



**Universidade de Brasília - UnB**

**Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária - FAV**

**Curso de Pós-Graduação em Agronomia**

**Consórcio microbiano como estratégia para aumentar a disponibilidade de nutrientes na  
vermicompostagem de esterco bovino e rocha fosfática**

**WELLINGTON LUCAS GROCHEVESKI**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA**

**Brasília, DF**

**Julho de 2024.**



**Universidade de Brasília - UnB**

**Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária - FAV**

**Curso de Pós-Graduação em Agronomia**

**Consórcio microbiano como estratégia para aumentar a disponibilidade de nutrientes na  
vermicompostagem de esterco bovino e rocha fosfática**

**WELLINGTON LUCAS GROCHEVESKI**

**ORIENTADORA: PROF<sup>a</sup>. DR<sup>a</sup>. ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA**

**Brasília, DF**

**Julho de 2024.**



**Universidade de Brasília - UnB**

**Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária - FAV**

**Curso de Pós-Graduação em Agronomia**

**CONSÓRCIO MICROBIANO COMO ESTRATÉGIA PARA AUMENTAR A  
DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES NA VERMICOMPOSTAGEM DE ESTERCO  
BOVINO E ROCHA FOSFÁTICA.**

**Wellington Lucas Grocheveski**, estudante (bolsista FAPDF) de mestrado pela Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária - FAV da Universidade de Brasília - UnB, matrícula 21/0032073. E-mail: [wellucasgrochviski@gmail.com](mailto:wellucasgrochviski@gmail.com).

**APROVADO POR:**

**ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA (Orientadora)**

Professora Doutora (FAV/UnB), e-mail: [alessandramp@unb.br](mailto:alessandramp@unb.br)

Prof. CÍCERO CELIO FIGUEIREDO

**(Examinador interno – Universidade de Brasília)**

Profa. PABLINE MARINHO VIEIRA

**(Examinadora externa – Instituto Federal de Brasília)**

**Brasília, 23 de julho de 2024.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

GROCHEVESKI, Wellington Lucas

“CONSÓRCIO MICROBIANO COMO ESTRATÉGIA PARA AUMENTAR A DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES NA VERMICOMPOSTAGEM DE ESTERCO BOVINO E ROCHA FOSFÁTICA”.

Orientação: Alessandra Monteiro de Paula, Brasília 2024. xx páginas

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília/Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2024.

1. Palavras-chave: Insumo biológico; Vermicompostagem; Inoculação microbiana; Reaproveitamento de resíduos: Tecnologia sustentável: Produção sustentável.

### CONCESSÃO DE DIREITOS

**NOME DO AUTOR:** Wellington Lucas Grocheveski

**TÍTULO DA DISSERTAÇÃO:** Consórcio microbiano como estratégia para aumentar a disponibilidade de nutrientes na vermicompostagem de esterco bovino e rocha fosfática.

Grau: MESTRE

Ano: 2024

É concedida à Universidade de Brasília de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

WELLINGTON LUCAS GROCHEVESKI

CPF: 037.509.741-44

(61) 9 8208- 5534/e-mail: wellucasgrochviski@gmail.com

# SUMÁRIO

SUMÁRIO .....	v
LISTA DE FIGURAS .....	vii
LISTA DE TABELAS .....	ix
LISTA DE ABREVIACÕES .....	x
RESUMO .....	xiii
ABSTRACT .....	xv
INTRODUÇÃO .....	1
HIPÓTESE .....	2
OBJETIVO GERAL .....	3
<b>Objetivos específicos .....</b>	<b>3</b>
4- REVISÃO DE LITERATURA .....	3
<b>4.1 Produção agropecuária no Brasil .....</b>	<b>3</b>
<b>4.2 Utilização de fertilizantes minerais solúveis .....</b>	<b>4</b>
<b>4.3 Remineralizadores de solo .....</b>	<b>6</b>
<b>4.4 Microrganismos solubilizadores .....</b>	<b>7</b>
<b>4.5 Compostagem e vermicompostagem .....</b>	<b>8</b>
<b>4.6 Enriquecimento de vermicomposto .....</b>	<b>11</b>
5- MATERIAL E MÉTODOS .....	12
<b>5.1 Localização do estudo .....</b>	<b>13</b>
<b>5.2 Microrganismos solubilizadores de fosfato .....</b>	<b>13</b>
<b>5.2.1 Obtenção dos microrganismos solubilizadores de fosfato .....</b>	<b>13</b>
<b>5.2.2 Testes de compatibilidade entre microrganismos solubilizadores de fosfato .....</b>	<b>14</b>
<b>5.3 Vermicompostagem .....</b>	<b>15</b>

<b>5.3.1 Produção do vermicomposto .....</b>	<b>15</b>
<b>5.3.2 Enriquecimento microbiano de vermicompostos .....</b>	<b>15</b>
<b>5.3.3 Análises químicas dos vermicompostos.....</b>	<b>16</b>
<b>5.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....</b>	<b>17</b>
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>18</b>
<b>6.1 Teste de compatibilidade entre microrganismos solubilizadores .....</b>	<b>18</b>
<b>6.3 Caracterização química dos vermicompostos.....</b>	<b>19</b>
<b>6.3.1.1 pH em água e CaCl<sub>2</sub> .....</b>	<b>19</b>
<b>6.3.1.2 condutividade elétrica .....</b>	<b>23</b>
<b>6.3.2 COT, NT e relação C:N .....</b>	<b>26</b>
<b>6.3.2.1 Carbono orgânico total (COT).....</b>	<b>26</b>
<b>6.3.2.2 Nitrogênio Total (NT) .....</b>	<b>31</b>
<b>6.3.2.3 Relação C:N .....</b>	<b>35</b>
<b>6.3.3 Macro e micronutrientes e elementos químicos de interesse.....</b>	<b>38</b>
<b>6.3.4 P solúvel em água e P solúvel em ácido cítrico 2% .....</b>	<b>44</b>
<b>6.3.4.1 P solúvel em água .....</b>	<b>44</b>
<b>6.3.4.2 P solúvel em ácido cítrico 2%.....</b>	<b>47</b>
<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>50</b>
<b>REFERÊNCIA BIBLIOGRAFICA .....</b>	<b>51</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>68</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Processos da vermicompostagem inspirado em WANG et al. (2024). ..... 11
- Figura 2.** Ensaio de compatibilidade entre fungos e bactérias. Alta compatibilidade (C1). 101 (*Paraburkholderia silvatlantica*) e F11C (*Trichoderma spp.*) (A) e 103 (*Paraburkholderia silvatlantica*) e F11B II (*Trichoderma yunnanense*). As setas indicam o local onde foram inoculadas as bactérias..... 18
- Figura 3.** pH em água dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C) e pH em CaCl<sub>2</sub> dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (D), em duas aplicações (E) e em três aplicações (F), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos; x – bactérias; ● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de pH dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação)..... 22
- Figura 4.** CE dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos; x – bactérias; ● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de CE dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação). ..... 26
- Figura 5.** COT (dag kg<sup>-1</sup>) dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos; x – bactérias; ● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de COT dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação). ..... 30
- Figura 6.** NT dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos; x – bactérias; ● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de NT dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação). ..... 34

**Figura 7.** Relação C:N dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem ( $\Delta$  - controle;  $\square$  – fungos; x – bactérias;  $\bullet$  – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de relações C:N dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação). ..... 37

**Figura 8.** P solúvel em água dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem ( $\Delta$  - controle;  $\square$  – fungos; x – bactérias;  $\bullet$  – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de P solúvel em água dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação). ..... 49

**Figura 9.** P solúvel em ácido cítrico 2% dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem ( $\Delta$  - controle;  $\square$  – fungos; x – bactérias;  $\bullet$  – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de P solúvel em ácido cítrico 2% dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação). ..... 52



## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Compatibilidade entre os fungos isolados F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*) e bactérias diazotróficas *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* – HRC54), avaliadas conforme descrito por Aguiar (2017)..... 17
- Tabela 2.** Teores totais de macro, micronutrientes e elementos químicos de interesse, presentes no vermicomposto de esterco bovino enriquecido com fosfato de rocha e microrganismos benéficos aos 30 e 120 DAI, inoculados uma única vez com fungos, bactérias e o consórcio microbiano aos 30 dias após a introdução das minhocas. Médias acompanhadas de mesma letra na coluna não apresentam diferença estatística significativa de acordo com o teste Tukey. .... 43
- Tabela 3.** Teores totais de macro, micronutrientes e elementos químicos de interesse, presentes no vermicomposto de esterco bovino enriquecido com fosfato de rocha e microrganismos benéficos aos 30 e 120 DAI, inoculados duas vezes com fungos, bactérias e o consórcio microbiano aos 30 e 60 dias após a introdução das minhocas. Médias acompanhadas de mesma letra na coluna não apresentam diferença estatística significativa de acordo com o teste Tukey. .... 44
- Tabela 4.** Teores totais de macro, micronutrientes e elementos químicos de interesse, presentes no vermicomposto de esterco bovino enriquecido com fosfato de rocha e microrganismos benéficos aos 30 e 120 DAI, inoculados três vezes com fungos, bactérias e o consórcio microbiano aos 30, 60 e 75 dias após a introdução das minhocas. Médias acompanhadas de mesma letra na coluna não apresentam diferença estatística significativa de acordo com o teste Tukey. .... 45

## **LISTA DE ABREVIACOES**

CE – condutividade elétrica

COT – carbono orgânico total

C:N – relação carbono:nitrogênio

DAI – dias após introdução das minhocas

MANOVA - Análise de variância de medidas repetidas

MAPA – Ministério da agricultura pecuária e abastecimento

NT – nitrogênio total

P - fósforo

P<sub>H20</sub> – fósforo solúvel em gua

P<sub>AC</sub> – fósforo solúvel em ácido cítrico

RF – rocha fosfática

## **OFEREÇO,**

a todos os Espíritos Encantados que fazem de suas existências a manutenção da Vida, o progresso do Universo, o Equilíbrio e a Harmonia entre todos os Seres!

## **DEDICO**

*A todos aqueles que vieram antes de mim*

*E seguirão depois de mim*

*Por este Caminho Tortuoso*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a todo apoio e dedicação dos professores e pesquisadores que dedicam suas vidas ao ensino e à pesquisa, contribuindo para a formação de pessoas comprometidas com a ciência, o conhecimento, a verdade e o desenvolvimento humano.

Em especial, agradeço à Professora Doutora Alessandra Monteiro de Paula, minha orientadora, por todos os anos me acompanhando e ensinando neste caminho de estudos. Agradeço a todos os colegas do GERA, professor Jader, Sâmia, Pabblo, Taís, Gabriel, João e todos os alunos e alunas que fazem parte deste time, por tornarem este trabalho possível, pelas conversas produtivas e descontraídas, pelas risadas e por todo apoio.

Agradeço a todos os professores da FAV-UnB por todo trabalho dedicado e empenho em fazer desta instituição um lugar onde a qualidade de ensino e pesquisa é prioridade.

Agradeço à minha família, em especial, minha mãe Ana Lucas Ventura, minha irmã Beatriz Lucas Ventura e minha sobrinha, Eduarda Ventura Igreja, por sempre serem meus alicerces e minha base, por acreditarem no meu potencial e sempre me incentivarem a seguir meus sonhos. Este trabalho é por vocês e para vocês.

Agradeço à FAP-DF pelo incentivo financeiro ao projeto, pela minha bolsa de pesquisa de Mestrado.

Agradeço a todos os meus Ancestrais, por me colocarem neste caminho que é a Vida. Agradeço a Koká Pinotxarí, Êpã Kuxipá, Nĩ Êwa, Ümekó Ñèkã, Nhanderú e todos os Nomes Sagrados do Grande Espírito, por me conceder o dom da vida!

## RESUMO

A busca por insumos agrícolas eficientes e de baixo custo reaproveitando resíduos orgânicos é uma necessidade mundial e a vermicompostagem é uma prática que pode colaborar para isto. A aplicação de microrganismos específicos pode potencializar a disponibilidade de nutrientes e a promoção do crescimento vegetal, em especial, com o aumento da solubilidade de fosfatos naturais de origem ígnea. A combinação entre fungos e bactérias, bem como a quantidade de aplicações ainda são informações a serem exploradas no processo de enriquecimento microbiano de vermicompostagem. O presente estudo teve como objetivo avaliar a influência do enriquecimento de vermicomposto com fungos e bactérias, aplicados isoladamente ou em consórcio, na solubilização de rocha fosfatada incorporada ao esterco bovino e na disponibilidade de nutrientes. Ainda, buscou-se determinar o número de aplicações do inóculo microbiano contendo fungos e bactérias, aplicados isoladamente ou em consórcio, bem como o período de estabilização do vermicomposto, avaliado pela relação C:N, que resulta na maior disponibilidade de fósforo no material estabilizado. A vermicompostagem foi conduzida em módulos individuais de polietileno de 140 L, e como substrato foram utilizados esterco bovino curtido e fosfato natural de rocha ígnea na proporção de 80% e 20% (v/v). A relação C:N foi ajustada para 30:1 com a adição de capim colonião (*Panicum maximum*). Após 30 dias de pré-compostagem, cada módulo recebeu 500 minhocas da espécie *Eisenia foetida* e foram conduzidos 3 experimentos em simultâneo, com os mesmos tratamentos, diferindo apenas na quantidade de inoculações realizadas durante a vermicompostagem. Em cada experimento, os quatro tratamentos foram: controle (sem inoculação), fungos (inoculação com *Trichoderma yunnanense* e *T. asperelloides*), bactérias (inoculação com 2 bactérias diazotróficas: *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* - HRC54) e consórcio de fungos+bactérias. No primeiro experimento, os tratamentos inoculados receberam uma única inoculação, aos 30 dias após a introdução das minhocas (DAI). O segundo experimento, os tratamentos inoculados receberam duas aplicações dos inóculos, aos 30 e 45 DAI e, no terceiro experimento, os tratamentos inoculados receberam 3 aplicações dos inóculos, aos 30, 45 e 60 DAI. O consórcio microbiano de fungos e bactérias favoreceu o aumento do teor de nitrogênio e reduziu a relação C:N do vermicomposto aos 60 DAI, em relação ao vermicomposto controle. O enriquecimento microbiano com fungos e bactérias, quando realizado em duas aplicações (30 e 45 DAI) resulta em vermicompostos estabilizados em menor período de tempo (60 DAI) e com maior teor de nitrogênio e fósforo solúvel em ácido cítrico, em comparação ao vermicomposto controle. A aplicação do consórcio de fungos do gênero

*Trichoderma* e bactérias diazotróficas, realizada em 2 aplicações em um período de 15 dias, favorece a estabilização do vermicomposto em menor tempo, bem como aumenta a disponibilidade de nitrogênio e fósforo no produto final.

**Palavras-chave:** Vermicomposto, *Trichoderma*, rocha fosfatada, nitrogênio, consórcio microbiano, resíduos orgânicos

## ABSTRACT

The search for efficient, low-cost agricultural inputs using organic waste is a worldwide need and vermicomposting is a practice that can contribute to this. The application of specific microorganisms can boost the availability of nutrients and promote plant growth, such as by increasing the solubility of natural phosphates of igneous origin. The combination of fungi and bacteria, as well as the number of applications is yet to be explored in the process of microbial enrichment in vermicomposting. The aim of this study was to evaluate the influence of enriching vermicompost with fungi and bacteria, applied alone or in consortium, on the solubilization of phosphate rock incorporated into cattle manure and on the availability of nutrients. We also sought to determine the number of applications of microbial inoculum containing fungi and bacteria, applied alone or in consortium, as well as the vermicomposting time, evaluated by C:N ratio, that results in the greatest availability of phosphorus in the vermicompost of cattle manure and phosphate rock. Vermicomposting was carried out in individual 140 L polyethylene modules, and the substrate used was tanned bovine manure and natural phosphate from igneous rock in a ratio of 80% and 20% (v/v). The C:N ratio was adjusted to 30:1 with the addition of colônia grass (*Panicum maximum*). After 30 days of pre-composting, each module received 500 earthworms of the *Eisenia foetida* species. 3 simultaneous experiments with the same treatments, differing only in the number of inoculations carried out during vermicomposting. The four treatments were: control (no inoculation), fungi (*Trichoderma yunnanense* and *T. asperelloides*), bacteria (inoculation with 2 diazotrophic bacteria: *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 and *Herbaspirillum seropedicae* - HRC54) and a consortium of fungi+bacteria. In the first experiment, the inoculated treatments received a single inoculation at 30 days after the introduction of the earthworms (DAI). In the second experiment, the inoculated treatments received two inoculum applications, at 30 and 45 DAI and, in the third experiment, the inoculated treatments received three inoculum applications, at 30, 45 and 60 DAI. The microbial consortium of fungi and bacteria favored an increase in the nitrogen content and reduced the C:N ratio of the vermicompost at 60 DAI compared to non-inoculated vermicompost. Microbial enrichment with fungi and bacteria, when carried out in two applications (30 and 45 DAI) results in vermicomposts that are stabilized in a shorter period of time (60 DAI) and have a higher nitrogen and citric acid-soluble phosphorus content compared to non-inoculated vermicompost. The application of a consortium of fungi from the genus *Trichoderma* and diazotrophic bacteria, carried out in 2 applications over a period of 15 days, favours the stabilization of vermicompost

in a shorter period of time, as well as increasing the availability of nitrogen and phosphorus in the final product.

Kew-words: Vermicompost, *Trichoderma*, phosphate rock, nitrogen, microbial consortium, organic waste.



## INTRODUÇÃO

A destinação adequada de resíduos pela agricultura é foco de grande preocupação, visto que, devido ao elevado volume de produção, que gera impactos ambientais, levando à perda de recursos naturais e contaminação dos solos, água e atmosfera (XU et al., 2024). Estima-se que até 2025 o volume global diário de resíduos sólidos ultrapasse as 6 milhões de toneladas, sendo os resíduos gerados pela agricultura compostos principalmente de materiais orgânicos originados nos processos produtivos ou de processamento do agronegócio (WANG et al., 2024c). Quando não destinados de forma correta, estes materiais apresentam elevado potencial de contaminação ambiental (BALKRISHNA et al., 2023), porém são possíveis de serem reincorporados nos agroecossistemas quando devidamente manejados, transformando-se em fontes alternativas de nutrientes e energia (SAHA et al., 2024; WANG et al., 2024b). O setor pecuário é responsável por 14% da emissão de gases de efeito estufa no mundo, além de gerar grandes quantidades de dejetos, como o esterco bovino (GONZÁLEZ-QUINTERO et al., 2021). A utilização de esterco bovino como insumo agrícola é amplamente estudada (BOUHIA et al., 2022; RAZA et al., 2022; ARCHANA et al., 2024; DOS SANTOS et al., 2024; DADEGHPOUR & AFSHAR, 2024; NARAYANAN & MA, 2024), uma vez que este material apresenta teores de N, P, C orgânico, macro e micronutrientes, contribuindo para o manejo da fertilidade do solo e nutrição de plantas (HOWE et al., 2024).

A compostagem e a vermicompostagem são estratégias de manejo de resíduos orgânicos que apresentam a capacidade de transformar estes materiais em insumos capazes de serem utilizados nos agroecossistemas (HAJAM, KUMAR & KUMAR, 2023; LI et al., 2024). Ao processo de decomposição aeróbica conduzido por microrganismos é dado o nome de compostagem (GONZÁLEZ et al., 2024; LU et al., 2024), que por meio da ação enzimática destes microrganismos, degradam a matéria orgânica e transformam em um material humificado, rico em microrganismos e nutrientes, fitormônios e substâncias promotoras do crescimento vegetal (LIU et al., 2024b). A compostagem pode ser dividida em três fases distintas (mesofílica, termofílica e de maturação), caracterizadas pela composição microbiana, onde ocorre a decomposição e transformação da matéria orgânica em húmus (BOUCHTAOUI, et al., 2024). Por sua vez, ao processo de transformação de resíduos orgânicos conduzido por minhocas e microrganismos, dá-se o nome de vermicompostagem (ACHARYA et al., 2024). Este processo apresenta duas fases características (fase associada ao intestino e fase associada ao excremento), onde ocorrem a quebra e enriquecimento microbiano do material orgânico e

sua transformação em húmus (WANG et al., 2024c). Através da ingestão, as minhocas diminuem as partículas da matéria orgânica, que são decompostas pela microbiota intestinal destas transformando o material em excreta, que também sofre a transformação de microrganismos em material humificado, rico em nutrientes e microrganismos, contribuindo para o desenvolvimento vegetal e o manejo da fertilidade do solo (RATNASARI et al., 2023; RAZA et al., 2024;).

A composição química e disponibilidade de nutrientes de vermicompostos é variada, estando relacionada diretamente com o material orgânico e a espécie de minhocas utilizadas (DEVI & KHWAIRAKPAM, 2021; MAGO et al., 2022), o tempo de vermicompostagem, sendo necessário utilizar estratégias para garantir o equilíbrio nutricional do vermicomposto com macro e micronutrientes (ENEBE & ERASMUS, 2023). Neste sentido, a utilização de fontes alternativas de nutrientes, como o uso de pós de rocha e a inoculação de microrganismos benéficos, são estratégias que vêm ganhando destaque nas pesquisas científicas a fim de aumentar a disponibilidade de nutrientes e substâncias promotoras do crescimento vegetal (AJIBADE et al., 2020; DAS et al., 2021).

Com base no exposto, o presente trabalho pretende investigar o efeito da ação combinada de fungos e bactérias solubilizadoras de fosfato a fim de otimizar o processo de vermicompostagem. Uma vez que a solubilização de rochas ígneas fosfatadas apresenta dificuldades em solos e sua utilização seja uma forma sustentável de fertilização, a atividade solubilizadoras de microrganismos benéficos pode contribuir para a redução do uso de fertilizantes industriais, diminuindo os impactos ambientais provocados por estes. Além do mais, pretende-se compreender o melhor momento para a aplicação de microrganismos solubilizadores no processo de vermicompostagem, de modo que ocorra maior liberação de nutrientes e a estabilização da matéria orgânica, facilitando a reciclagem de resíduos orgânicos e diminuindo a contaminação do meio ambiente.

