1-3.

WICHERN, F. et al. Nitrogen cycling in soil amended with solid and liquid phases of separated pig slurry. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 36, n. 3, p. 453-463, 2004.

ZENG, G. et al. Pathway and mechanism of nitrogen transformation during composting: Functional enzymes and genes under different concentrations of PVP-AgNPs. *Bioresource Technology*, v. 253, p. 112-120, abr. 2018. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.12.095. Acesso em: 21 nov. 2025.