## **HIPÓTESE**

- i) Os fungos e bactérias solubilizadores são biocompatíveis e contribuem para o aumento da solubilização de rocha fosfática ígnea quando inoculados em conjunto;

- ii) A co-inoculação de fungos e bactérias solubilizadoras contribui para a estabilização do vermicomposto em menor tempo quando comparado com inoculações individuais;
- iii) A ação conjunta dos microrganismos solubilizadores aumenta a solubilidade de P no vermicomposto.

## **OBJETIVO GERAL**

A presente proposta tem como objetivo desenvolver um insumo agrícola multifuncional à base de matéria orgânica vermicompostada, microrganismos com múltiplas funções e rocha ígnea fosfatada (RF).

### **Objetivos específicos**

- (i) Determinar a biocompatibilidade dos fungos solubilizadores de fosfatos da coleção de fungos do Laboratório de Química do Solo (LQS/UnB), previamente selecionados (*Trichoderma yunnanense* e *T. asperelloides*) e bactérias (*Paraburkholderia silvatlantica* – UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* – HRC 54) em experimentos *in vitro*, visando obter um consórcio microbiano;
- ii) Avaliar a influência do enriquecimento de vermicomposto com fungos e bactérias, aplicados isoladamente ou em consórcio, na disponibilidade de fósforo e demais nutrientes, bem como na estabilização do vermicomposto de esterco bovino e rocha fosfática;
- iv) Determinar o número de aplicações do inóculo microbiano contendo fungos e bactérias, aplicados isoladamente ou em consórcio, bem como o tempo de vermicompostagem que resulta na maior disponibilidade de fósforo no vermicomposto de esterco bovino e rocha fosfatada;

## **4- REVISÃO DE LITERATURA**

### **4.1 Produção agropecuária no Brasil**

O Brasil é um grande produtor agrícola, sua safra estimada para 2023/2024 é de 295,6 milhões de toneladas em uma área cultivada estimada de 78,1 milhões de hectares (CONAB, 2024). O setor agropecuário é o mais proeminente na economia brasileira, sendo responsável por movimentar US\$ 1,23 trilhões nos últimos 20 anos relacionados com a produção e

exportação, principalmente de commodities como o complexo da soja, carnes, o complexo sucroalcooleiro, café e trigo (GABOARDI, BADIOTTO E PANIS, 2023).

Apesar do potencial produtivo, atuando como um importante ator no suprimento mundial de alimentos, a agricultura brasileira apresenta diversos gargalos ecológicos, como a redução de áreas naturais e desmatamento para a conversão agrícola, diminuição da biodiversidade, elevada demanda de produtos agrotóxicos importados, entre outros (CARREIRA, COSTA E PESSOA, 2024; CHAVES et al., 2024; DE OLIVEIRA et al., 2024; OLIVEIRA et al., 2024; ROCHA E GONÇALVES, 2024). A geração de resíduos é outro fator importante na agricultura, estes materiais, quando não manejados de forma adequada, contribuem para a degradação ambiental, gerando gases poluentes, lixiviados que contaminam o solo e fontes de água e a perda de nutrientes e energia (RISEH et al., 2024; WANG E CUI, 2024).

Com o crescimento produtivo, a geração de resíduos também aumenta, contudo, estes materiais apresentam a capacidade de serem reutilizados, tornando-se valiosos insumos no processo de produção agrícola, contribuindo para a redução da poluição, recirculação de nutrientes e geração de energia (TANG et al., 2023; ZHANG et al., 2024). Com vistas em um desenvolvimento sustentável do agronegócio, a reutilização de resíduos vem ganhando destaque e, através de processos economicamente viáveis e ambientalmente seguros, estes materiais podem ser reincorporados nos sistemas produtivos como bioinsumos (PERIYASAMY et al., 2024; YIN et al., 2024).

#### **4.2 Utilização de fertilizantes minerais solúveis**

O Brasil é um grande consumidor mundial de fertilizantes, responsável pelo consumo global de 8% dos fertilizantes comercializados, sendo as importações responsáveis por 80% do total utilizado no país, fato que o torna altamente dependente do mercado externo (LUCHESE et al., 2023; DOS SANTOS et al., 2024). Esta dependência de produtos externos torna o país sensível às oscilações de mercado, causando volatilidades de preço e insegurança em relação à aquisição de produtos, prejudicando a produção agrícola e contribuindo para o aumento dos preços de produção em momentos de crise (ARDEKANI et al., 2023).

Fertilizantes minerais solúveis são amplamente utilizados mundialmente, contribuindo para o incremento da produção agrícola, contudo, sua produção demanda grandes quantidades

de energia, além de contribuir para a emissão de gases de efeito estufa e a degradação ambiental (LEITE et al., 2023). Os fertilizantes fosfatados são reconhecidos por incrementar o rendimento das culturas, contribuindo com o crescimento produtivo do agronegócio, contudo, em solos altamente intemperizados, suas aplicações são elevadas, uma vez que estes solos apresentam altas taxas de adsorção de P (SOMAVILLA et al., 2021). A fim de superar as perdas de P por adsorção em solos tropicais e subtropicais, estratégias como a utilização de substâncias húmicas e tecnologias que diminuam a solubilidade destes fertilizantes vêm ganhando espaço (JING et al., 2020; BAIRD et al., 2023; LEITE et al., 2023).

A produção de fertilizantes fosfatados de alta solubilidade emprega o uso de rochas fosfáticas (RF), uma vez que estas apresentam minerais primários como apatita, hidroxiapatita, fosfatos de Fe e Al, que disponibilizam fósforo (MOHAMADKHANI et al., 2011; VARNAVA & PASHALITI, 2024). As RF podem ser de origem sedimentar, ígneas e biogênicas, sendo as mais empregadas mundialmente para a produção de fertilizantes são as de origem sedimentar e ígneas (AMAR et al., 2022). Entretanto, por serem recursos finitos, a depleção dos depósitos de RF e a crescente demanda por fontes de P contribuem para o incremento dos preços de fertilizantes fosfatados (OLAGUNJO, FENG & PATTON, 2021).

Os depósitos sedimentares, característicos do cinturão Mediterrâneo, EUA e China, foram formados pelos sedimentos marinhos e formam os leitos de fosfato, enquanto os depósitos de fosfatos ígneos, característicos da Rússia, África do Sul e Brasil, têm origem magmática, sendo encontrados em formas de massas enriquecidas de apatita, em complexos alcalinos e podendo ter elementos raros em sua composição (GEISLLER, MEW & STEINER, 2019, AMAR et al., 2022). Os depósitos de fosfato de origem biogênica são os chamados guanos, formados pelo acúmulo de dejetos de aves marinhas, morcegos e outros animais (RODRIGUES et al., 2021). Através do tratamento de RF e ácidos fortes, principalmente o ácido sulfúrico, são formados os fertilizantes fosfatados, contudo, para cada tonelada de ácido fosfórico formado são produzidas cinco toneladas de fosfogesso, principalmente na forma de sulfato de cálcio (CÁNOVAS et al., 2018; VÁSCONEZ-MAZA et al., 2022).

Enquanto a aplicação direta de fosfatos reativos naturais sedimentares apresenta uma forma de fertilização capaz de disponibilizar nutrientes para o solo, a utilização de rochas ígneas e menos reativas, apresenta limitações, uma vez que a faixa de pH do solo cultivado diminui a disponibilidade de nutrientes pela baixa reatividade destas rochas (TUMBURE et al., 2022). Desta forma, a utilização de microrganismos solubilizadores e processos de compostagem e

vermicompostagem são estudadas a fim de aumentar a disponibilidade de P (DAS et al., 2021; DIVJOT et al., 2021; TURAN et al., 2023).

### **4.3 Remineralizadores de solo**

Remineralizadores de solo são definidos, de acordo com o Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), como produtos oriundos de rochas, sem a adição de produtos químicos e tendo suas dimensões reduzidas e classificadas de tal forma que incrementam a sua solubilidade nos solos (ALOVISI et al., 2023; BRAGA et al., 2023; LUCHESE et al., 2023). Estes materiais podem ter origem em diversos processos produtivos, tais como mineração, extração de rochas e etc., sendo considerados subprodutos e rejeitos possíveis de serem utilizados na agricultura, desde que atendam as definições legais do MAPA (SWOBODA, DÖRING & HAMER, 2022; BRAGA et al., 2023; LUCHESE et al., 2023b).

Por serem abundantes, seus benefícios econômicos se relacionam com a diminuição dos custos de produção, contribuindo para diminuir a pressão de utilização de fertilizantes minerais solúveis nas lavouras (BENEVIDES FILHO et al., 2023). Além disso, devido à grande geração de resíduos na indústria mineradora, a utilização de remineralizadores contribui para a destinação adequada destes produtos, diminuindo os riscos da contaminação ambiental, o sequestro de carbono atmosférico e o manejo da fertilidade dos solos tropicais, contribuindo no incremento produtivo do agronegócio (BURANO et al., 2022; CONCEIÇÃO et al., 2022). Devido a sua diversidade, remineralizadores de solo contribuem para o aporte nutricional de plantas com macro e micronutrientes, além de elementos traço presentes nos minerais que constituem estes produtos (ALOVOSI et al., 2023). Contudo, sua disponibilidade depende de fatores diversos, tais como as características pedológicas do material de origem, tamanho de partículas, atividade microbiana do solo, pH, textura do solo, granulometria e estrutura do solo, além das características da cultura implementada (SWOBODA, DÖRING & HAMER, 2022; DANIELL & VAN TONDER, 2023).

Uma dificuldade relacionada ao uso de remineralizadores é a disponibilização de nutrientes a curto prazo, sendo os efeitos residuais das aplicações mais proeminentes (BURANO et al., 2022; CONCEIÇÃO et al., 2022; LEWIS et al., 2023). Devido a sua baixa solubilidade, estratégias de manejo deste tipo de correção do solo são utilizadas a fim de garantir o aporte nutricional de plantas, suprimindo a disponibilidade adequada de nutrientes a curto prazo,

além de diminuir as perdas destes nutrientes por lixiviação, fixação ou erosão (GUO et al., 2023; YAN et al., 2023; RYAN et al., 2024). Neste sentido, o aproveitamento de serviços ambientais promovidos por microrganismos solubilizadores é uma alternativa sustentável para garantir a disponibilidade de nutrientes, elevando a solubilidade destes materiais no solo e diminuindo suas perdas (MOSCATELLI et al., 2024). Além disso, o enriquecimento de composto e vermicomposto com remineralizadores é uma prática que vem ganhando destaque (DAS et al., 2021; TURAN et al., 2023).

#### **4.4 Microrganismos solubilizadores**

A microbiota do solo desempenha um papel fundamental na sustentabilidade dos solos, uma vez que sua presença é responsável pela ciclagem de nutrientes, equilíbrio dinâmico da biodiversidade e desenvolvimento de plantas (SHAHWAR et al., 2023; ZHANG et al., 2023). Como parte da microbiota do solo, os microrganismos solubilizadores são classificados como promotores de crescimento vegetal que apresentam a capacidade de solubilizar minerais, disponibilizando nutrientes para o desenvolvimento das plantas (BOUHIA et al., 2022; CHENG et al., 2023; DASGUPTA et al., 2023). Estes microrganismos se encontram presentes no solo, colonizando a rizosfera e auxiliando o desenvolvimento vegetal, diminuindo os efeitos deletérios de patógenos, contribuindo no aporte nutricional de elementos essenciais (RAI et al., 2023). Existem diversos microrganismos que apresentam a capacidade de solubilizar nutrientes, tais como fungos e bactérias solubilizadoras, amplamente estudadas e empregadas como biofertilizantes (CHENG et al., 2023; RAI et al., 2023; SHAHWAR et al., 2023).

Os mecanismos de solubilização destes microrganismos envolvem a produção de ácidos inorgânicos, tais como ácido clorídrico, ácido sulfúrico, ácido nítrico, além de ácidos orgânicos, como ácido málico, ácido cítrico, ácido láctico, ácido oxínico, ácido fórmico, que contribuem para a redução do pH do meio, favorecendo a solubilização de nutrientes (SHARMA et al., 2023; ZHANG et al., 2023). Outros mecanismos envolvem a produção de sideróforos, extrusão de prótons  $H^+$ , produção de exopolissacarídeos e a produção de enzimas que solubilizam nutrientes, diminuindo a necessidade de utilização de fertilizantes solúveis (SHARMA et al., 2023).

Bactérias solubilizadoras são empregadas comercialmente, existindo uma variedade de produtos comerciais disponíveis no mercado, contudo, fungos solubilizadores apresentam

maior potencial de utilização em campo, visto que sua resistência às condições de campo é maior (RAI et al., 2023). Dentre os gêneros de bactérias com potencial de solubilizar nutrientes estão *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Pseudomonas*, *Pantoea*., *Acinetobacter*, *Streptomyces*, *Streptoverticillium*, *Enterobacter*, *Calotrhix*, *Arthrobacter*, *Stenotrophomonas*, *Ochrobactrum*, *Paraburkholderia*, que apresentam capacidade de solubilizar nutrientes e são utilizadas como bioprodutos comerciais ou em pesquisa científica (CHENG et al., 2023; CORREDOR-PERILLA et al., 2023; JIN et al., 2023; MAÇIK et al., 2023). Por sua vez, fungos dos gêneros *Aspergillus*, *Trichoderma*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Curvularia*, *Piriformospora*, *Gigaspora*, *Sclerocystis*, *Acaulospora*, *Glomus*, *Entrophospora*, *Scutellospora* são sabidamente solubilizadores (EL MAALOUUM et al., 2020; KASSAM et al., 2023; PRASAD et al., 2023; SHARMA et al., 2023). Estes microrganismos também apresentam outras funções de interesse, como indução de resistência a patógenos e estresse biótico e abiótico, produção de substâncias promotoras de crescimento vegetal e competição com organismos nocivos (KASSAM et al., 2023;).

Embora existam muitos estudos que apontem a importância do uso de microrganismos como potenciais bioprodutos rumo uma agricultura sustentável, sua utilização em consórcios microbianos é algo que vem ganhando destaque, uma vez que no ambiente da rizosfera estes organismos não se encontram de formas isoladas, mas sim em complexas relações microbiológicas (NUNES et al., 2024).

#### **4.5 Compostagem e vermicompostagem**

A produção de resíduos orgânicos é uma preocupação no meio agropecuário, uma vez que estes resíduos apresentam elevado potencial poluente quando não manejados de maneira correta (BALKRISHNA et al., 2023). Contudo, quando submetidos a processos de transformação e estabilização, estes resíduos se tornam insumos de elevado potencial agrícola, podendo ser reincorporados nos agroecossistemas e estimular a economia circular, a exemplo da compostagem e vermicompostagem (POORNIMA et al., 2024).

A compostagem é um processo natural que envolve a utilização de microrganismos para transformar resíduos orgânicos em material orgânico humificado, conhecido como composto orgânico, contribuindo com a reciclagem de nutrientes de forma eficiente e tornando estes materiais aptos a serem utilizados como fertilizantes e substratos para o crescimento vegetal



(TIMSHINA et al., 2024; UPADHYAY et al., 2024). Este processo envolve a microbiota presente no material a ser compostado, juntamente com a presença de oxigênio, sob umidade adequada e equilíbrio entre os nutrientes, principalmente entre carbono e nitrogênio, favorecendo o desenvolvimento microbiano que irá decompor a matéria orgânica (MATURI E KALAMDHAD, 2023; GASTALDI et al., 2024). Quando ocorre o desenvolvimento da comunidade microbiana e o aumento de sua atividade metabólica, a fase termofílica favorece o incremento da temperatura e a decomposição de materiais recalcitrantes, além da inativação de microrganismos patogênicos e outros organismos indesejados (WANG et al., 2024b). Com a diminuição da disponibilidade de substrato para o crescimento microbiano e com as mudanças das características da comunidade de microrganismos colonizando o material compostado, ocorre a maturação e a estabilização do composto, caracterizado pela formação de substâncias húmicas (YANG et al., 2024).

A vermicompostagem é um processo que utiliza da ação de minhocas, juntamente com os microrganismos presentes em seus intestinos, para a decomposição de matéria orgânica e a formação do chamado vermicomposto, um material com grande interesse agrônomo, capaz de disponibilizar nutrientes e substâncias que estimulam o desenvolvimento vegetal (ENEBE E ERASMUS, 2023; AZIZI YEGANEH et al., 2024; POORNIMA et al., 2024; WANG et al., 2024). Através da alimentação das minhocas, o material sofre uma redução física de seu tamanho e é submetido à ação da flora intestinal, que contribui ainda mais para a estabilização destes materiais orgânicos, disponibilizando nutrientes e enriquecendo o micro ecossistema do vermicomposto (THAMIZHARASAN, AISHWARYA E GAJALAKSHMI, 2024). Este processo otimiza a transformação do material orgânico em húmus, uma vez que a atividade das minhocas contribui para a aeração da pilha de composto, enriquecendo o meio com substâncias orgânicas secretadas e diversificando a microbiota (ENEBE E ERASMUS, 2023; MU et al., 2024).

De acordo com Wang et al. (2024), a vermicompostagem é caracterizada por apresentar duas fases bem definidas, uma fase chamada de processos associados ao intestino, onde ocorre a homogeneização da matéria orgânica, a quebra das partículas pela digestão e excreção (Figura 1). Nesta fase a ação das minhocas cria um ambiente que favorece a ação microbiana posterior, uma vez que ocorre a diminuição do tamanho das partículas da matéria orgânica, elevando sua área específica, além do favorecimento da aeração do meio por conta das galerias formadas pelo deslocamento das minhocas ao longo do substrato (BALKRISHNA et al., 2024). Já a maturação e humificação ocorre na fase chamada de processos associados ao excremento, onde

ocorre a ação dos microrganismos, favorecendo a mineralização de nutrientes e o enriquecimento do vermicomposto com compostos orgânicos e inorgânicos produzidos pelos microrganismos (POORNIMA et al., 2024; WANG E CUI, 2024; WANG et al., 2024).

O vermicomposto apresenta diversas características de interesse agrônomo, uma vez que este material é rico em substâncias húmicas, matéria orgânica, diversidade microbiana que favorece o desenvolvimento vegetal, além de apresentar elevada capacidade de retenção de cátions e umidade (UPADHYAY et al., 2024, ZHAO et al., 2023). Seu teor de nutrientes está relacionado com o material orgânico que lhe deu origem e a disponibilidade destes nutrientes se relaciona com a capacidade dos microrganismos em mineralizar estes materiais (GHIMIRE et al., 2023; DUAN et al., 2024; WANG et al., 2024). A excreção de  $\text{CaCO}_3$  pelas glândulas calcíferas das minhocas contribui para elevar o pH do vermicomposto, favorecendo a disponibilidade de nutrientes e a atividade de microrganismos (ENEBE E ERASMUS, 2023; POORNIMA et al., 2024). Contudo, apesar das vantagens relacionadas ao uso de vermicomposto como fertilizante e substrato para o crescimento de plantas, este material pode apresentar desequilíbrio nutricional, sendo necessário corrigir desbalanços na disponibilidade de nutrientes (KAUR, 2023; ZENG et al., 2023). É neste sentido que estratégias de suprir essa dificuldade vem sendo empregadas, como o enriquecimento de vermicomposto com microrganismos funcionais e remineralizadores, por exemplo (PARASTESH, ALIKHANI E ETESAMI, 2019; DOS SANTOS PEREIRA et al., 2020; DAS et al., 2022).



**Figura 1.** Processos da vermicompostagem inspirado em WANG et al. (2024).

#### 4.6 Enriquecimento de vermicomposto

A fim de otimizar o processo de vermicompostagem, com objetivos de se alcançar um vermicomposto com melhor equilíbrio de nutrientes, diversidade microbológica e atividade enzimática, é feito o enriquecimento deste com microrganismos benéficos e fontes alternativas de nutrientes, como por exemplo, remineralizadores (DAS et al., 2021; JAFARI et al., 2021; TURAN et al., 2023). Desta forma, o produto final apresenta melhores características agrônômicas e favorece o desenvolvimento vegetal, além de contribuir para acelerar o processo de vermicompostagem, estabilizando a matéria orgânica e diminuindo as perdas de nutrientes por volatilização, lixiviação ou fixação (DE SOUSA et al., 2013; TURP et al., 2021).

Em revisão recente sobre o tema, Busato et al. (2020) evidenciaram como a pesquisa sobre as estratégias de enriquecimento microbiano nos processos de compostagem e de vermicompostagem estão despertando o interesse de pesquisadores em âmbito mundial, com aumento expressivo no número de trabalhos publicados entre os anos 2000 e 2018. Em trabalho de levantamento bibliográfico, Da Silva, Cordeiro & Da Rocha (2022) observaram que existem

diversos trabalhos que relacionam a utilização de microrganismos em processos de compostagem de resíduos orgânicos e estabilização da matéria orgânica, disponibilizando nutrientes e reduzindo o tempo necessário para a compostagem. Os trabalhos têm buscado solucionar questões relacionadas com a aplicação de microrganismos isolados ou em consórcios, número de aplicações, fases do processo para a aplicação dos microrganismos, afim de compreender os processos que resultem em compostos e vermicompostos com maior disponibilidade de nutrientes, seguros e obtidos em menor período de tempo.

Além do mais, quando inoculados microrganismos no processo de vermicompostagem, as plantas se beneficiam de serviços ambientais prestados por estes microrganismos, como por exemplo a supressão de pragas e doenças, a maior disponibilização de nutrientes e a resistência a estresses bióticos e abióticos (TURAN et al., 2023; THAMIZHARASAN, AISHWARYA E GAJALAKSHMI, 2024). Mal, Chattopadhyay & Chakrabarti (2021), ao inocular bactérias fixadoras de N<sub>2</sub> em vermicomposto, observaram maior disponibilidade de N e P no produto final, também observaram o potencial de enriquecimento microbiano devido a sobrevivência dos inóculos, gerando um biofertilizante mais biodiverso.

A inoculação de bactérias diazotróficas em vermicompostagem contribuiu para o incremento da quantidade de N, além de aumentar a disponibilidade de P em vermicomposto produzido com esterco bovino e torta de girassol (BUSATO et al., 2012). Das et al. (2016) observaram maior disponibilidade de nutrientes em vermicomposto enriquecido com microrganismos, diminuindo o tempo de estabilização da matéria orgânica. Liu et al. (2024a) ao estudarem o efeito da introdução de bactérias produtoras de ácido lático em vermicompostagem de esterco de ovelhas, constataram a degradação de compostos antibióticos favorecida pela ação conjunta dos microrganismos e minhocas. Dos Santos Pereira et al. (2020) em estudo utilizando o extrato aquoso de vermicomposto enriquecido com *Trichoderma spp.* no cultivo de pimentão, observaram supressão de galhas causadas por nematoides e estímulo no desenvolvimento vegetal.

Tendo em vista o exposto, este trabalho visa avaliar o efeito da inoculação microbiana em vermicompostos produzidos com a mistura de capim, esterco bovino e pó de rocha na disponibilidade de fósforo.

## **5- MATERIAL E MÉTODOS**

O projeto foi desenvolvido em 3 etapas: 1) Teste de compatibilidade entre os fungos *Trichoderma yunnanense* e *T. asperelloides*, da coleção de microrganismos do Laboratório de Química do Solo (LQS/UnB) e as bactérias cedidas pelo laboratório do Núcleo de Desenvolvimento de Insumos Biológicos para Agricultura – NUDIBA, da Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF): *Herbaspirillum seropedicae* (HRC54), *Paraburkholderia silvatlantica* (103), visando obter um consórcio microbiano eficiente na solubilização de fosfato; 2) Vermicompostagem de esterco bovino enriquecido com fosfato de rocha e microrganismos solubilizadores previamente selecionados a fim de otimizar os processos de decomposição da matéria orgânica e aumentar a disponibilidade de fósforo no vermicomposto; 3) Caracterização química do vermicomposto, ao longo do processo de vermicompostagem, de forma a compreender a influência do enriquecimento microbiano na estabilização do material orgânico e na disponibilidade de fósforo.

## **5.1 Localização do estudo**

O experimento foi conduzido na unidade de vermicompostagem do LQS/UnB, localizada, na Estação Experimental de Biologia (latitude  $-15.736465^\circ$  e longitude  $-47.881203^\circ$ ), pertencente à Universidade de Brasília (UnB). As análises foram realizadas no Laboratório de Química do solo da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV), Campus Darcy Ribeiro.

## **5.2 Microrganismos solubilizadores de fosfato**

### **5.2.1 Obtenção dos microrganismos solubilizadores de fosfato**

Os fungos utilizados neste estudo pertencem a coleção de microrganismos do LQS/UnB, que conta com 19 isolados fúngicos, obtidos de resíduos orgânicos em processo de compostagem. Desta coleção, 2 isolados, *Trichoderma yunnanense* e *T. asperelloides*, foram selecionados em função do potencial de solubilização de fosfato em meio de cultivo líquido, descrito por Pikovskaya (PIKOVSKAYA, 1948), denominados de F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*).

As bactérias utilizadas neste estudo foram cedidas pelo laboratório do Núcleo de Desenvolvimento de Insumos Biológicos para Agricultura – NUDIBA, da Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), sendo elas: *Herbaspirillum seropedicae* (HRC54) e *Paraburkholderia silvatlantica* (103).

### 5.2.2 Testes de compatibilidade entre microrganismos solubilizadores de fosfato

Os fungos do gênero *Trichoderma*, isolados F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*) foram testados quanto a compatibilidade com as bactérias *Paraburkholderia silvatlantica* (103) e *Herbaspirillum seropedicae* (HRC54), com o objetivo de obter um consórcio dos microrganismos compatíveis a serem avaliados no enriquecimento dos vermicompostos.

Os ensaios de compatibilidade fungo-bactérias foram realizados conforme Aguiar (2017). Para isto, os fungos foram crescidos em câmara de crescimento climatizada separadamente em placas de Petri contendo meio de cultura BDA, por 7 dias, a 28 °C. Já as bactérias foram crescidas durante 48 h em meio de cultivo líquido Dygs (pH 6,0), em incubadora do tipo “Shaker” sob agitação a 160 rpm, a 28 °C (DÖBEREINER et al., 1999), contendo 2g dextrose, 2g ácido málico, 1,5g peptona bacteriológica, 0,5g fosfato potássico, 2g extrato de levedura, 0,5g sulfato de magnésio, 1,5g ácido L- glutâmico e 1000mL água destilada e esterilizada. Discos de 5 mm foram então cortados no bordo das colônias dos fungos e foram inoculados no centro das placas de Petri contendo meio BDA. Nas extremidades das placas, divididas em 4 quadrantes, alíquotas de 10 µL das bactérias (4 pontos por placa) foram inoculadas e as placas foram incubadas em câmara de crescimento climatizada a 28 °C, durante 7 dias. Após esse período, foi avaliada a formação da zona de compatibilidade ou efeito de inibição do fungo sobre o crescimento das bactérias.

A compatibilidade entre os microrganismos foi classificada de acordo com o crescimento do fungo sobre a bactéria em: alta, média e baixa, como proposto por Aguiar (2017). Quando o fungo ultrapassou totalmente a superfície da bactéria foi considerada alta compatibilidade (C1); quando as hifas tocaram as superfícies das colônias bacterianas sem cobri-las, de média compatibilidade (C1/2) e foram consideradas de baixa compatibilidade (C2) no caso de o fungo não ter tocado as bordas das colônias bacterianas. Ensaio de compatibilidade entre os fungos também foi realizado, da mesma forma que apresentado e empregando-se os mesmos critérios de avaliação. Os isolados de fungos e bactérias que apresentaram alta compatibilidade foram utilizados no experimento de enriquecimento microbiano no processo de vermicompostagem.

## 5.3 Vermicompostagem

### 5.3.1 Produção do vermicomposto

A vermicompostagem foi realizada em módulos individuais de polietileno contendo as seguintes medidas, 31,5, 63 e 84 cm, com o volume igual 140 L. Torneiras de plástico e conexões de ½" foram instaladas na base das caixas para drenagem dos módulos de vermicompostagem. Como substrato foram utilizados esterco bovino curtido e fosfato natural de rocha ígnea na proporção de 80% e 20% (v/v), acrescido de 12 kg (base úmida) de capim colonião (*Panicum maximum*), de forma a ajustar a relação C:N final do substrato em 30:1. O material foi previamente compostado por 30 dias, sendo umedecido e revirado a cada 5 dias. Após este período, 500 minhocas da espécie *Eisenia foetida*, foram introduzidas em cada caixa, provenientes da unidade de vermicompostagem do LQS/UnB.

### 5.3.2 Enriquecimento microbiano de vermicompostos

Para avaliar a influência da inoculação de microrganismos na vermicompostagem de esterco bovino acrescido de 20% (v/v) de fosfato de rocha e, também no aumento da disponibilidade de fósforo presente no material. O fosfato de rocha foi adquirido comercialmente em Catalão – GO, na forma de concentrado apatítico, de origem ígnea (85% através da peneira, 0,075 mm) e apresentou 246,5 g kg<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> quando analisado por digestão em ácido sulfúrico e 37.3 g kg<sup>-1</sup> do P solúvel em ácido cítrico (2%).

Foram conduzidos 3 experimentos em simultâneo, com os mesmos tratamentos, diferindo apenas na quantidade de inoculações realizadas durante a vermicompostagem. Os quatro tratamentos foram: controle (sem inoculação microbiana), fungos isolados F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*), bactérias (inoculação com 2 bactérias diazotróficas: *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* – HRC54) e consórcio de fungos+bactérias. No primeiro experimento, os tratamentos inoculados receberam uma única inoculação, aos 30 dias após a introdução das minhocas (DAI). O segundo experimento, os tratamentos inoculados receberam duas aplicações dos inóculos, aos 30 e 45 DAI e, no terceiro experimento, os tratamentos inoculados receberam 3 aplicações dos inóculos, aos 30, 45 e 60 DAI.

Para a produção do inóculo, os fungos foram crescidos em placas de Petri com meio de cultivo BDA por 7 dias, sendo as placas raspadas com água destilada esterilizada, com objetivo de obter um número de esporos ajustado para  $10^8$  esporos/mL, com auxílio da câmara de Neubauer. As bactérias foram crescidas em meio de cultivo líquido DIGS, com pH 6,0 (Döbereiner et al., 1999) por 48 horas, e alíquotas de 1 mL de cada cultura líquida das bactérias foram ajustadas para  $10^8$  unidades formadoras de colônia/mL, a partir da leitura em espectrofotômetro da densidade óptica no comprimento de onda de 600 nm. O volume total de inóculos adicionados em cada aplicação microbiana foram 750mL, sendo o tratamento controle adicionado mistura de água destilada e meio de cultivo DIGS autoclavado e sem microrganismos, de modo a garantir as condições similares do experimento. Os tratamentos que enriquecidos com fungos receberam a mistura de 350mL de cada fungo utilizado no experimento, enquanto os tratamentos bactérias receberam mistura de 350mL de cada bactéria. Para o consórcio fungos e bactérias, foram utilizados 175mL de cada microrganismo. O inóculo foi aplicado com auxílio de um regador pulverizador para hortas de capacidade de 2 L, aplicado sobre a massa de resíduos e misturado com auxílio de um ancinho de jardinagem.

### **5.3.3 Análises químicas dos vermicompostos**

As coletas de material para avaliação dos atributos químicos e microbiológicos foram realizadas sempre antes da aplicação de microrganismos (nos tratamentos que receberam inoculação), da seguinte forma: primeira coleta, no momento da introdução das minhocas; segunda coleta aos 30 DAI, terceira coleta aos 45 DAI, quarta coleta aos 60 DAI e, a quinta e última coleta, aos 120 DAI, totalizando 5 períodos coletas. Para cada tratamento, foram coletadas 6 amostras simples, para formar 3 amostras compostas. As amostras então foram separadas em 2 grupos, sendo uma parte resfriada para as análises de pH, condutividade elétrica e, o restante foi seca ao ar para caracterização química.

O pH foi determinado em  $\text{CaCl}_2$  e água com a utilização de pHmetro (1:10 m/v) e, a condutividade elétrica em condutivímetro de bancada (1:5 m/v), utilizando o material fresco. Foram determinados os teores de carbono e nitrogênio (métodos de digestão úmida Walkley & Black e destilação Kijehdal) e os de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  e  $\text{Cu}^{2+}$ , por espectrometria de emissão atômica por plasma induzido (ICP-OES Thermo Fisher iCAP



Pro X Duo) após digestão ácida. Para a digestão 0,1g de vermicomposto foi digerido em microondas (Anton Paar Microwave Reaction System Multiwave 5000) a 180 °C por 15 minutos em solução contendo 9mL de HNO<sub>3</sub>, 3mL de HCl e 2mL de água destilada, sendo o volume do material digerido completado para 50mL com água destilada após digestão. Deste material, uma alíquota de 8,4mL foi retirada e teve seu volume completado para 50mL e analisado no ICP. Todos os métodos utilizados estão descritos no Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes, da Embrapa (Silva, 2009).

Os teores de P solúvel em água foram determinados empregando-se 1g do vermicomposto e 250 mL de água destilada, as amostras foram filtradas acrescentando porções de água destilada, tomando-se o cuidado para sempre manter o material em suspensão e adicionando novas porções de água após completa passagem da dose anterior, de modo a completar um volume de 250mL. O P solúvel em ácido cítrico 2% foi obtido usando 1g do vermicomposto e 100,0 mL de solução de ácido cítrico 2%, conforme Alcarde (2009), onde o material foi agitado por 30 minutos a 40rpm, tendo o sobrenadante filtrado logo em seguida em papel de filtragem média, com os primeiros 30mL sendo desprezados. Em ambos, uma alíquota do sobrenadante foi analisado após formação do complexo amarelo vanadato-molibdato, em 420 nm de comprimento de onda.

#### **5.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS**

A análise de dados resultantes dos 3 experimentos de vermicompostagem foi conduzida empregando a análise de variância de medidas repetidas (MANOVA), considerando como fontes de variação: o enriquecimento microbiano (controle, fungos, bactérias, consórcio fungos+bactérias) e o período de avaliação (0, 30, 45, 60 e 120 dias após a introdução das minhocas – DAI), sendo 0 o momento da introdução das minhocas e, para as variáveis que não responderam ao teste de suposição de esfericidade, foi aplicada a correção de Greenhouse-Geisser para o valor de p (AJIBADE et al., 2020).

Quando constatado efeito significativo para a fonte de variação ‘enriquecimento microbiano’, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância. As análises foram executadas com auxílio do programa R (versão 4.4.0), conforme orientações disponíveis em Datanovia (DATANOVIA, 2024).

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Teste de compatibilidade entre microrganismos solubilizadores

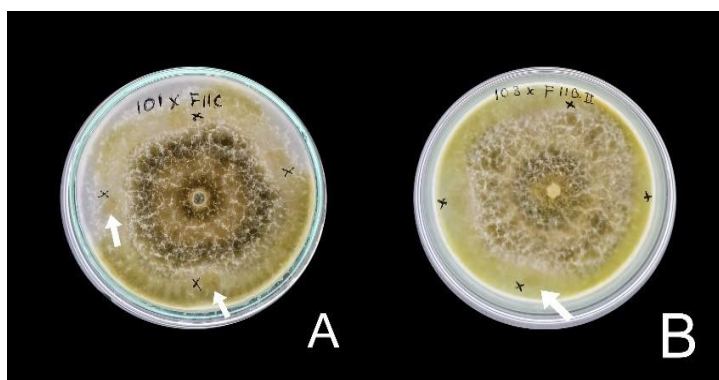
O teste de compatibilidade indicou que os fungos isolados F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*) e as bactérias diazotróficas *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* – HRC54) apresentaram alta compatibilidade (Tabela 1).

**Tabela 1.** Compatibilidade entre os fungos isolados F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*) e bactérias diazotróficas *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* – HRC54), avaliadas conforme descrito por Aguiar (2017).

Fungos	Bactérias	
	103	HRC54
FB11II	C1	C1
FB11III	C1	C1

\* alta compatibilidade (C1); média compatibilidade (C1/2); baixa compatibilidade (C2)

A alta compatibilidade entre os isolados fúngicos e as bactérias possibilitam a formulação de um inóculo contendo o consórcio dos microrganismos de interesse e pode ser observada na figura 2.



**Figura 2.** Ensaio de compatibilidade entre fungos e bactérias. Alta compatibilidade (C1). 101 (*Paraburkholderia silvatlantica*) e F11C (*Trichoderma spp.*) (A) e 103 (*Paraburkholderia silvatlantica*) e F11B II (*Trichoderma yunnanense*). As setas indicam o local onde foram inoculadas as bactérias.

Em estudos realizados por Reis et al. (2018), observou-se a interação mutualística de alta compatibilidade entre o fungo *T. longibrachiatum* isolado F476 com a bactéria *Herbaspirillum seropedicae*, junto a outros fungos do mesmo gênero. Ribeiro et al. (2021), conseguiu obter não só alta compatibilidade entre o fungo *T. longibrachiatum* e *Herbaspirillum seropedicae*, como também foi possível observar mesmo resultado entre *T. longibrachiatum* e *Paraburkholderia silvatlantica*, pela formação de agregados de hifas. Em estudo visando a biorremediação de áreas contaminadas com metais pesados, Qrbani & Hamzah (2020), observaram que a co-inoculação de bactérias *Comamonas aquática* e fungos *Fusarium solani*, além de apresentarem biocompatibilidade, estes organismos apresentavam sinergia, onde a redução das concentrações de metais pesados pela bactéria favoreciam o desenvolvimento fúngico e este, contribuía na disseminação bacteriana pelo meio de cultura. Através da liberação de biocompostos, os fungos possibilitam o crescimento das bactérias de forma que estas se desenvolvam em ambiente propício, facilitando a movimentação destas, além do transporte de nutrientes e fixação nas hifas, contribuindo para o desenvolvimento de ambos os organismos (ATAKPA et al., 2022).

### **6.3 Caracterização química dos vermicompostos**

#### **6.3.1.1 pH em água e CaCl<sub>2</sub>**

Ao longo do processo de vermicompostagem do esterco bovino e fosfato de rocha, no experimento 1 com aplicação única dos microrganismos, o pH em água apresentou variação significativa em função da época de avaliação e na interação entre os tratamentos com a aplicação dos microrganismos e a época de avaliação. Considerando a média dos tratamentos, o pH em água apresentou variação de 6,84 no momento da introdução das minhocas, reduzindo 6,52 aos 30 DAI e retornando a um valor próximo do inicial, no final da vermicompostagem, de 6,83.

Na interação entre os tratamentos de enriquecimento microbiano e o período de avaliação, foi possível verificar que em cada período de avaliação a aplicação dos fungos, bactérias ou do consórcio de fungos e bactérias resultou em alteração do pH em água em relação ao controle, exceto aos 45 DAI. No início do processo de vermicompostagem, aos 30 DAI,

observou-se que a redução significativa do pH com a aplicação dos fungos (6,47), bactérias (6,47) e no controle (6,52), em comparação ao consórcio fungos e bactérias (6,63) (Figura 3A).

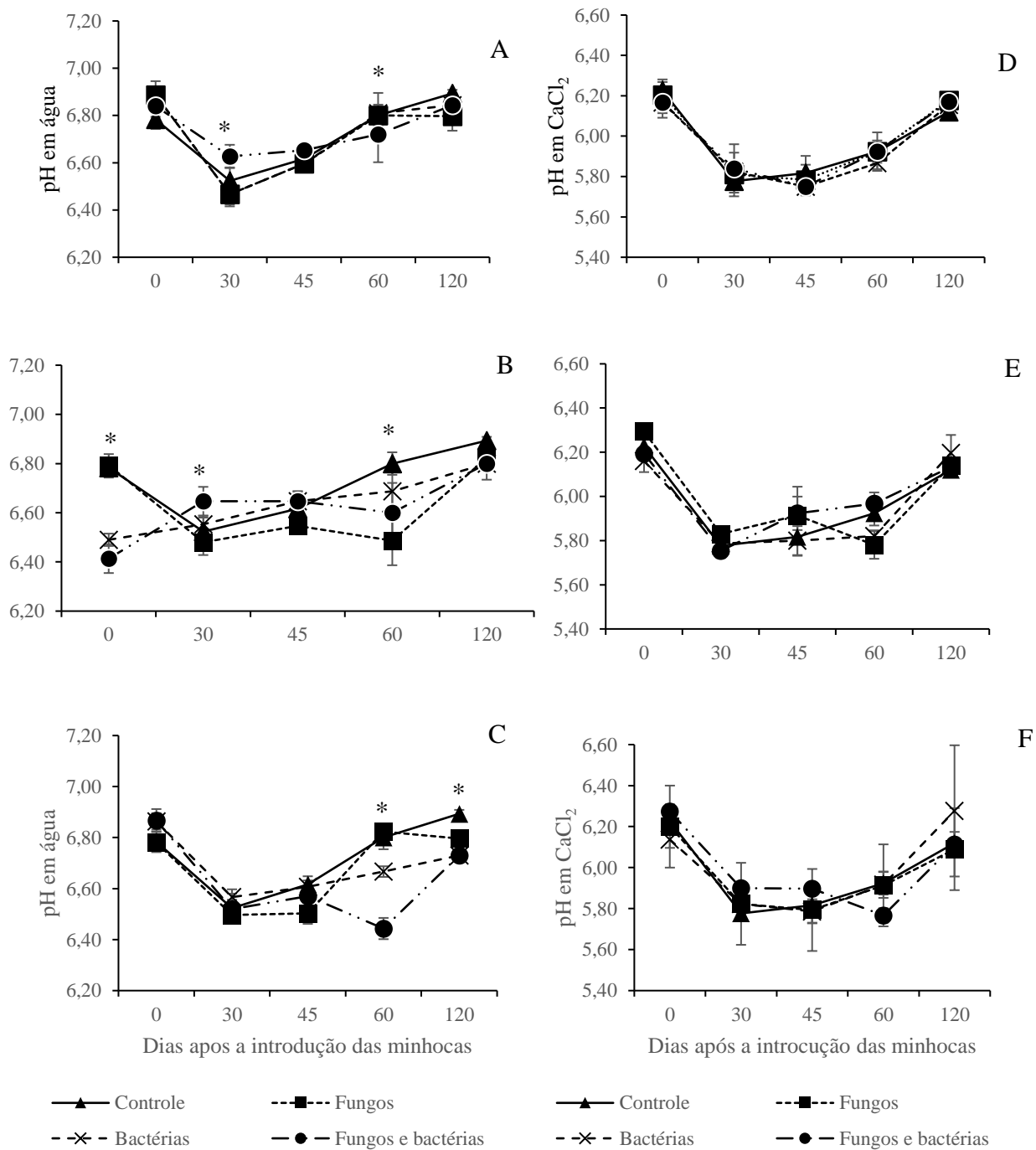
Já aos 60 DAI, essa situação se reverteu, com pH em água significativamente menor com a aplicação consorciada de fungos e bactérias (6,72) em comparação aos tratamentos com aplicação isolada de bactérias (6,81) ou de fungos (6,81), sendo que o controle não diferiu dos tratamentos inoculados (6,80).

No vermicomposto avaliado aos 120 DAI, a aplicação apenas com fungos (6,80) e apenas com bactérias (6,80) resultou em um pH em água significativamente menor que o controle (6,90). A aplicação do consórcio de fungos e bactérias resultou em um pH em água de 6,85, que não diferiu dos demais.

Os experimentos 2 e 3, com 2 e 3 aplicações dos microrganismos, resultou em um comportamento similar ao observado no experimento 1, exceto para a avaliação realizada aos 60 DAI (Figuras 3B e 3C). Neste período de avaliação, no experimento 2, com a aplicação dos microrganismos aos 30 e 45 DAI, observou-se que a aplicação isolada de fungos ou de bactérias resultou em uma redução significativa do pH em relação ao controle e o que recebeu o consórcio de fungos e bactérias. Já no experimento 3, com aplicação dos microrganismos aos 30, 45 e 60 DAI, apenas no vermicomposto com a aplicação isolada de bactérias foi constatada um aumento significativo da acidez em relação aos demais tratamentos.

O pH em  $\text{CaCl}_2$  é considerado uma medida mais precisa que o pH em água, uma vez que a medida de pH em água não é capaz de avaliar a atividade dos ácidos fracos presente nos solos ou em compostos orgânicos e é influenciada por pequenas quantidades de sais (Plieski et al., 2004).

Os tratamentos de enriquecimento microbiano não resultaram em alteração do pH em  $\text{CaCl}_2$ , sendo constatado apenas a variação ao longo do processo de vermicompostagem, com um aumento da acidez aos 30 (5,81), 45 (5,79) e 60 (5,89) DAI e posterior redução aos 120 DAI (6,15), similar ao observado no início da vermicompostagem (6,19).



**Figura 3.** pH em água dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C) e pH em CaCl<sub>2</sub> dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (D), em duas aplicações (E) e em três aplicações (F), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos; x – bactérias; ● – fungos e bactérias).

● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de pH dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação).

A IN n° 25 do MAPA (BRASIL, 2009) indica os valores mínimos de pH dos vermicompostos. De acordo com esta instrução normativa, o pH deve ser igual ou superior a 6,0 para poder ser utilizado na produção vegetal.

Vione et al. (2018), ao avaliarem diferentes vermicompostos com base de casca de arroz e esterco animais, também observaram diferenças entre os valores de pH em água e  $\text{CaCl}_2$ , em ambos os métodos, o pH observado se manteve acima do especificado pela IN n° 25/2009 do MAPA. O mesmo foi observado neste experimento, onde os valores de pH ao final da vermicompostagem foram superiores a 6. Srivastava et al. (2021), ao avaliarem a vermicompostagem de resíduos sólidos urbanos e esterco bovino por minhocas *Eisenia foetida*, também observaram a redução do pH em relação ao substrato utilizado, tal como observado no presente estudo. Esta redução de pH é encontrada em outros trabalhos de vermicompostagem (KARENGAN et al., 2019).

Schubert et al. (2019) relacionaram a diminuição do pH dos vermicompostos com a liberação de  $\text{CO}_2$  devido a respiração microbiana, mas também com a produção de ácidos orgânicos que favorecem a mineralização de nutrientes da matéria orgânica, a liberação de nitratos e nitritos e à produção de ortofosfatos. A produção de  $\text{CaCO}_3$ , intermediado pela enzima anidrase carbônica liberada pelas glândulas calcíferas das minhocas em contato com o  $\text{CO}_2$ , auxilia na tamponação do pH, favorecendo a manutenção deste próximo à neutralidade (VALENTE et al., 2018).

Nsiah-Gyambibi et al. (2022) também relacionam a diminuição do pH durante o processo de vermicompostagem com a produção de  $\text{CO}_2$  e a liberação de ácidos orgânicos responsáveis pela mineralização de nutrientes devido a estabilização da matéria orgânica. Raza et al. (2022) associam a diminuição do pH com a mineralização e bioconversão da matéria orgânica, a produção de  $\text{CO}_2$  e a presença de íons  $\text{NH}_4^+$ -N e ácidos húmicos. A degradação de proteínas e outros compostos orgânicos somados com a liberação de prótons  $\text{H}^+$  contribui para a diminuição do pH nas fases iniciais de vermicompostagem, contudo, com a diminuição da disponibilidade destes compostos e a decomposição de materiais recalcitrantes ocorre a formação de espécies alcalinas, tais como íons  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , que elevam o pH nas fases finais da vermicompostagem (SINGH et al., 2021). De acordo com Wang et al. (2024), a redução do pH durante o processo de vermicompostagem está relacionada com os grupos funcionais

carboxílicos presentes nas extremidades de ácidos orgânicos e ácidos húmicos produzidos durante a decomposição da matéria orgânica, contudo, dada a estabilização do vermicomposto o pH tende à neutralidade, fato que pode ser observado neste trabalho.

### 6.3.1.2 condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) foi influenciada pelo enriquecimento microbiano ao longo do processo de vermicompostagem (Figura 4). Verificou-se um aumento gradual, variando de  $1,71 \text{ mS cm}^{-1}$  no início do processo a  $2,21 \text{ mS cm}^{-1}$  no vermicomposto estabilizado, considerando a média de todos os tratamentos de enriquecimento microbiano.

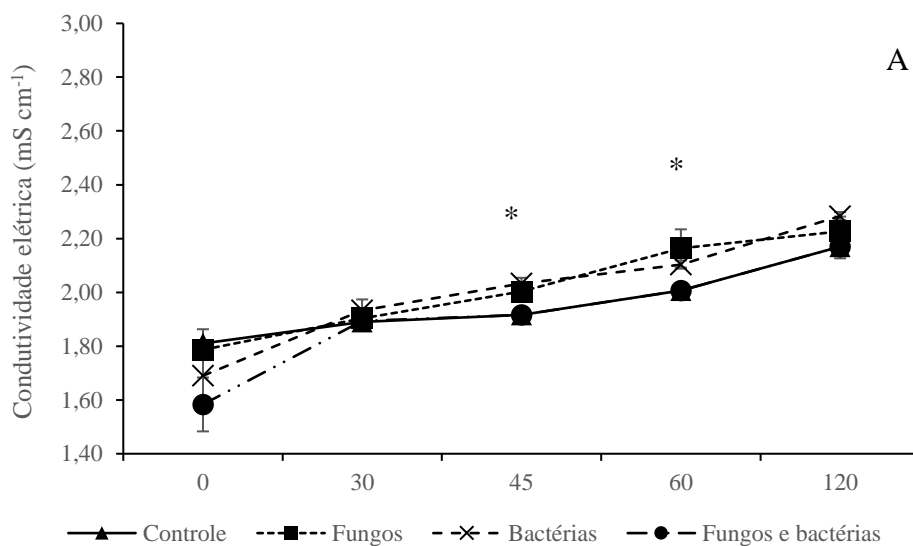
Avaliando a influência da interação entre os tratamentos de enriquecimento microbiano e o período de avaliação, no experimento 1 (Figura 4A) foi possível verificar ao início da vermicompostagem os tratamentos apresentaram uma pequena diferença, com maior valor de CE no controle ( $1,81 \text{ mS cm}^{-1}$ ), diferindo apenas do tratamento com o consórcio de fungos e bactérias ( $1,58 \text{ mS cm}^{-1}$ ). Os tratamentos com a aplicação isolada de fungos ( $1,79 \text{ mS cm}^{-1}$ ) e bactérias ( $1,69 \text{ mS cm}^{-1}$ ), não diferiram do controle.

Após 45 dias do início da vermicompostagem, os tratamentos com o consórcio de fungos e bactérias ( $1,91 \text{ mS cm}^{-1}$ ) e o tratamento controle ( $1,91 \text{ mS cm}^{-1}$ ) passaram a apresentar os menores valores de CE, enquanto os tratamentos com a aplicação isolada de fungos ou de bactérias, se mantiveram com os maiores valores de CE ( $2,0$  e  $2,03 \text{ mS cm}^{-1}$  respectivamente). Nas avaliações seguintes, essa tendência se manteve, alcançando na última avaliação aos 120 DAI, os valores de  $2,28 \text{ mS cm}^{-1}$  no vermicomposto enriquecido com bactérias, que diferiu significativamente dos demais, onde se observou a CE de  $2,23 \text{ mS cm}^{-1}$  no vermicomposto enriquecido com fungos e  $2,17 \text{ mS cm}^{-1}$  nos vermicompostos enriquecido com o consórcio de fungos e bactérias e no vermicomposto controle, que não diferiram entre si.

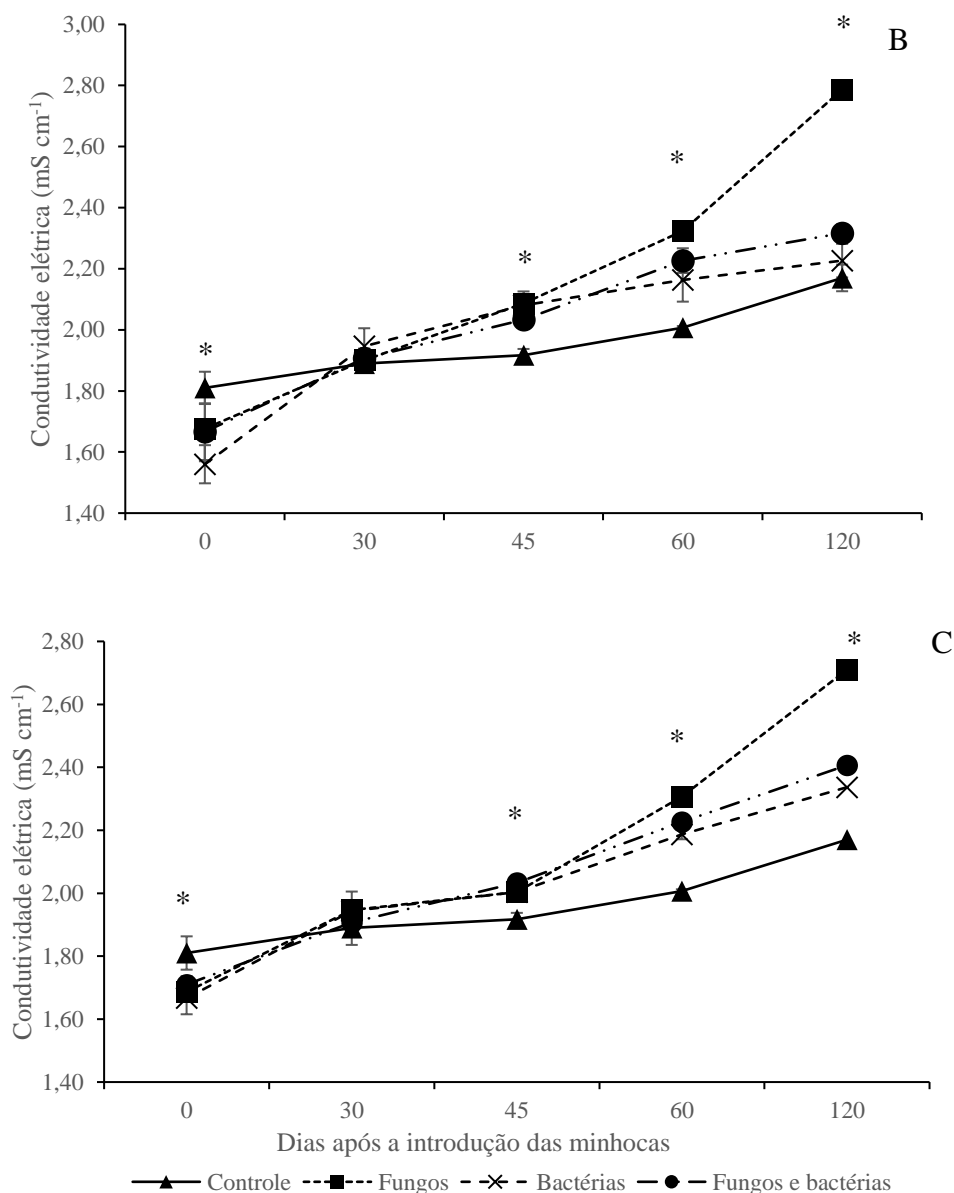
Nos experimentos 2 e 3 (Figura 4B e 4C), podemos ver o efeito da inoculação microbiana na CE dos vermicompostos. N experimento 2 (figura 4B), a inoculação de fungos no vermicomposto foi capaz de aumentar a CE em 39,06% quando comparados o final ( $2,79 \text{ mS cm}^{-1}$ ) e início ( $1,67 \text{ mS cm}^{-1}$ ) do experimento, sendo também o maior valor observado aos 60 ( $2,32 \text{ mS cm}^{-1}$ ) e 120 DAI e superando estatisticamente os demais tratamentos em ambos os períodos. Aos 45 e 60 DAI, todos os tratamentos inoculados com microrganismos superaram o tratamento controle ( $1,92$  e  $2,01 \text{ mS cm}^{-1}$  aos 45 e 60 DAI, respectivamente), enquanto a média

dos tratamentos inoculados aos 45 DAI foi  $2,03 \text{ mS cm}^{-1}$ . Aos 60 DAI, os tratamentos bactérias ( $2,16 \text{ mS cm}^{-1}$ ) e consórcio fungos+bactérias ( $2,23 \text{ mS cm}^{-1}$ ) foram iguais.

No experimento 3 (Figura 4C), os tratamentos que seriam inoculados com bactérias apresentam uma diferença significativa na CE em relação ao tratamento controle, contudo, após 30 dias de vermicompostagem, essa diferença é diluída. Aos 45 DAI, todos os tratamentos que receberam microrganismos (CE média  $2,03 \text{ mS cm}^{-1}$  e não diferindo entre si) apresentam CE superior ao tratamento controle ( $1,92, 2,01$  e  $2,17 \text{ mS cm}^{-1}$  aos 45, 60 e 120 DAI, respectivamente), sendo mantida esta diferença durante todo o processo de vermicompostagem. Aos 60 DAI, o tratamento fungos ( $2,31 \text{ mS cm}^{-1}$ ) apresenta maior CE, diferindo dos demais até o final do experimento, enquanto os tratamentos bactérias ( $2,19 \text{ mS cm}^{-1}$ ) e consórcio fungos+bactérias ( $2,23 \text{ mS cm}^{-1}$ ) não diferem entre si. Aos 120 DAI, todos os tratamentos apresentam diferença significativa entre si, sendo a CE do vermicomposto enriquecido com fungos  $2,71 \text{ mS cm}^{-1}$ . O tratamento consórcio fungos+bactérias ( $2,41 \text{ mS cm}^{-1}$ ) foi superior ao tratamento bactérias ( $2,34 \text{ mS cm}^{-1}$ ).







**Figura 4.** CE dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos; x – bactérias; ● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de CE dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação).

A matéria orgânica utilizada na produção do vermicomposto influencia diretamente na CE (CESTONARO et al., 2017). Singh et al. (2021) em experimento avaliando a vermicompostagem de mistura de folhas e esterco bovino, observaram que o incremento da CE do vermicomposto está associado com a liberação de sais devido a mineralização da matéria orgânica pelos processos de hidrólise e acidificação do meio, que produzem cátions orgânicos

e inorgânicos. Yuvaraj et al (2021) associam o incremento da CE durante o processo de vermicompostagem, principalmente nas fases de estabilização da matéria orgânica, com a formação de sais solúveis devido a mineralização dos compostos orgânicos. Desta forma, a CE dos vermicompostos é um parâmetro que está associado com a utilidade destes em sistemas de produção, relacionado com a disponibilidade de sais solúveis e fitotoxicidade (SINGH et al., 2022; LI et al., 2024).

Em experimentos utilizando esterco bovino como substrato para a produção de vermicomposto, foi possível observar o incremento da CE ao longo do processo, tal como ocorre neste trabalho (BALACHANDAR et al., 2021; SINGH et al., 2021). Por outro lado, Hrebecková et al. (2024), ao avaliarem o efeito da vermicompostagem da mistura de ervas invasoras, substratos de cogumelos e esterco bovino em diferentes proporções, observaram a redução da CE ao longo do processo devido a imobilização de sais na biomassa das minhocas e lixiviação ao longo do processo.

### **6.3.2 COT, NT e relação C:N**

#### **6.3.2.1 Carbono orgânico total (COT)**

Os teores de carbono orgânico totais (COT) dos vermicompostos foram influenciados pela inoculação microbiana ao longo do tempo, reduzindo significativamente ao longo do processo de vermicompostagem. A média do COT iniciou em 120,32 g kg<sup>-1</sup> e atingiu valor igual a 70,94 g kg<sup>-1</sup> no final da vermicompostagem no experimento 1 (figura 5A), representando uma redução de 41,04%.

A média do COT entre os tratamentos também foi influenciada devido a inoculação microbiana, sendo o tratamento bactérias aquele com menor teor de COT, 82,76 g kg<sup>-1</sup>, diferindo estatisticamente de todos os outros tratamentos. Os vermicompostos que receberam isolados fúngicos e o consórcio fungos+bactérias não apresentaram diferença estatística entre si, mas tiveram COT superior ao vermicomposto enriquecido com bactérias, 88,19 g kg<sup>-1</sup> e 87,76 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. O vermicomposto controle foi o que apresentou o maior teor de COT, 102,32 g kg<sup>-1</sup>, superior a todos os outros vermicompostos de acordo com o teste Tukey.

A interação entre a inoculação de microrganismos e o período de análise mostrou diferenças significativas nos teores de COT para cada tratamento, sendo que, no início da vermicompostagem não houve diferença entre os vermicompostos. Com a inoculação

microbiana, aos 30 DAI, o vermicomposto enriquecido com bactéria foi o único a apresentar redução em relação aos demais tratamentos ( $87,47 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto os inoculados com fungos ( $116,87 \text{ g kg}^{-1}$ ) ou o consórcio ( $115,43 \text{ g kg}^{-1}$ ) não diferiram entre si, sendo iguais ao vermicomposto controle ( $115,43 \text{ g kg}^{-1}$ ). Aos 45 DAI o COT de todos os vermicompostos enriquecidos com microrganismos apresentam diferença em relação ao controle ( $100,09 \text{ g kg}^{-1}$ ), com redução significativa deste parâmetro, sendo o vermicomposto enriquecido com bactérias ( $70,09 \text{ g kg}^{-1}$ ) o com menor COT, seguido do enriquecido com fungos ( $71,70 \text{ g kg}^{-1}$ ) e do consórcio ( $74,50 \text{ g kg}^{-1}$ ).

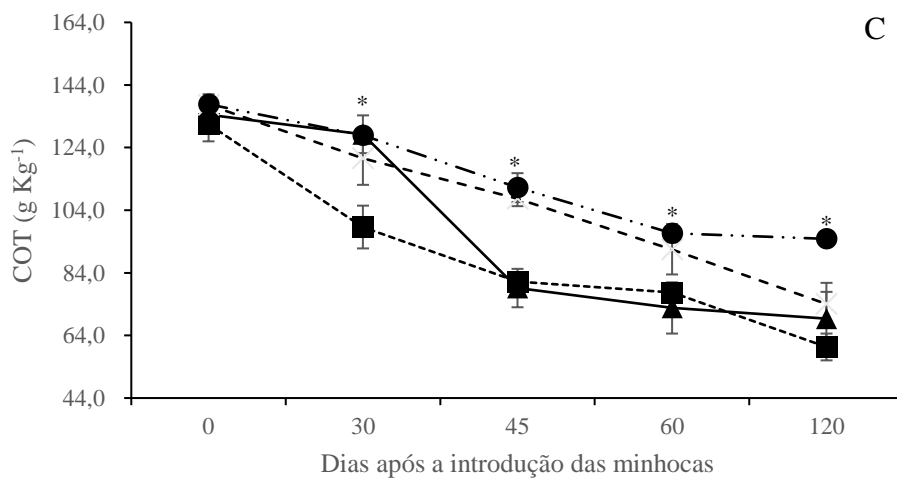
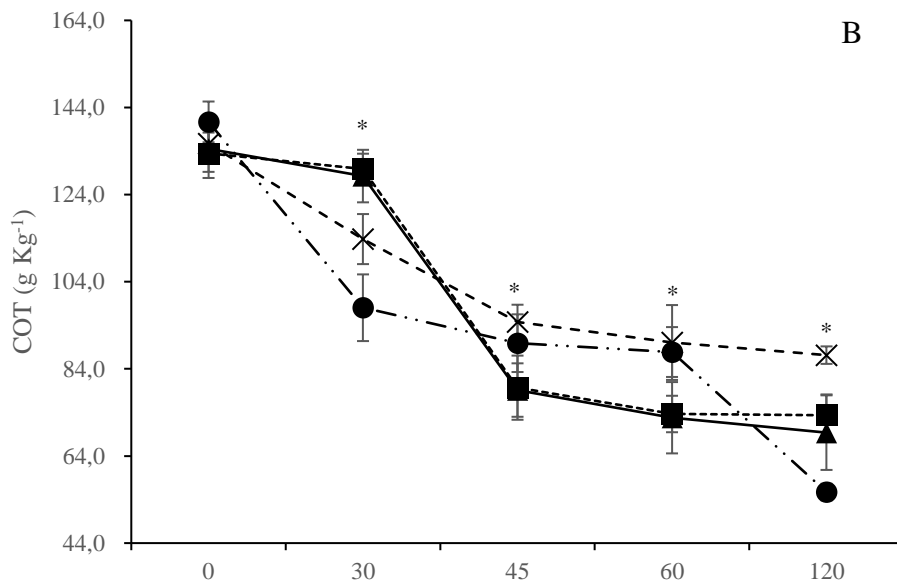
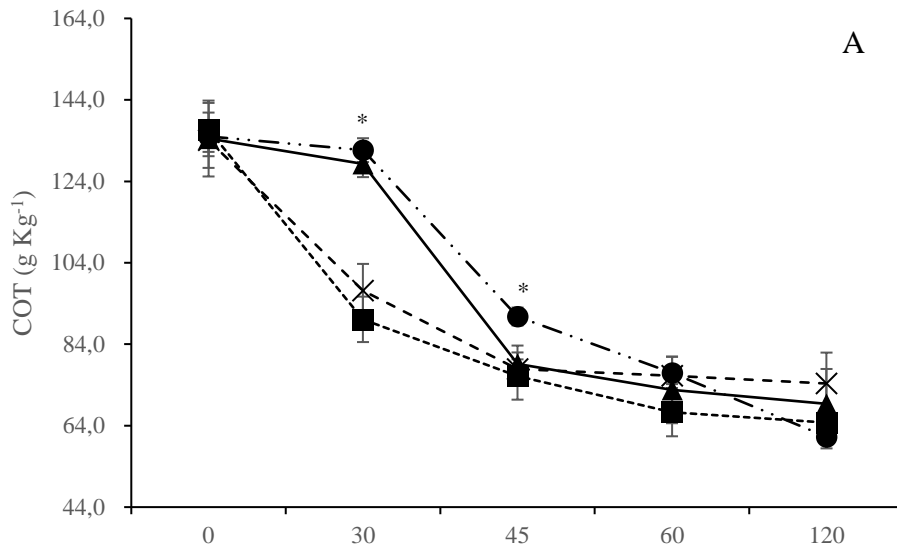
Aos 60 DAI e 120 DAI este comportamento se mantém, não havendo diferença entre os vermicompostos enriquecidos com microrganismos, sendo estes menores em relação ao controle ( $85,36 \text{ g kg}^{-1}$  aos 120 DAI). Contudo, o vermicomposto enriquecido com o consórcio microbiano é aquele que apresenta maior redução do COT ( $65,50 \text{ g kg}^{-1}$  aos 120 DAI), seguido pelo vermicomposto enriquecido com fungos ( $66,01 \text{ g kg}^{-1}$  aos 120 DAI) e bactérias ( $66,91 \text{ g kg}^{-1}$  aos 120 DAI).

Nos experimentos 2 e 3 (figuras 5B e 5C), que receberam 2 e 3 inoculações microbianas, também foi observada a redução do COT médio em função do enriquecimento microbiano, contudo, a maior redução do COT médio aconteceu no vermicomposto inoculado com bactérias ( $77,56 \text{ g kg}^{-1}$ ) no experimento 2 e, com o consórcio ( $84,99 \text{ g kg}^{-1}$ ) no experimento 3.

A influência do enriquecimento microbiano ao longo do tempo, nos experimentos 2 e 3 também diminuiu o COT dos vermicompostos de forma significativa. Ao longo do tempo, dos 30 DAI até 60 DAI o vermicomposto que recebeu bactérias no experimento 2, foi o que apresentou menor teor de COT de acordo com o teste Tukey. Porém, ao final do experimento, aos 120 DAI, o vermicomposto que recebeu fungos ( $54,28 \text{ g kg}^{-1}$ ) teve maior redução do COT, igual ao vermicomposto enriquecido com bactérias ( $58,27 \text{ g kg}^{-1}$ ) e menores que o consórcio microbiano ( $78,43 \text{ g kg}^{-1}$ ) e o controle ( $85,43 \text{ g kg}^{-1}$ ), que apresentaram maiores teores de COT e não diferiram entre si. No experimento 3, o vermicomposto que recebeu 3 aplicações do consórcio fungos+bactérias apresentou a maior redução do COT durante todo o processo de vermicompostagem, variando de  $126,62 \text{ g kg}^{-1}$  no início da vermicompostagem a  $50,14 \text{ g kg}^{-1}$  aos 120 DAI, com exceção aos 60 DAI, quando o vermicomposto enriquecido com bactérias apresentou menor teor ( $69,23 \text{ g kg}^{-1}$ ), diferindo de todos os outros tratamentos.

Ao final do experimento, aos 120 DAI, o vermicomposto enriquecido com o consórcio ( $50,14 \text{ g kg}^{-1}$ ) e o enriquecido com bactérias ( $50,13 \text{ g kg}^{-1}$ ) não apresentaram diferença

estatística entre si, sendo os menores teores de COT. O vermicomposto enriquecido com fungos ( $66,63 \text{ g kg}^{-1}$ ) teve redução de COT maior em relação ao vermicomposto controle ( $85,36 \text{ g kg}^{-1}$ ), porém foi inferior aos outros dois.



—▲— Controle    -■- Fungos    -·- Bactérias    -●- Fungos e bactérias

**Figura 5.** COT ( $\text{g kg}^{-1}$ ) dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem ( $\Delta$  - controle;  $\square$  – fungos;  $\times$  – bactérias;  $\bullet$  – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de COT dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação).

A redução dos teores de COT estão relacionadas com a perda de carbono na forma de  $\text{CO}_2$  para a atmosfera e sua mineralização, devido o metabolismo de carbono promovido pelas minhocas e pelos microrganismos em função da decomposição da matéria orgânica (CHEN et al., 2023; THAMIZHARASAM et al., 2024). Devi et al. (2020) ao avaliarem o efeito da vermicompostagem na estabilização de matéria orgânica utilizando três espécies de minhocas em resíduos do cultivo de cogumelos, observaram a redução significativa do COT em decorrência da mineralização de carbono e formação de  $\text{CO}_2$ . Preethee et al. (2022) também observaram que minhocas apresentam a capacidade de reduzir o teor de COT do substrato ao avaliar a vermicompostagem de folhas e mistura de esterco de elefante e esterco bovino, onde a redução do COT chegou a 55,72%. Zhou et al. (2022), ao avaliarem o efeito da vermicompostagem de esterco suíno também observaram a redução do COT, corroborando o fato de que a vermicompostagem é uma forma eficiente de estabilizar a matéria orgânica. Rahbar Shiraz, Jalili, & Bahmanyar (2020), ao analisarem o efeito da inoculação de *Helothiobacillus neapolitanus* em vermicomposto enriquecido com fosfato de rocha, observou uma redução significativa do teor de COT em decorrência da decomposição da matéria orgânica.

Valente et al. (2018) e Thamizharasan et al (2024) apontam que a produção da enzima anidrase carbônica, secretada pelas glândulas calcíferas das minhocas, em contato com o  $\text{CO}_2$  liberado pelos microrganismos, produz  $\text{CaCO}_3$ , que além de contribuir com o efeito tampão sobre o pH, diminui as perdas de carbono para a atmosfera. Quando se movimentam e por conta da produção de muco e polissacarídeos excretados, as minhocas favorecem a atividade microbiana, auxiliando na mineralização de carbono na formação de substâncias húmicas e, além disso, a respiração destes organismos dentro das vermicomposteiras produz  $\text{CO}_2$ , contribuindo para a redução dos teores de COT (CHEN et al., 2023). As minhocas e os microrganismos fixam parte do carbono na sua biomassa, diminuindo os teores de COT do substrato (SOUZA et al., 2020).

A IN n° 25 do MAPA (2009) indica os teores mínimos de C presentes nos vermicompostos. De acordo com esta instrução normativa, o teor de C orgânico deve ser igual ou superior a 10%, para poder ser utilizado na produção vegetal. Como o esterco bovino utilizado na produção deste experimento era naturalmente baixo em C, o produto final não atingiu este parâmetro, ficando todos os vermicompostos produzidos abaixo da cota necessária para a sua utilização. O tempo de vermicompostagem e a espécie de minhocas utilizada influencia na qualidade físico-química do vermicomposto, além disso, as características do esterco bovino influenciam na qualidade do vermicomposto (VALENTE et al., 2018).

### **6.3.2.2 Nitrogênio Total (NT)**

Os teores de nitrogênio total foram influenciados pelo enriquecimento microbiano em todos os 3 experimentos, sendo os tratamentos que receberam o consórcio microbiano e os tratamentos enriquecidos com bactérias aqueles que apresentaram maiores teores médios de NT. Ao avaliar o efeito do enriquecimento microbiano ao longo do tempo, o experimento 1 não apresentou diferença significativa entre os tratamentos (Figura 6A), contudo, podemos observar o aumento do teor de NT médio aos 45 DAI nos experimentos 2 e 3 (Figuras 6B e 6C), seguido de redução de NT ao final do experimento.

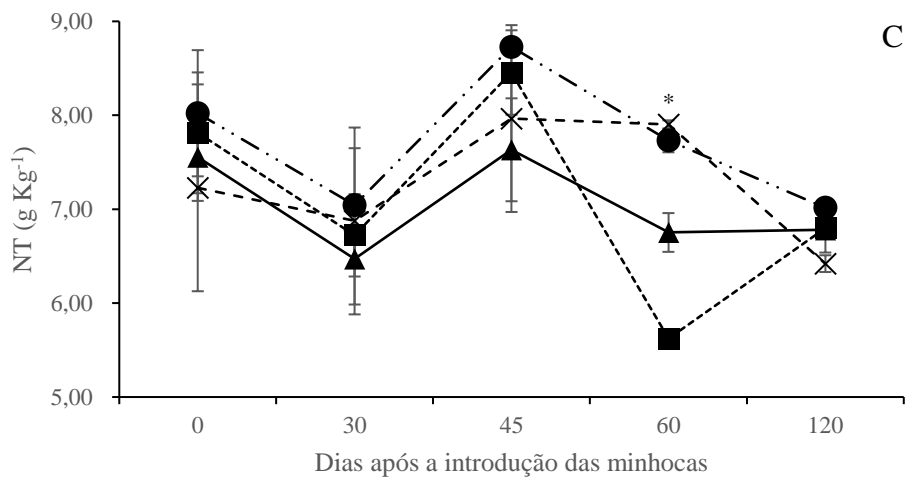
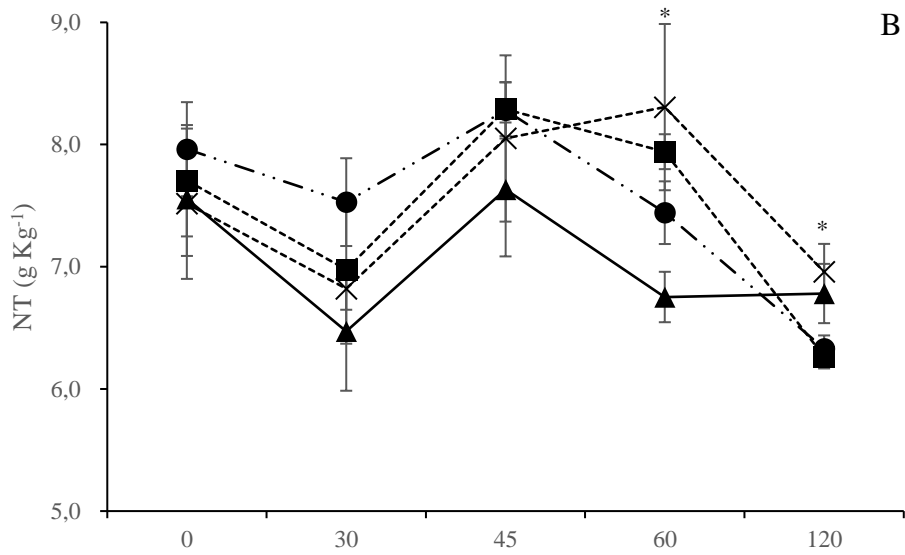
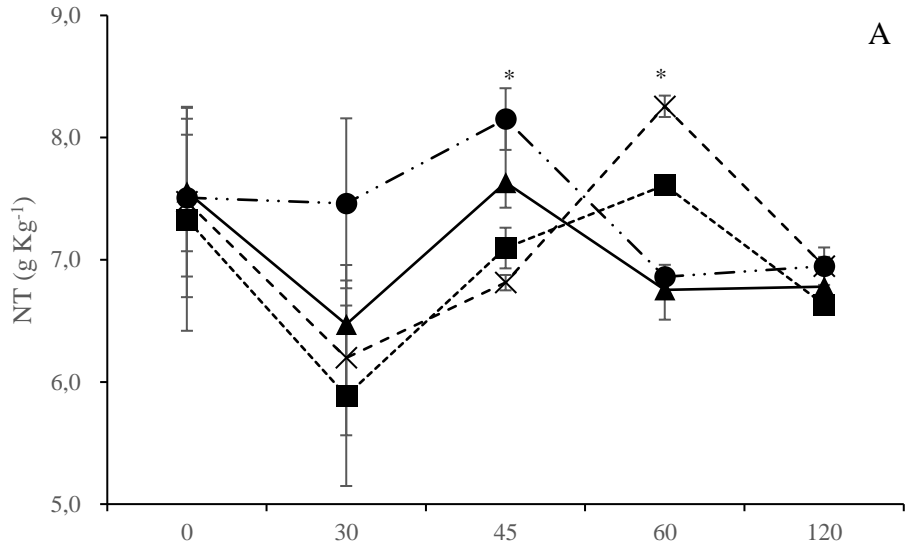
A interação entre o enriquecimento microbiano e o período de análise dos vermicompostos, foi possível verificar que os tratamentos não apresentavam diferença significativa no momento de introdução das minhocas, contudo, 30 DAI, nos experimentos 1 e 2 houve diferença entre os teores de NT. No experimento 1, o vermicomposto enriquecido com o consórcio microbiano apresentou teor de NT maior que os demais (7,46 g kg<sup>-1</sup>), enquanto os vermicompostos enriquecidos com fungos (5,88 g kg<sup>-1</sup>), bactérias (6,19 g kg<sup>-1</sup>) e controle (6,47 g kg<sup>-1</sup>) não diferiram entre si. No experimento 2, o vermicomposto controle (6,47 g kg<sup>-1</sup>) apresentou o menor teor de NT, diferenciando apenas do vermicomposto que recebeu o consórcio microbiano (7,52 g kg<sup>-1</sup>), enquanto os vermicompostos que receberam fungos (6,97 g kg<sup>-1</sup>) e bactérias (6,84 g kg<sup>-1</sup>) não diferiram dos demais.

Aos 45 DAI, no experimento 1 (Figura 6A), os teores de NT apresentam diferença significativa entre os vermicompostos, sendo o vermicomposto enriquecido com bactérias (6,81 g kg<sup>-1</sup>) aquele que apresenta menor teor de NT, enquanto o que recebeu o consórcio (8,15 g kg<sup>-1</sup>) apresenta o maior teor de NT.

Aos 60 DAI os vermicompostos que receberam microrganismos apresentaram maiores teores de NT quando comparados ao vermicomposto sem enriquecimento ( $6,75 \text{ g kg}^{-1}$ ), contudo o vermicomposto enriquecido com o consórcio microbiano não apresentou diferença estatística significativa do controle. O que recebeu bactérias ( $8,25 \text{ g kg}^{-1}$ ) foi o com maior teor de NT e o que recebeu fungos ( $7,61 \text{ g kg}^{-1}$ ) foi superior apenas ao consórcio e sem inoculação.

Nos experimentos 2 e 3 (Figuras 6B e 6C), aos 60 DAI foi possível verificar diferença significativa entre os vermicompostos, sendo aquele que recebeu bactérias o com maior teor de NT em ambos os experimentos,  $8,30 \text{ g kg}^{-1}$  e  $7,90 \text{ g kg}^{-1}$ , respectivamente. No experimento 2, o tratamento controle ( $6,75 \text{ g kg}^{-1}$ ) foi o menor e não diferiu do consórcio ( $7,44 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto no experimento 3, o tratamento fungos ( $5,62 \text{ g kg}^{-1}$ ) foi o menor teor de NT e não diferiu do controle ( $6,75 \text{ g kg}^{-1}$ ). Nos três experimentos ocorreram redução do teor de NT dos vermicompostos, não havendo diferença significativa entre os tratamentos aos 120 DAI.





—▲— Controle    -■- Fungos    -×- Bactérias    -●- Fungos e bactérias

**Figura 6.** NT ( $\text{g kg}^{-1}$ ) dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem ( $\Delta$  - controle;  $\square$  – fungos;  $\times$  – bactérias;  $\bullet$  – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias de NT dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação).

Os dados do presente trabalho diferem daqueles encontrados na literatura, uma vez que é relatado o incremento dos teores finais de NT devido o processo de vermicompostagem (BUSATO et al., 2012; PREETHEE et al., 2022; ZHAO et al., 2023). Devi et al. (2023) também observaram um incremento nos teores de N em vermicomposto utilizando *Eisenia fetida* na ordem de 1,53 a 2,46 vezes em relação ao material de origem, diferente do presente trabalho, onde o teor de N ao final do experimento foi menor quando comparado com o teor inicial.

Este comportamento pode ser justificado pela perda de N pela lixiviação de compostos nitrogenados ou pela formação de compostos voláteis, como a formação de amônia (SOUZA et al., 2020). Um dos fatores que interferem na mineralização de N é a umidade relativa do substrato, quando esta umidade está muito elevada ocorre a perda de N para a atmosfera devido a formação de gases e volatilização do N (RAZA et al., 2024). Outro fator que pode influenciar a diminuição de N é a baixa relação C:N do substrato, indicando maior taxa de imobilização pela microbiota (ZHANG et al., 2024).

Contudo, podemos observar que existe uma correlação entre o teor de N e a inoculação de microrganismos, sendo possível observar que os vermicompostos que receberam bactérias ou o consórcio microbiano apresentam maior concentração de N durante a vermicompostagem quando comparados ao tratamento controle. Este comportamento também foi observado por (BUSATO et al., 2012), ao avaliarem o efeito da inoculação de bactérias fixadoras de N em vermicompostagem. As bactérias utilizadas neste experimento são sabidamente fixadoras de  $\text{N}_2$ , contribuindo para o incremento de NT nos vermicompostos em relação ao tratamento sem inoculação (PERIN et al., 2006; BUSATO et al., 2012; CHUBATSU et al., 2012). Apesar deste incremento dos teores de NT, ao final do processo de vermicompostagem é possível identificar a perda de N, seja pela lixiviação, seja pela volatilização de N, sendo indicado a utilização do vermicomposto antes de completar os 120 dias de vermicompostagem.

A IN n° 25/2009 do MAPA (BRASIL, 2009) indica os teores mínimos de N presentes nos vermicompostos. De acordo com esta instrução normativa, o teor de N deve ser igual ou superior a 0,5% para poder ser utilizado na produção vegetal.

### 6.3.2.3 Relação C:N

Ao longo da vermicompostagem ocorreu diminuição gradual da relação C:N média dos vermicompostos, iniciando em 16:1 e reduzindo para 10:1 aos 120 DAI, no experimento 1 (Figura 7A). A relação C:N média foi influenciada pelo enriquecimento microbiano, sendo menor nos vermicompostos que receberam bactérias nos experimentos 1 e 2 (Figuras 7A e 7B), contudo, no experimento 3 (Figura 7C), o vermicomposto enriquecido com o consórcio fungos+bactérias apresentou menor relação C:N média. Nos três experimentos o vermicompostos controle apresentou a maior relação C:N média.

A interação entre enriquecimento microbiano e tempo de vermicompostagem indica a redução gradual da relação C:N dos vermicompostos. No experimento 1 (Figura 7A), os vermicompostos que receberam uma única inoculação de microrganismos apresentavam relação C:N no momento de introdução das minhocas próxima a 16:1, devido ao uso de esterco bovino previamente curtido e relativamente baixo em teores de C, não existindo diferença entre si. Aos 45 DAI, 20 dias após a introdução dos microrganismos, a relação C:N atinge valores próximos a 10:1 nos vermicompostos que receberam fungos e bactérias, e no vermicomposto que recebeu o consórcio microbiano a relação C:N ficou próximo de 9:1, sendo a menor relação e não diferindo dos outros tratamentos que receberam microrganismos. Neste mesmo período o vermicomposto controle foi aquele que manteve maior relação C:N, 13:1 e manteve este comportamento durante todo o experimento.

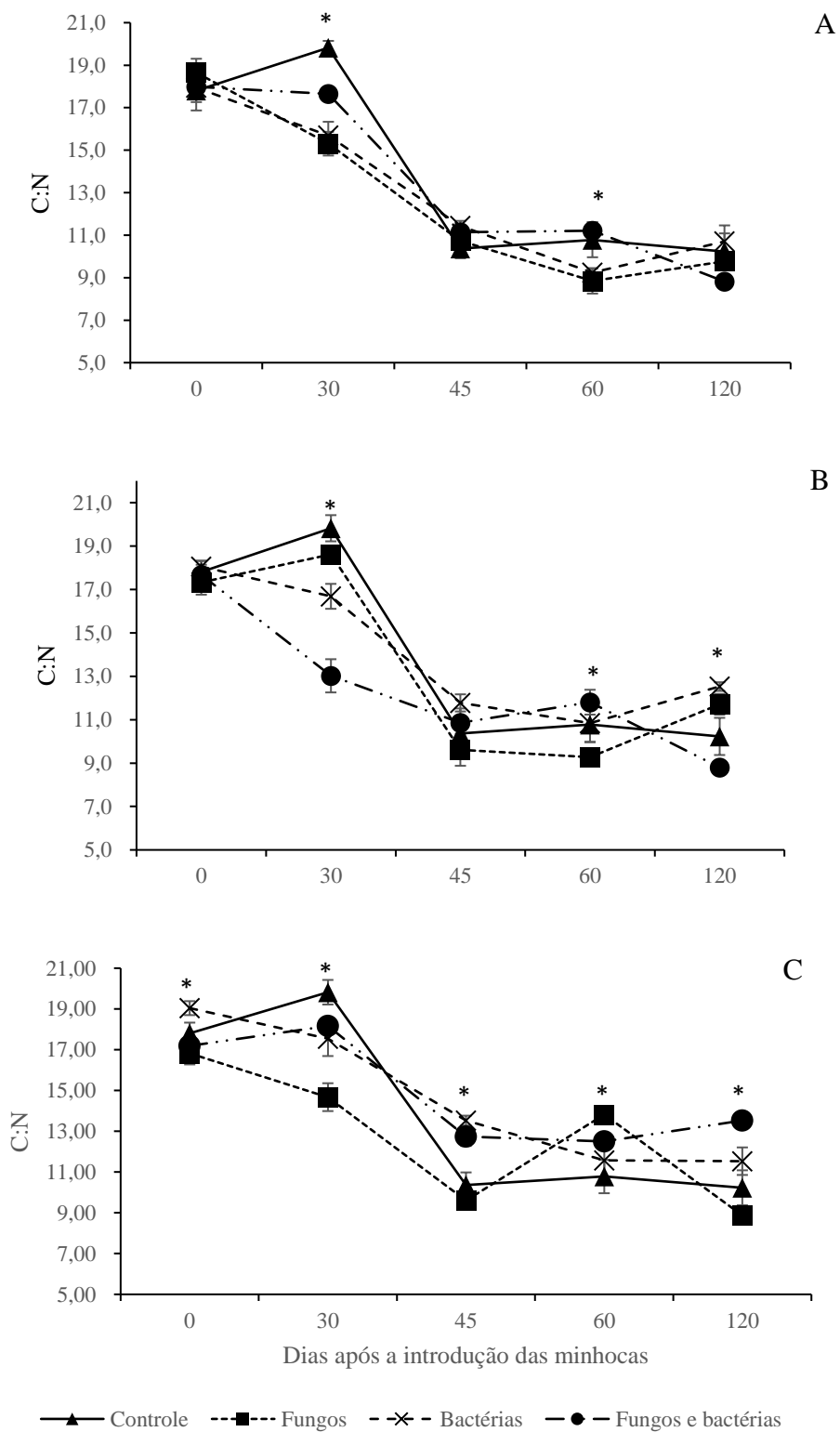
Aos 60 DAI o vermicomposto enriquecido com bactérias e o tratamento enriquecido com fungos atingem ambos a relação C:N 8:1, contudo não diferem do vermicomposto enriquecido com o consórcio microbiano, que apresentou relação C:N 9:1. O vermicomposto controle teve relação C:N 12:1, diferindo de todos os outros. Aos 120 DAI todos os vermicompostos enriquecidos apresentam relação C:N 9:1, similar entre si e menores que o vermicomposto controle (12:1).

Nos experimentos 2 e 3 (Figuras 7B e 7C) a relação C:N teve um comportamento similar. No experimento 2, o vermicomposto enriquecido com bactérias foi o com menor relação C:N, iniciando em 15:1 no momento de introdução das minhocas e reduzindo para 8:1 aos 120 DAI. O vermicomposto enriquecido com fungos se comportou da mesma maneira, sendo similar ao vermicomposto enriquecido com bactérias, contudo, aos 60 DAI teve relação

C:N próxima de 9:1, não diferindo do vermicomposto enriquecido com o consórcio (10:1). O vermicomposto enriquecido com o consórcio apresentou relação C:N inferior ao vermicomposto controle apenas aos 45 DAI, quando sua relação C:N era 10:1 e igual aos outros vermicompostos enriquecidos com microrganismos. Nas outras épocas de análise este vermicomposto não diferiu do tratamento controle, tendo relação C:N 12:1 aos 120 DAI.

No experimento 3 (Figura 7C), os vermicompostos que receberam três inoculações de microrganismos tiveram redução da relação C:N ao longo da vermicompostagem, sendo o vermicomposto enriquecido com o consórcio microbiano a menor relação C:N, no início do experimento a relação C:N 16:1 e reduzindo para relação C:N 7:1 aos 120 DAI. Aos 60 DAI a relação C:N dos vermicompostos enriquecidos com fungos (11:1) e com bactérias (10:1) eram similares entre si e não diferiam do vermicomposto enriquecido com o consórcio (9:1), nem do vermicomposto controle (13:1).

Aos 60 DAI o vermicomposto enriquecido com fungos (14:1) apresentou a maior relação C:N, superando inclusive o vermicomposto controle (13:1). Isso se deu devido ao excesso de umidade presente no módulo de vermicompostagem, favorecendo a perda de N para a atmosfera. Neste mesmo período, o vermicomposto enriquecido com bactérias teve a menor relação C:N, 8:1, sendo similar ao vermicomposto enriquecido com o consórcio microbiano (10:1) que não diferiu do tratamento controle. Aos 120 DAI os vermicompostos enriquecidos com o consórcio microbiano (7:1) e enriquecido com bactérias (8:1) apresentaram relação C:N similar de acordo com o teste Tukey. O vermicomposto controle (12:1) foi o com maior relação C:N, diferindo dos demais, exceto do vermicomposto enriquecido com fungos (9:1), que não diferiu de nenhum tratamento.



**Figura 7.** Relação C:N dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos; x – bactérias;

● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias das relações C:N dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação).

A IN n° 25 do MAPA (2009) indica relação C:N máxima presentes nos vermicompostos. De acordo com esta instrução normativa, a relação C:N deve ser igual ou inferior a 14 para poder ser utilizado na produção vegetal.

A relação C:N é um dos indicadores de estabilidade da matéria orgânica, sendo comumente utilizado para indicar a maturação do vermicomposto (WANG et al., 2024). Contudo, este não deve ser utilizado como único fator para avaliar a estabilidade da matéria orgânica, uma vez que não é capaz de expressar o potencial de mineralização do N nem a natureza das formas de C (VALENTE et al., 2018). Raza et al. (2024) pontuam que a vermicompostagem é um processo que contribui para a redução da relação C:N, uma vez que, devido a atividade detritívora das minhocas e sua movimentação pelo substrato, a atividade microbiana é otimizada, uma vez que a quantidade de oxigênio disponível nas vermicomposteiras favorece a decomposição da matéria orgânica, diminuindo a quantidade de C e incrementando o N.

Com a respiração cutânea das minhocas e da microbiota, o C do substrato é mineralizado ou convertido em CO<sub>2</sub>, diminuindo o teor de COT e, conseqüentemente, diminuindo a relação C:N, elevando os teores de N no vermicomposto (YADAV et al., 2019; CAI et al., 2022). A fragmentação e homogeneização da matéria orgânica que ocorre devido a ingestão pelas minhocas devido à atividade muscular do sistema digestivo, juntamente com a produção de muco e a liberação de enzimas, reduzem o conteúdo de carbono liberado nos excrementos e contribui para a diminuição da relação C:N (NSIAH-GYAMBIBI et al., 2021).

A redução da relação C:N é observado em outros trabalhos de vermicompostagem (DEVI & KHWAIRAKPAM, 2020; JAYAKUMAR et al., 2022; TIPPAWAN et al., 2022), tal como observado neste trabalho.

### **6.3.3 Macro e micronutrientes e elementos químicos de interesse**

Os nutrientes apresentaram comportamento variado em decorrência da inoculação dos microrganismos nos três experimentos (Anexos 2, 3 e 4).

Ao final do processo de vermicompostagem, os teores de P, Ca, Mg, K, e Na tiveram incremento, enquanto os teores de Mo, Fe, Mn, Ni, Cu e Co diminuíram, no experimento 1 (Tabela 2). Quando comparados os efeitos de inóculos, a inoculação microbiana teve efeito significativo nos teores de Mg, K, Na, Ni, Zn, Mo, Mn, Cu e Co. A interação entre inóculo e época se mostrou significativa para todas as variáveis analisadas.

Os teores de P aumentaram para todos os vermicompostos, sendo que os teores iniciais dos tratamentos bactérias e fungos+bactérias eram menores em relação aos tratamentos controle e fungos, sendo o tratamento bactérias o menor teor de P ( $5,95 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto o teor de P do tratamento fungo+bactéria ( $6,25 \text{ g kg}^{-1}$ ) não diferiu deste de acordo com o teste Tukey. Os tratamentos controle ( $7,76 \text{ g kg}^{-1}$ ) e fungos ( $7,34 \text{ g kg}^{-1}$ ) também não apresentaram diferença. Ao final do experimento foi possível observar incremento no teor de P em todos os tratamentos, sendo o vermicomposto inoculado com fungo ( $8,28 \text{ g kg}^{-1}$ ) o que apresentou o maior teor de P, diferindo apenas do vermicomposto inoculado com bactérias ( $7,57 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto os vermicompostos inoculados com fungos+bactérias ( $8,20 \text{ g kg}^{-1}$ ) e o controle ( $8,14 \text{ g kg}^{-1}$ ) não diferiram dos demais.

Os teores de Ca apresentaram uma variação sutil em relação aos períodos, porém não houveram diferenças estatísticas entre os tratamentos. Os teores de Mg apresentaram variações significativas ao final do experimento, sendo os tratamentos bactérias ( $5,0 \text{ g kg}^{-1}$ ) e os tratamentos fungos ( $5,92 \text{ g kg}^{-1}$ ) diferentes entre si, porém não diferiram do consórcio fungos+bactérias ( $5,25 \text{ g kg}^{-1}$ ) nem do controle ( $5,24 \text{ g kg}^{-1}$ ). O K apresentou um leve incremento no tratamento controle ( $4,60 \text{ g kg}^{-1}$ ), sendo superior aos tratamentos fungos ( $4,34 \text{ g kg}^{-1}$ ) e fungos+bactérias ( $4,37 \text{ g kg}^{-1}$ ). O tratamento inoculado com bactérias ( $4,47 \text{ g kg}^{-1}$ ) não apresentou diferença estatística em relação aos demais.

**Tabela 2.** Teores totais de macro, micronutrientes e elementos químicos de interesse, presentes no vermicomposto de esterco bovino enriquecido com fosfato de rocha e microrganismos benéficos aos 30 e 120 DAI, inoculados uma única vez com fungos, bactérias e o consórcio microbiano aos 30 dias após a introdução das minhocas. Médias acompanhadas de mesma letra na coluna não apresentam diferença estatística significativa de acordo com o teste Tukey a 5% de significância.

Tratamentos	Macro, Micronutrientes e elementos químicos de interesse											
	P g kg <sup>-1</sup>		Ca g kg <sup>-1</sup>		Mg g kg <sup>-1</sup>		K g kg <sup>-1</sup>		Na g kg <sup>-1</sup>		Mo mg kg <sup>-1</sup>	
	Dias após a introdução das minhocas (DAI)											
	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
Controle	7,76b	8,14ab	6,13a	6,57a	5,10a	5,24ab	4,42a	4,60b	2,70a	2,78bc	121,90a	76,63a
Fungos	7,34b	8,28b	6,30a	6,44a	4,96a	5,92b	4,06a	4,34a	2,80a	3,07c	144,47a	94,66a
Bactérias	5,95a	7,57a	6,10a	6,38a	4,93a	5,00a	4,30a	4,47ab	2,75a	2,53ab	88,64a	48,59a
Fungos+bactérias	6,25a	8,20ab	6,32a	6,39a	5,10a	5,25ab	4,28a	4,37a	2,74a	2,27a	82,82a	52,34a

Tratamentos	Macro, Micronutrientes e elementos químicos de interesse											
	Fe g kg <sup>-1</sup>		Zn g kg <sup>-1</sup>		Mn g kg <sup>-1</sup>		Cu mg kg <sup>-1</sup>		Ni mg kg <sup>-1</sup>		Co mg kg <sup>-1</sup>	
	Dias após a introdução das minhocas (DAI)											
	30	120	30a	120a	30	120	30	120	30	120	30a	120
Controle	39,68a	28,88a	0,228a	0,192a	0,574a	0,486ab	72,62a	68,26a	25,39ab	24,36a	12,31a	10,57ab
Fungos	35,66a	24,81a	0,228a	0,225a	0,571a	0,525bc	74,47ab	69,61a	24,50ab	23,65a	12,22a	11,65b
Bactérias	48,21b	27,63a	0,228a	0,199a	0,550a	0,449a	68,66a	67,03a	23,50a	22,27a	11,80a	9,83a
Fungos+bactérias	35,16a	27,65a	0,243a	0,211a	0,567a	0,562c	81,72b	70,40a	26,49b	22,04a	12,00a	11,87b



**Tabela 3.** Teores totais de macro, micronutrientes e elementos químicos de interesse, presentes no vermicomposto de esterco bovino enriquecido com fosfato de rocha e microrganismos benéficos aos 30 e 120 DAI, inoculados duas vezes com fungos, bactérias e o consórcio microbiano aos 30 e 60 dias após a introdução das minhocas. Médias acompanhadas de mesma letra na coluna não apresentam diferença estatística significativa de acordo com o teste Tukey a 5% de significância.

Tratamentos	Macro, Micronutrientes e elementos químicos de interesse											
	P g kg <sup>-1</sup>		Ca g kg <sup>-1</sup>		Mg g kg <sup>-1</sup>		K g kg <sup>-1</sup>		Na g kg <sup>-1</sup>		Mo mg kg <sup>-1</sup>	
	Dias após a introdução das minhocas (DAI)											
	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
Controle	7,76c	8,14a	6,13a	6,57a	5,10a	5,24a	4,42ab	4,60b	2,70a	2,78a	121,90a	76,63a
Fungos	6,53a	7,89a	6,12a	6,48a	5,13a	6,16a	4,20ab	4,79b	2,81a	2,86a	110,92a	95,67a
Bactérias	6,24ab	8,30a	5,84a	6,50a	4,89a	5,11a	4,50b	4,80b	2,99a	2,44a	129,28a	104,22a
Fungos+bactérias	7,22bc	8,54a	5,89a	6,49a	5,16a	5,40a	4,06a	4,08a	2,60a	2,86a	104,30a	59,43a

Tratamentos	Macro, Micronutrientes e elementos químicos de interesse											
	Fe g kg <sup>-1</sup>		Zn g kg <sup>-1</sup>		Mn g kg <sup>-1</sup>		Cu mg kg <sup>-1</sup>		Ni mg kg <sup>-1</sup>		Co mg kg <sup>-1</sup>	
	Dias após a introdução das minhocas (DAI)											
	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
Controle	39,68a	28,88a	0,228a	0,192a	0,574a	0,486a	72,62a	68,26a	25,39a	24,36a	12,31a	10,57a
Fungos	38,41a	28,66a	0,241a	0,206a	0,555a	0,491a	70,51a	66,33a	25,66a	23,06a	12,02a	10,51a
Bactérias	41,08a	28,69a	0,248a	0,199a	0,609a	0,474a	74,58a	66,19a	24,71a	22,71a	12,91a	10,83a
Fungos+bactérias	36,88a	27,61a	0,256a	0,222a	0,547a	0,489a	70,90a	68,36a	35,25b	22,03a	12,30a	11,19a

**Tabela 4.** Teores totais de macro, micronutrientes e elementos químicos de interesse, presentes no vermicomposto de esterco bovino enriquecido com fosfato de rocha e microrganismos benéficos aos 30 e 120 DAI, inoculados três vezes com fungos, bactérias e o consórcio microbiano aos 30, 60 e 75 dias após a introdução das minhocas. Médias acompanhadas de mesma letra na coluna não apresentam diferença estatística significativa de acordo com o teste Tukey a 5% de significância.

Tratamentos	Macro, Micronutrientes e elementos químicos de interesse											
	P g kg <sup>-1</sup>		Ca g kg <sup>-1</sup>		Mg g kg <sup>-1</sup>		K g kg <sup>-1</sup>		Na g kg <sup>-1</sup>		Mo mg kg <sup>-1</sup>	
	Dias após a introdução das minhocas (DAI)											
	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
Controle	7,76d	8,14bc	6,13a	6,57a	5,10a	5,24a	4,42a	4,60ab	2,70a	2,78a	121,90b	76,63a
Fungos	7,09c	7,90bc	6,14a	6,57a	4,24a	5,62a	4,31a	4,63ab	2,88a	2,83a	161,43c	51,12a
Bactérias	6,56b	8,50c	5,88a	5,95a	3,15a	5,16a	4,47a	4,70b	2,50a	2,96a	53,27a	42,71a
Fungos+bactérias	6,05a	6,93a	6,25a	6,31a	3,48a	4,86a	4,36a	4,52a	2,92a	2,78a	121,43b	72,20a

Tratamentos	Macro, Micronutrientes e elementos químicos de interesse											
	Fe g kg <sup>-1</sup>		Zn g kg <sup>-1</sup>		Mn g kg <sup>-1</sup>		Cu mg kg <sup>-1</sup>		Ni mg kg <sup>-1</sup>		Co mg kg <sup>-1</sup>	
	Dias após a introdução das minhocas (DAI)											
	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
Controle	39,6ab	28,8a	0,228a	0,192a	0,574a	0,486a	72,62a	68,26a	25,39ab	24,36a	12,31a	10,57a
Fungos	34,0a	31,3a	0,263b	0,218a	0,619a	0,484a	80,12a	75,10a	31,42b	23,51a	13,99a	11,27a
Bactérias	44,2b	27,3a	0,215a	0,186a	0,497a	0,433a	71,26a	62,07a	20,06a	18,89a	10,76a	9,97a
Fungos+bactérias	44,0b	25,6a	0,257b	0,197a	0,528a	0,499a	71,03a	73,12a	22,44a	21,44a	12,57a	11,61a

Mo, Fe, Cu e Zn diminuíram em todos os tratamentos estudados, porém não apresentaram diferença significativa entre si de acordo com o teste Tukey. Mn e Co apresentaram uma leve diferença entre os tratamentos, em ambos, o tratamento bactérias apresentou o menor teor ao final do experimento, 0,449 g kg<sup>-1</sup> e 9,83 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. O tratamento fungos+bactérias apresentou o maior teor em ambas as variáveis, 0,562 g kg<sup>-1</sup> e 11,87 mg kg<sup>-1</sup>. Os demais tratamentos não apresentaram diferença estatística significativa entre si.

Os experimentos 2 e 3 (Tabelas 3 e 4) tiveram comportamento similar, sendo possível identificar aumento nos teores de P, K, Ca e Mg em ambos, principalmente em função da inoculação microbiana. No experimento 2 os vermicompostos não apresentaram diferenças estatísticas significativas em relação ao teor final de P, enquanto no experimento 3, o tratamento bactérias (8,50 g kg<sup>-1</sup>) apresentou maior concentração de P e o tratamento fungos+bactérias (6,93 g kg<sup>-1</sup>) o menor. Os tratamentos fungos (7,90 g kg<sup>-1</sup>) e controle (8,14 g kg<sup>-1</sup>) não diferiram entre si nem dos demais. Os teores de K em ambos os experimentos foram menores no tratamento fungos+bactérias, com teores de P respectivos 4,08 e 4,52 g kg<sup>-1</sup>, enquanto no experimento 2 os teores dos tratamentos fungos (4,79 g kg<sup>-1</sup>), bactérias (4,80 g kg<sup>-1</sup>) e controle (4,60 g kg<sup>-1</sup>) foram superiores estatisticamente iguais entre si. No experimento 3, apenas o tratamento bactérias (4,70 g kg<sup>-1</sup>) foi superior, enquanto os tratamentos controle e fungos não diferiram dos demais.

Fe, Zn, Mo, Mn, Ni, Cu e Co diminuíram em ambos os experimentos e não houveram diferenças significativas entre nenhum tratamento.

O aumento de P, Ca, Mg e K é reportado em experimentos prévios de vermicompostagem (KARMEGAN et al., 2021). A decomposição da matéria orgânica libera uma variedade de ácidos orgânicos que apresentam a capacidade de solubilizar o fosfato tricálcico presente nas rochas fosfatadas (DAS et al., 2021). Além disso, a microbiota intestinal das minhocas apresenta uma variedade de microrganismos que auxiliam no processo de decomposição da matéria orgânica e na mineralização de nutrientes, favorecendo o aporte de P, além da produção de CaCO<sub>3</sub> pela liberação de muco, que contribuem para o incremento do teor de Ca nos vermicompostos (VALENTE et al., 2018). A inoculação de bactérias solubilizadoras de P e *Trichoderma viridiens* em vermicomposto enriquecido com rocha fosfatada foi capaz de estimular a solubilização de P, contribuindo para aumento nos teores de P total (DAS et al., 2021).

Mupondi et al. (2018), em experimento de vermicompostagem de esterco bovino e papel, enriquecido com rocha fosfática, observaram a redução dos teores de Cu e Zn no final do processo de vermicompostagem, tal qual ocorre neste experimento. De acordo com os autores, esta redução de metais pesados e elementos potencialmente tóxicos se dá devido a acumulação no tecido das minhocas, graças à produção de complexos organometálicos devido a enzima metalotionina. Wang et al. (2013) relacionam a capacidade de bioacumulação das minhocas com a redução de Zn e Cu em vermicompostos de esterco suíno enriquecido com fosfato de rocha ou cinzas volantes, destacando que a capacidade de bioacumulação das minhocas é espécie-específica.

### **6.3.4 P solúvel em água e P solúvel em ácido cítrico 2%**

#### **6.3.4.1 P solúvel em água**

A variável P solúvel em água ( $P_{H_2O}$ ) apresentou variação ao longo do tempo de vermicompostagem e em decorrência da inoculação microbiana. No experimento 1 (Figura 8A), o teor médio de  $P_{H_2O}$  aumentou em decorrência do tempo, sendo  $0,258 \text{ g kg}^{-1}$  aos 120 DAI, superior 62,4% ao momento inicial ( $0,097 \text{ g kg}^{-1}$ ), sendo o maior teor de acordo com o teste Tukey.

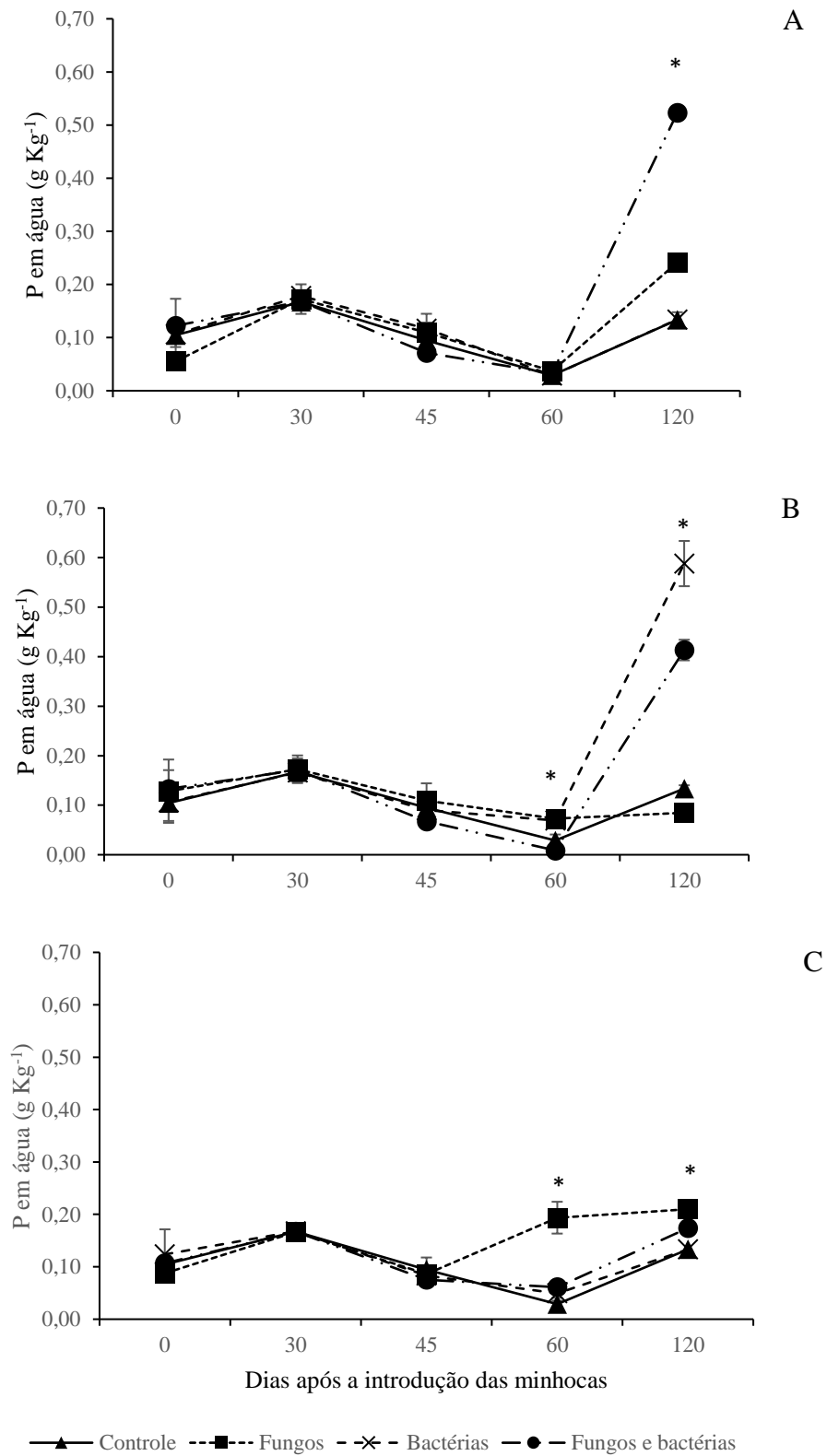
Quando observamos o comportamento da variável ao longo do tempo em relação à inoculação, os tratamentos não apresentam diferença estatística entre si ao longo de todo o experimento, exceto aos 120 DAI, quando o vermicomposto enriquecido com o consórcio fungos+bactérias ( $0,523 \text{ g kg}^{-1}$ ) apresenta a maior média em relação as demais, seguido pelo vermicomposto enriquecido com fungos ( $0,241 \text{ g kg}^{-1}$ ). Neste mesmo período os vermicompostos que receberam a inoculação de bactérias e controle apresentaram o mesmo teor de  $P_{H_2O}$   $0,134 \text{ g kg}^{-1}$ .

No experimento 2 (Figura 8B), podemos observar a tendência de crescimento da disponibilidade de  $P_{H_2O}$  aos 30 DAI ( $0,169 \text{ g kg}^{-1}$ ), seguido de uma queda até os 60 DAI ( $0,090 \text{ g kg}^{-1}$ ) e subsequente aumento aos 120 DAI ( $0,305 \text{ g kg}^{-1}$ ). Por sua vez, no experimento 3, o menor teor de  $P_{H_2O}$  foi observado no início do experimento ( $0,106 \text{ g kg}^{-1}$ ) e aos 120 DAI é possível observar um aumento discreto do teor de P ( $0,162 \text{ g kg}^{-1}$ ).

Em ambos os casos não houve efeito significativo da inoculação microbiana nos teores médios de  $P_{H_2O}$  em ambos os experimentos. Contudo, ao avaliar o efeito da interação da

inoculação microbiana ao longo do tempo, é possível identificar aumento na disponibilidade de  $P_{H_2O}$  no vermicomposto que recebeu bactérias ( $0,588 \text{ g kg}^{-1}$ ), no experimento 2 e fungos ( $0,209 \text{ g kg}^{-1}$ ) no experimento 3 (Figura 8C), aos 120 DAI. No experimento 2, o vermicomposto inoculado com o consórcio fungos+bactérias apresenta o segundo maior teor de  $P_{H_2O}$   $0,413 \text{ g kg}^{-1}$ , superior ao sem inoculação ou fungos ( $0,133$  e  $0,085 \text{ g kg}^{-1}$  para os vermicompostos controle e bactérias, respectivamente) aos 120 DAI.

O experimento 3 (Figura 8C) aos 60 DAI, o vermicomposto inoculado com fungos apresentou o maior teor de  $P_{H_2O}$  ( $0,194 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto o vermicomposto sem inoculação microbiana apresentou o menor ( $0,028 \text{ g kg}^{-1}$ ). Os vermicompostos que receberam bactérias ( $0,049 \text{ g kg}^{-1}$ ) e o consórcio fungos+bactérias ( $0,061 \text{ g kg}^{-1}$ ) não diferiram entre si. Aos 120 DAI, o vermicomposto inoculado com bactérias apresenta o menor teor de  $P_{H_2O}$  ( $0,133 \text{ g kg}^{-1}$ ), não diferindo apenas do vermicomposto sem inoculação, enquanto os vermicompostos enriquecidos com fungos foi o maior em relação aos demais,  $0,209 \text{ g kg}^{-1}$ , por sua vez, o vermicomposto enriquecido com o consórcio apresentou teor final de  $P_{H_2O}$   $0,174 \text{ g kg}^{-1}$ .



**Figura 8.** P solúvel em água dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem (Δ - controle; □ – fungos;

x – bactérias; ● – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias do P solúvel em água dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação).

A solubilização de P é objeto de interesse em processos de vermicompostagem, uma vez que ao ser empregadas rochas fosfatadas, o vermicomposto apresenta teores maiores de P (MUPAMBWA & MNKENI, 2018). O aumento nos teores de  $P_{H_2O}$  é reportado em outros trabalhos (ARIA et al., 2010).

A decomposição da matéria orgânica libera uma variedade de ácidos orgânicos que solubilizam o fosfato tri-cálcico das rochas fosfatada, como ácido glicólico, ácido fumárico, ácido cítrico, ácido carbônico e etc. (DAS et al., 2021). A decomposição de esterco pode produzir compostos quelantes como o ácido carboxílico e ácidos húmicos, que interagem com a fração de Ca presente nas rochas fosfatadas devido seus grupos carboxílicos, disponibilizando P (RAHBAR SHIRAZ, JALILI & BAHMANYAR, 2020). Além do exposto, a liberação de enzimas fosfatase pela microbiota intestinal das minhocas e microrganismos solubilizadores, contribui para a solubilização do P (AJIBADE et al., 2020).

A diminuição do volume de material orgânico contribui para a disponibilidade de fósforo, uma vez que a decomposição de compostos fosfatados orgânicos pela microbiota e sua mineralização, disponibilizam P solúvel ao vermicomposto (PRAMANIK et al., 2009). Busato et al. (2010) evidenciam que a ingestão de matéria orgânica pelas minhocas auxilia na solubilização de P uma vez que a microbiota entérica destas produz uma variedade de biocompostos que reagem com o fosfato de rocha, como ácidos orgânicos e fosfatases que contribuem para o aumento na disponibilidade de  $P_{H_2O}$  excretado pelas minhocas. Além disso, as bactérias e fungos utilizados neste experimento são reconhecidas como solubilizadoras de fosfato, contribuindo na liberação de ácidos orgânicos que solubilizam o fosfato de rocha (BUSATO et al., 2012; BUSATO et al., 2020). A ação solubilizadoras de P mediada por microrganismos é documentada em trabalhos anteriores (ELHAISSOUFI et al., 2022; KUMAR et al., 2022).

#### **6.3.4.2 P solúvel em ácido cítrico 2%**

A inoculação microbiana influenciou a solubilização de fosfato, sendo possível identificar o aumento da disponibilidade de P solúvel em ácido cítrico ( $P_{AC}$ ) ao longo de todo

o processo de vermicompostagem, com teores iniciais médios de  $P_{AC}$   $6,58 \text{ g kg}^{-1}$  e teores finais médios de  $34,75 \text{ g kg}^{-1}$ , no experimento 1 (Figura 9A). Ao avaliar a interação entre a inoculação microbiana e o tempo de vermicompostagem, é possível identificar diferenças significativas entre os tratamentos inoculados com microrganismos e o tratamento controle, principalmente aos 120 DAI, quando o tratamento consórcio fungos+bactérias ( $38,28 \text{ g kg}^{-1}$ ) apresenta teor de  $P_{AC}$  superior aos demais, seguido pelo tratamento fungos ( $36,09 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto os tratamentos controle ( $33,66 \text{ g kg}^{-1}$ ) e bactéria ( $32,80 \text{ g kg}^{-1}$ ) apresentaram os menores teores em relação aos demais, mas não diferiram entre si.

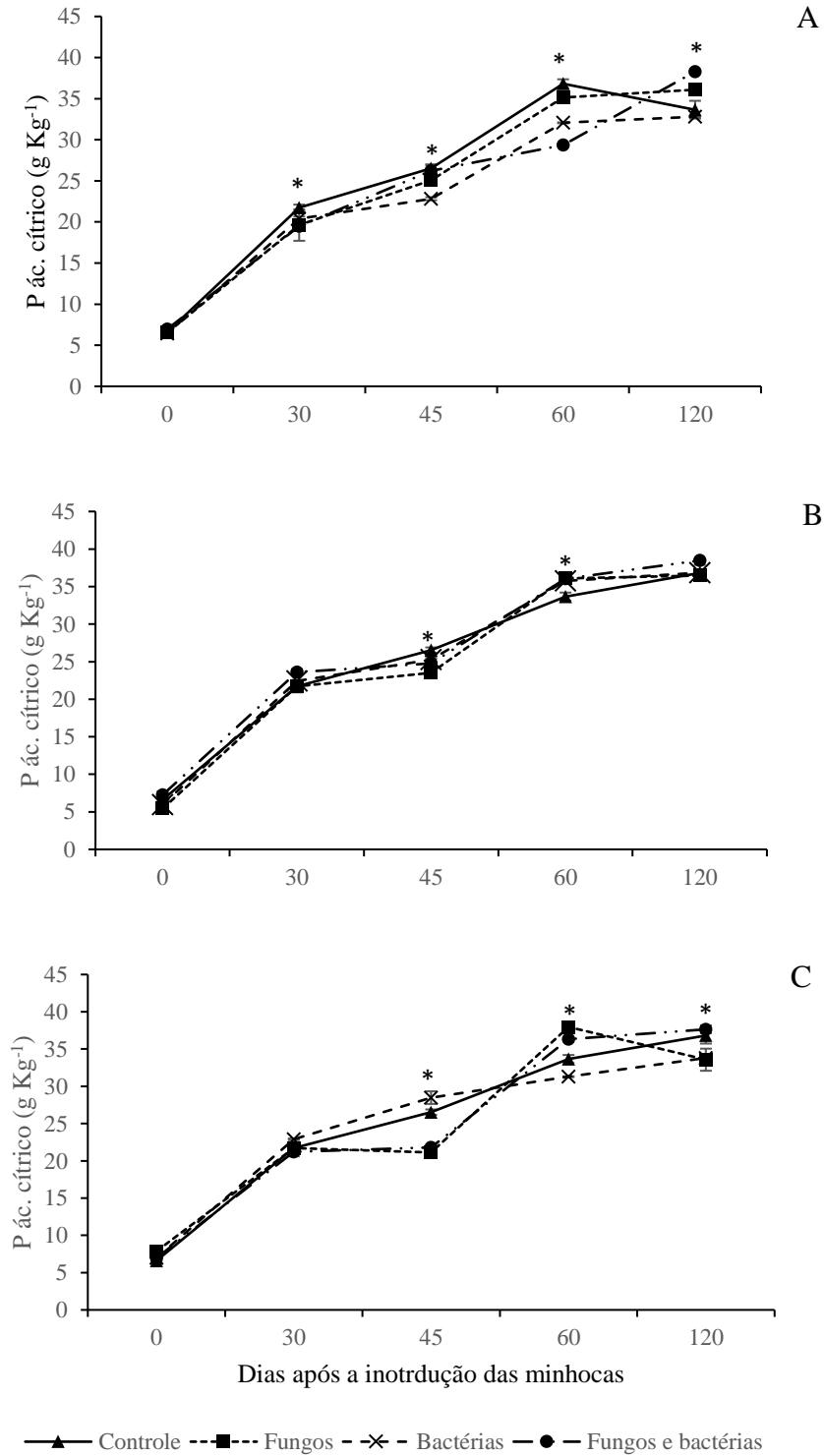
Aos 45 os teores de  $P_{AC}$  dos tratamentos controle ( $26,54 \text{ g kg}^{-1}$ ), o tratamento fungo ( $25,06 \text{ g kg}^{-1}$ ) e consórcio fungos+bactérias ( $26,21 \text{ g kg}^{-1}$ ) não diferiram entre si, estando entre os maiores teores, enquanto o tratamento bactérias ( $22,83 \text{ g kg}^{-1}$ ) apresentou o menor teor em relação aos demais de acordo com o teste Tukey. O tratamento controle ( $36,82 \text{ g kg}^{-1}$ ) se mantém com o maior teor de  $P_{AC}$  aos 60 DAI, sendo seguido pelo tratamento fungos ( $35,13 \text{ g kg}^{-1}$ ), bactérias ( $32,06 \text{ g kg}^{-1}$ ) e consórcio fungos+bactérias ( $29,37 \text{ g kg}^{-1}$ ), onde todos os tratamentos diferiram entre si.

No experimento 2 (Figura 9B), aos 30 DAI existe uma pequena diferença entre o teor de  $P_{AC}$  do tratamento consórcio fungos+bactérias ( $23,57 \text{ g kg}^{-1}$ ) e os demais, que tiveram teores próximos aos  $22 \text{ g kg}^{-1}$  e não diferiram entre si. Aos 45 DAI, o teor de  $P_{AC}$  do tratamento consórcio fungos+bactérias, sendo igualado pelo tratamento bactérias (valores próximos a  $24 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto o tratamento controle se destaca superando os demais tratamentos, com teor de  $P_{AC}$   $26,54 \text{ g kg}^{-1}$ . A maior diferença observada em relação à solubilização de P se dá aos 60 e 120 dias, quando o efeito da inoculação de microrganismos é maior que o tratamento controle. Aos 60 DAI o tratamento controle ( $33,66 \text{ g kg}^{-1}$ ) é inferior a todos os vermicompostos inoculados com microrganismos (teor médio  $36 \text{ g kg}^{-1}$ ), enquanto que aos 120 DAI, o tratamento consórcio fungos+bactérias ( $38,48 \text{ g kg}^{-1}$ ) apresentou maior teor de  $P_{AC}$ .

Já no experimento 3 (Figura 9C), aos 45 DAI o tratamento bactérias ( $28,48 \text{ g kg}^{-1}$ ) apresenta maior teor de  $P_{AC}$ , seguido pelo tratamento controle ( $26,54 \text{ g kg}^{-1}$ ). Os tratamentos fungos e consórcio não diferiram entre si e foram menores que os demais,  $21,8 \text{ g kg}^{-1}$ . Contudo, aos 60 DAI, os tratamentos fungos ( $37,96 \text{ g kg}^{-1}$ ) e consórcio fungos+bactérias ( $36,32 \text{ g kg}^{-1}$ ) apresentaram os maiores teores de  $P_{AC}$ , superando os teores do controle ( $33,66 \text{ g kg}^{-1}$ ) e do tratamento bactérias ( $31,29 \text{ g kg}^{-1}$ ). O tratamento consórcio fungos+bactérias ( $37,65 \text{ g kg}^{-1}$ ) foi o maior teor de  $P_{AC}$  aos 120 DAI e os tratamentos fungos e bactérias foram os menores, com



teores de  $P_{AC}$   $33,2 \text{ g kg}^{-1}$ . O tratamento controle foi não diferiu do tratamento consórcio ( $36,82 \text{ g kg}^{-1}$ ).



**Figura 9.** P solúvel em ácido cítrico 2% dos vermicompostos de esterco bovino e fosfato de rocha, enriquecidos com microrganismos em aplicação única (A), em duas aplicações (B) e em três aplicações (C), avaliados ao longo do processo de vermicompostagem ( $\Delta$  - controle;  $\square$  – fungos; x – bactérias;  $\bullet$  – consórcio de fungos e bactérias). \* indica diferença significativa entre as médias do P solúvel em ácido cítrico 2% dos tratamentos pelo teste Tukey a 5%, em cada período de avaliação).

A produção de ácidos orgânicos e ácido húmico pela decomposição da matéria orgânica influencia a disponibilidade de P ligada a formas mais estáveis da matriz mineral da rocha fosfatada, contribuindo para a liberação de formas menos solúveis e mais estáveis de P inorgânico (GYPSE & FREESE, 2020). A atividade solubilizadoras dos microrganismos e a produção de fosfatases auxiliam na disponibilização de formas mais estáveis de P, contribuindo para o incremento da solubilização do fosfato de rocha (DAS et al., 2021).

## CONCLUSÕES

Os fungos isolados F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*) e as bactérias diazotróficas *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* – HRC54) são biocompatíveis e o consórcio microbiano de favoreceu o aumento do teor de nitrogênio e reduziu a relação C:N do vermicomposto aos 60 DAI, em relação ao vermicomposto controle.

A aplicação do consórcio microbiano com os fungos isolados F11BII (*Trichoderma yunnanense*) e F11BIII (*T. asperelloides*) e as bactérias diazotróficas *Paraburkholderia silvatlantica* - UENF 103 e *Herbaspirillum seropedicae* – HRC54), em duas aplicações de com um intervalo de 15 dias, resulta em vermicomposto estabilizado com 60 dias após a introdução das minhocas, avaliado pela relação C:N e, com maiores teores de nitrogênio e fósforo solúvel em ácido cítrico, em comparação ao vermicomposto controle.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRAFICA

ACHARYA, Nischal et al. Effect of Four Different Types of Vermicomposts on Okra Productivity and Farm Income. **Heliyon**, 2024. doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e34351

Aguiar, K.P. Incremento da solubilização de fosfato e promoção de crescimento de plantas de milho pela associação de bactérias benéficas e fungos. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. (Tese de doutorado). 2017. 94p.

AJIBADE, S.; MUPAMBWA, H.A.; MANYEVERE, A.; MNKENI, P.N.S. Influence of Microbial Inoculation of Igneous Rock Phosphate-Amended Cow and Pig Manures on Vermidegradation and Nutrient Release. **Agronomy** 2020, 10, 1587; doi:10.3390/agronomy10101587

ALOVISI, Alves A. et al. Chemical properties of soils submitted to the application of a bioactivator and basalt and serpentinite powders. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 27, p. 811-819, 2023. doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v25n1p3-9

AMAR, Hicham et al. Waste rock reprocessing to enhance the sustainability of phosphate reserves: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 381, p. 135151, 2022. doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135151

ANGHINONI, Guilherme et al. Conservation agriculture strengthen sustainability of Brazilian grain production and food security. **Land use policy**, v. 108, p. 105591, 2021. doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105591

ARCHANA, P. et al. Biogenic silica-zinc catalyst from cow dung: Comprehensive analysis, toxicological and photocatalytic efficacy. **Materials Today: Proceedings**, 2024. doi.org/10.1016/j.matpr.2024.06.006

ARDEKANI, Zahra Fozouni et al. Transition to a sustainable food supply chain during disruptions: A study on the Brazilian food companies in the Covid-19 era. **International Journal of Production Economics**, v. 257, p. 108782, 2023. doi.org/10.1016/j.ijpe.2023.108782

ATAKPA, Edidiong Okokon et al. Improved degradation of petroleum hydrocarbons by co-culture of fungi and biosurfactant-producing bacteria. **Chemosphere**, v. 290, p. 133337, 2022. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133337

AZEVEDO, Antonio Carlos de; MANNING, David Andrew Charles. A proposal to clarify the use of Sum of Bases in the Brazilian Remineralizer Regulation and in Soil Science. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. e0220053, 2023. doi.org/10.36783/18069657rbc20220053

AZIZI YEGANEH, Mahsa et al. Vermicompost as an alternative substrate to peat moss for strawberry (*Fragaria ananassa*) in soilless culture. **BMC Plant Biology**, v. 24, n. 1, p. 149, 2024. doi.org/10.1186/s12870-024-04807-0

BAIRD, Roslyn J. et al. Hydrophobic coatings for granular fertilizers to improve physical handling and nutrient delivery. **Powder Technology**, v. 424, p. 118521, 2023. doi.org/10.1016/j.powtec.2023.118521

BALACHANDAR, Ramalingam et al. Earthworm intervened nutrient recovery and greener production of vermicompost from *Ipomoea staphylina*—An invasive weed with emerging environmental challenges. **Chemosphere**, v. 263, p. 128080, 2021. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128080

BALKRISHNA, Acharya et al. Unleashing the potential of medicinal and aromatic plant wastes with particular consideration of vermicomposting: a comprehensive review of literature. **Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants**, p. 100527, 2023. doi.org/10.1016/j.jarmap.2023.100527

BENEVIDES FILHO, Paulo Roberto Rodrigues et al. Potential Soil Remineralizers from Silicate Rock Powders (SRP) as Alternative Sources of Nutrients for Agricultural Production (Amazon Region). **Minerals**, v. 13, n. 10, p. 1255, 2023. doi.org/10.3390/min13101255

BOUCHTAOUI, El Mehdi et al. Harnessing Compost and Vermicompost for Sustainable and Effective Management of Plant-Parasitic Nematodes in Agricultural Systems: A Critical Review. **Physiological and Molecular Plant Pathology**, p. 102363, 2024. doi.org/10.1016/j.pmpp.2024.102363

BOUHIA, Youness et al. Conversion of waste into organo-mineral fertilizers: current technological trends and prospects. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 21, n. 2, p. 425-446, 2022. doi.org/10.1007/s11157-022-09619-y

BORUAH, T; DEKA, H. Enumeration of synergistic relationship between carbon dioxide evaluation and nutrient budget during vermicomposting of cereal grain processing industry

sludge. **Bioresource Technology Reports**, v. 22, p. 101418, 2023. doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101418.

BRAGA, Flávia Cristina Silveira et al. Feasibility evaluation of the use of mud residue from marble shop as soil remineralizer. **Geologia USP. Série Científica**, v. 23, n. 4, p. 37-47, 2023. doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v23-209715

BURBANO, Diego Felipe Mosquera et al. Crushed volcanic rock as soil remineralizer: a strategy to overcome the global fertilizer crisis. **Natural Resources Research**, v. 31, n. 5, p. 2197-2210, 2022.

BUSATO, Jader G. et al. Changes in labile phosphorus forms during maturation of vermicompost enriched with phosphorus-solubilizing and diazotrophic bacteria. **Bioresource technology**, v. 110, p. 390-395, 2012. doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.126

BUSATO, JADER GALBA; Ferrari, L. H. ; Chagas Junior, A. F. ; Silva, D. B. ; Pereira, T. S. ; Paula, A. M. . Trichoderma strains accelerate maturation and increase available phosphorus during vermicomposting enriched with rock phosphate. **JOURNAL OF APPLIED MICROBIOLOGY**, v. -, p. -, 2020. doi.org/10.1111/jam.14847

CAI, Linlin et al. Vermicomposting with food processing waste mixtures of soybean meal and sugarcane bagasse. **Environmental Technology & Innovation**, v. 28, p. 102699, 2022. doi.org/10.1016/j.eti.2022.102699

CÁNOVAS, Carlos Ruiz et al. Valorization of wastes from the fertilizer industry: Current status and future trends. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 678-690, 2018. doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.293

CARREIRA, Igor; COSTA, Francisco; PESSOA, Joao Paulo. The deforestation effects of trade and agricultural productivity in Brazil. **Journal of Development Economics**, v. 167, p. 103217, 2024. doi.org/10.1016/j.jdeveco.2023.103217

CESTONARO, Taiana et al. Addition of cattle manure to sheep bedding allows vermicomposting process and improves vermicompost quality. **Waste management**, v. 61, p. 165-170, 2017. doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.024

CHAVES, Michel ED et al. AMACRO: the newer Amazonia deforestation hotspot and a potential setback for Brazilian agriculture. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2024. doi.org/10.1016/j.pecon.2024.01.009

CHENG, Yingying et al. Phosphate-solubilizing bacteria: Their agroecological function and optimistic application for enhancing agro-productivity. **Science of The Total Environment**, p. 166468, 2023. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166468

CHAO, Huizhen et al. Phages in vermicomposts enrich functional gene content and facilitate pesticide degradation in soil. **Environment International**, v. 179, p. 108175, 2023. doi.org/10.1016/j.envint.2023.108175

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos, Brasília, DF**, v. 11, safra 2023/24, n. 6 sexto levantamento, março 2024.

CONCEIÇÃO, Lucas Terto et al. Potential of basalt dust to improve soil fertility and crop nutrition. **Journal of Agriculture and Food Research**, v. 10, p. 100443, 2022. doi.org/10.1016/j.jafr.2022.100443

CORREDOR-PERILLA, Ingrid Carolina et al. Beneficial properties of soil bacteria from *Cannabis sativa* L.: Seed germination, phosphorus solubilization and mycelial growth inhibition of *Fusarium* sp. **Rhizosphere**, v. 27, p. 100780, 2023. doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100780

CUESTA, Rafael Lucas Coca et al. Efficiency of phosphate fertilizers containing growth promoters in plant fertilization. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 56, p. 103019, 2024. doi.org/10.1016/j.bcab.2024.103019

DA SILVA, Girliany Santos; AMARANTE, Patrícia Araújo; AMARANTE, José Carlos Araújo. Agricultural clusters and poverty in municipalities in the Northeast Region of Brazil: A spatial perspective. **Journal of Rural Studies**, v. 92, p. 189-205, 2022. doi.org/10.1016/j.jrurstud.2022.03.024

DA SILVA, André Lopes; CORDEIRO, Rogério Soares; DA ROCHA, Heliselle Cristine Ramires. Aplicabilidade de Microrganismos Eficientes (ME) na Agricultura: uma revisão bibliográfica. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 1, p. e32311125054-e32311125054, 2022. dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i1.25054

DANIELL, Angeliq; VAN TONDER, Danél M. Opportunity for increasing the soil quality of non-arable and depleted soils in South Africa: A review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 23, n. 2, p. 2476-2487, 2023. doi.org/10.21203/rs.3.rs-376735/v1

DAS, D. et al. Bioconversion and biodynamics of *Eisenia foetida* in different organic wastes through microbially enriched vermiconversion technologies. **Ecological Engineering**, v. 86, p. 154-161, 2016. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.012

DAS, D., et al. A valorisation approach in recycling of organic wastes using low-grade rock minerals and microbial culture through vermicomposting. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100225, 2021. doi.org/10.1016/j.envc.2021.100225

DATANOVIA. Repeated measures ANOVA in R. 2024. Disponível em: <https://www.datanovia.com/en/lessons/repeated-measures-anova-in-r/> Acesso em: 10 jun 2024.

DE OLIVEIRA, Viviane Souza; DE ARAÚJO PEREIRA, Ricardo Galeno Fraga; GOMES, Maria da Conceição Rabelo. O uso de técnicas sustentáveis para remineralização de solos de regiões tropicais. **Geociencias**, v. 41, n. 3, p. 755-768, 2022.

DE OLIVEIRA, S., et al. The European Union and United Kingdom's deforestation-free supply chains regulations: Implications for Brazil. **Ecological Economics**, v. 217, p. 108053, 2024. doi.org/10.1016/j.ecolecon.2023.108053

DE SOUZA, Maria Eunice Paula et al. Vermicomposting with rock powder increases plant growth. **Applied soil ecology**, v. 69, p. 56-60, 2013. doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.01.016

DE SOUZA BATISTA, Fabiana; DUKU, Confidence; HEIN, Lars. Deforestation-induced changes in rainfall decrease soybean-maize yields in Brazil. **Ecological Modelling**, v. 486, p. 110533, 2023. doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110533

DEVI, Chaichi; KHWAIRAKPAM, Meena. Bioconversion of *Lantana camara* by vermicomposting with two different earthworm species in monoculture. **Bioresource technology**, v. 296, p. 122308, 2020. doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122308

DIVJOT, K. O. U. R. et al. Biodiversity, current developments and potential biotechnological applications of phosphorus-solubilizing and-mobilizing microbes: a review. **Pedosphere**, v. 31, n. 1, p. 43-75, 2021. doi:10.1016/S1002-0160(20)60057-1

DÖBEREINER, J.; ANDRADE, V. de O.; BALDANI, V.L.D. Protocolos para Preparo de Meios de Cultura da Embrapa Agrobiologia. **Seropédica: Embrapa Agrobiologia**, dez. 1999. 38p. (Embrapa-CNPAB. Documentos, 110). ISSN 0104-6187

DOS SANTOS, Andressa Pinto et al. Nitrogen and carbon stocks in sandy soil cultivated with corn subjected to 17 years of animal manure and mineral fertilizer application. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 367, p. 108981, 2024. doi.org/10.1016/j.agee.2024.108981

DOS SANTOS PEREIRA, Tiago et al. Water-extractable fraction of vermicomposts enriched with *Trichoderma* enhances the growth of bell pepper and tomato as well as their tolerance against *Meloidogyne incognita*. **Scientia Horticulturae**, v. 272, p. 109536, 2020. doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109536

DUAN, Zihao et al. Bacterial dispersal enhances the elimination of active fecal coliforms during vermicomposting of fruit and vegetable wastes: The overlooked role of earthworm mucus. **Journal of Hazardous Materials**, p. 134280, 2024. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134280

DUME, Bayu et al. Vermicomposting technology as a process able to reduce the content of potentially toxic elements in sewage sludge. **Agronomy**, v. 12, n. 9, p. 2049, 2022. doi.org/10.3390/agronomy12092049

E SOUZA, G. S.; GOMES, E. G. Assessing the influence of external factors on agricultural production in Brazil. **Socio-Economic Planning Sciences**, v. 85, p. 101440, 2023. doi.org/10.1016/j.seps.2022.101440

E SILVA, A. R. B.; FRANZINI, V. I. Potential of organic wastes typical of the Brazilian Amazon for fertilizer use in agriculture. **Environmental Challenges**, p. 100893, 2024. doi.org/10.1016/j.envc.2024.100893

EL MAALOUM, Sanae et al. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing bacteria consortia associated with phospho-compost on phosphorus solubilization and growth of tomato seedlings (*Solanum lycopersicum* L.). **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 51, n. 5, p. 622-634, 2020. doi.org/10.1080/00103624.2020.1729376

ELHAISSOUFI, Wissal et al. Phosphate bacterial solubilization: a key rhizosphere driving force enabling higher P use efficiency and crop productivity. **Journal of Advanced Research**, v. 38, p. 13-28, 2022. doi.org/10.1016/j.jare.2021.08.014

ENEBE, Matthew Chekwube; ERASMUS, Mariana. Mediators of biomass transformation—a focus on the enzyme composition of the vermicomposting process. **Environmental Challenges**, p. 100732, 2023. doi.org/10.1016/j.envc.2023.100732



ENEBE, M. C.; ERASMUS, M. Vermicomposting technology-A perspective on vermicompost production technologies, limitations and prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 345, p. 118585, 2023. doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118585

GABOARDI, Shaiane Carla; CANDIOTTO, Luciano Zanetti Pessôa; PANIS, Carolina. Agribusiness in Brazil and its dependence on the use of pesticides. **Hygiene and Environmental Health Advances**, v. 8, p. 100080, 2023. doi.org/10.1016/j.heha.2023.100080

GASTALDI, Emmanuelle et al. Degradation and environmental assessment of compostable packaging mixed with biowaste in full-scale industrial composting conditions. **Bioresource Technology**, p. 130670, 2024. doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130670

GEISSLER, Bernhard; MEW, Michael C.; STEINER, Gerald. Phosphate supply security for importing countries: Developments and the current situation. **Science of the Total Environment**, v. 677, p. 511-523, 2019. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.356

GONZÁLEZ, Daniel et al. Addressing the gaseous and odour emissions gap in decentralised biowaste community composting. **Waste Management**, v. 178, p. 231-238, 2024. doi.org/10.1016/j.wasman.2024.02.042

GONZÁLEZ-QUINTERO, Ricardo et al. Environmental impact of primary beef production chain in Colombia: Carbon footprint, non-renewable energy and land use using Life Cycle Assessment. **Science of The Total Environment**, v. 773, p. 145573, 2021. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145573

GHIMIRE, Sudip et al. Effectiveness of different combinations of urea and vermicompost on yield of bitter melon (*Momordica charantia*). **Heliyon**, v. 9, n. 8, 2023. doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18663

GUO, Fuxing et al. Improving food security and farmland carbon sequestration in China through enhanced rock weathering: Field evidence and potential assessment in different humid regions. **Science of The Total Environment**, v. 903, p. 166118, 2023. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166118

GYPSEY, Stella; FREESE, Dirk. Phosphorus release from vivianite and hydroxyapatite by organic and inorganic compounds. **Pedosphere**, v. 30, n. 2, p. 190-200, 2020. doi:10.1016/S1002-0160(20)60004-2

HAJAM, Younis Ahmad; KUMAR, Rajesh; KUMAR, Ajay. Environmental waste management strategies and vermi transformation for sustainable development. **Environmental Challenges**, p. 100747, 2023. doi.org/10.1016/j.envc.2023.100747

HOWE, Julie A. et al. Influence of fertilizer and manure inputs on soil health: a review. **Soil Security**, p. 100155, 2024. doi.org/10.1016/j.soisec.2024.100155

HŘEBEČKOVÁ, T. et al. Effect of substrate moisture content during cultivation of *Hericium erinaceus* and subsequent vermicomposting of spent mushroom substrate in a continuous feeding system. **Scientia Horticulturae**, v. 334, p. 113310, 2024. doi.org/10.1016/j.scienta.2024.113310

JAFARI, Fariba et al. Biological weathering of phlogopite during enriched vermicomposting. **Pedosphere**, v. 31, n. 3, p. 440-451, 2021. doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60083-2

JAYAKUMAR, Mani et al. Detoxification of coir pith through refined vermicomposting engaging *Eudrilus eugeniae*. **Chemosphere**, v. 291, p. 132675, 2022. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132675

JIN, Caiyue et al. Soilization utilization of solid waste: Ecological regulation of phosphorus tailings-based soil with physicochemical improvement and *Bacillus cereus*-addition. **Environmental Research**, v. 236, p. 116856, 2023. doi.org/10.1016/j.envres.2023.116856

JING, Jianyuan et al. Combining humic acid with phosphate fertilizer affects humic acid structure and its stimulating efficacy on the growth and nutrient uptake of maize seedlings. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 17502, 2020. doi.org/10.1038/s41598-020-74349-6

KAUR, Harmanjit et al. Nanofertilizers—emerging smart fertilizers for modern and sustainable agriculture. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, p. 102921, 2023. doi.org/10.1016/j.bcab.2023.102921

KASSAM, Rami et al. Exploration of rhizosphere-dwelling nematophagous *Trichoderma* spp. using novel ‘bait technique’ with root-knot nematode *Meloidogyne incognita*. **Biological Control**, v. 186, p. 105327, 2023. doi.org/10.1016/j.biocontrol.2023.105327

KUMAR, Satish et al. Biofertilizers: An ecofriendly technology for nutrient recycling and environmental sustainability. **Current Research in Microbial Sciences**, v. 3, p. 100094, 2022. doi.org/10.1016/j.crmicr.2021.100094

LAIRA, Matheus D. et al. High post-flowering phosphorus status promotes the tolerance of soybean to terminal heat stress. **Environmental and Experimental Botany**, v. 215, p. 105501, 2023. doi.org/10.1016/j.envexpbot.2023.105501

LEITE, Maurício Cunha Almeida et al. Activated ZnCl<sub>2</sub> biochar and humic acid as additives in monoammonium phosphate fertilizer: Physicochemical characterization and agronomic effectiveness. **Environmental Research**, v. 232, p. 115927, 2023. doi.org/10.1016/j.envres.2023.115927

LEWIS, Amy L. et al. Effects of mineralogy, chemistry and physical properties of basalts on carbon capture potential and plant-nutrient element release via enhanced weathering. **Applied Geochemistry**, v. 132, p. 105023, 2021. doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105023

LI, Jun et al. Optimizing biochar addition strategies in combined processes: Comprehensive assessment of earthworm growth, lignocellulose degradation and vermicompost quality. **Bioresource Technology**, p. 131031, 2024. doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131031

LIU, Ping et al. Earthworms and lactic acid bacteria (LAB) cooperate to promote the biodegradation of tetracycline residues in livestock manure. *Waste Management*, v. 186, p. 166-175, 2024a. doi.org/10.1016/j.wasman.2024.06.007

LIU, Xin et al. Biodiversity and core microbiota of key-stone ecological clusters regulate compost maturity during cow-dung-driven composting. **Environmental Research**, v. 245, p. 118034, 2024b. doi.org/10.1016/j.envres.2023.118034

LU, Mengling et al. Insight into the molecular transformation pathways of humic acid in the co-composting of bagasse and cow manure after adding compound microorganisms. **Process Biochemistry**, v. 143, p. 23-33, 2024. doi.org/10.1016/j.procbio.2024.04.029

LUCHESE, Augusto Vagheti et al. Can Basalt Rock Powder be Used as an Alternative Nutrient Source for Soybeans and Corn?. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 23, n. 3, p. 4044-4054, 2023. doi.org/10.1007/s42729-023-01322-3

LUCHESE, Augusto Vagheti et al. Use of quarry waste basalt rock powder as a soil remineralizer to grow soybean and maize. **Heliyon**, v. 9, n. 3, 2023. doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14050

MAÇIK, Mateusz et al. New insight into the soil bacterial and fungal microbiome after phosphorus biofertilizer application as an important driver of regenerative agriculture including

biodiversity loss reversal and soil health restoration. **Applied Soil Ecology**, v. 189, p. 104941, 2023. doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104941

MAGO, M., GUPTA, R., YADAV, A., GARG, V. K. Sustainable treatment and nutrient recovery from leafy waste through vermicomposting. **Bioresource Technology**, v. 347, p. 126390, 2022. doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126390

MAL, S; CHATTOPADHYAY, G. N.; CHAKRABARTI, Kalyan. Microbiological integration for qualitative improvement of vermicompost. **International journal of recycling organic waste in agriculture**, v. 10, n. 2, p. 157-166, 2021. doi.org/10.1038/s41598-019-46018-w

MATURI, Krishna Chaitanya; KALAMDHAD, Ajay S. Comprehensive assessment of composting process of organic substrates using science mapping techniques. **Bioresource Technology Reports**, p. 101718, 2023. doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101718

MOHAMMADKHANI, M. et al. Double reverse flotation of a very low grade sedimentary phosphate rock, rich in carbonate and silicate. **International Journal of Mineral Processing**, v. 100, n. 3-4, p. 157-165, 2011. doi.org/10.1016/j.minpro.2011.06.001

MOSCATELLI, Maria Cristina et al. The beneficial use of basalt flour combined to a microbial consortium to improve soil quality in basalt and carbonatic dismissed quarries. **Catena**, v. 237, p. 107820, 2024. doi.org/10.1016/j.catena.2024.107820

MUPAMBWA, Hupenyu Allan; MNKENI, Pearson Nyari Stephano. Optimizing the vermicomposting of organic wastes amended with inorganic materials for production of nutrient-rich organic fertilizers: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 10577-10595, 2018. doi.org/10.1007/s11356-018-1328-4

MUPONDI, Lushian Tapiwa et al. Vermicomposting manure-paper mixture with igneous rock phosphate enhances biodegradation, phosphorus bioavailability and reduces heavy metal concentrations. **Heliyon**, v. 4, n. 8, 2018. doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00749

MU, Meirui et al. Vermicompost: In situ retardant of antibiotic resistome accumulation in cropland soils. **Journal of Environmental Sciences**, v. 141, p. 277-286, 2024. doi.org/10.1016/j.jes.2023.05.032

NARAYANAN, Mathiyazhagan; MA, Ying. Recent progress on conservation and restoration of soil fertility for horticulture. **Chemosphere**, p. 142599, 2024. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142599

NSIAH-GYAMBIBI, Rapheal et al. Vermistabilization of fecal sludge with organic enriched substrates for compost production using two earthworm species (*Eisenia foetida* and *Eudrilus eugeniae*). **Environmental Quality Management**, v. 32, n. 2, p. 357-365, 2022. doi.org/10.1002/tqem.21852

NUNES, Peterson SO et al. Microbial consortium of biological products: do they have a future? **Biological Control**, p. 105439, 2024. doi.org/10.1016/j.biocontrol.2024.105439

OLAGUNJU, Kehinde Oluseyi; FENG, Siyi; PATTON, Myles. Dynamic relationships among phosphate rock, fertilisers and agricultural commodity markets: Evidence from a vector error correction model and Directed Acyclic Graphs. **Resources Policy**, v. 74, p. 102301, 2021. doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102301

OLIVEIRA, Willams et al. Food plants in Brazil: origin, economic value of pollination and pollinator shortage risk. **Science of The Total Environment**, v. 912, p. 169147, 2024. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169147

PARASTESH, Faezeh; ALIKHANI, Hossein Ali; ETESAMI, Hassan. Vermicompost enriched with phosphate-solubilizing bacteria provides plant with enough phosphorus in a sequential cropping under calcareous soil conditions. **Journal of cleaner production**, v. 221, p. 27-37, 2019. doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.234

POORNIMA, S. et al. Review on Advances in Toxic Pollutants Remediation by Solid Waste Composting and Vermicomposting. **Scientific African**, p. e02100, 2024. doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02100

PRAMANIK, P. et al. Phosphorous solubilization from rock phosphate in presence of vermicomposts in Aqualfs. **Geoderma**, v. 152, n. 1-2, p. 16-22, 2009. doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.013

PREETHEE, Saravanan et al. Valorization of phyto-biomass with tertiary combination of animal dung for enriched vermicompost production. **Environmental Research**, v. 215, p. 114365, 2022. doi.org/10.1016/j.envres.2022.114365

PRZEMIENIECKI, Sebastian Wojciech et al. Effect of vermicompost on rhizobiome and the growth of wheat on Martian regolith simulant. **Science of The Total Environment**, v. 935, p. 173299, 2024. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173299

PERIYASAMY, Selvakumar et al. Influencing factors and environmental feasibility analysis of agricultural waste preprocessing routes towards biofuel production—A review. **Biomass and Bioenergy**, v. 180, p. 107001, 2024. doi.org/10.1016/j.biombioe.2023.107001

PRASAD, A. et al. Qualitative and quantitative estimation for phosphate solubilizing ability of *Trichoderma* isolates: A natural soil health enhancer. **Materials Today: Proceedings**, v. 81, p. 360-366, 2023. doi.org/10.1016/j.matpr.2021.03.305

QURBANI, Karzan; HAMZAH, Haider. Intimate communication between *Comamonas aquatica* and *Fusarium solani* in remediation of heavy metal-polluted environments. **Archives of microbiology**, v. 202, p. 1397-1406, 2020. doi.org/10.1007/s00203-020-01853-8

RAHBAR SHIRAZ, Somayeh; JALILI, Bahi; BAHMANYAR, Mohamad Ali. Amendment of vermicompost by phosphate rock, steel dust, and *Halothiobacillus neapolitanus*. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, p. 4207-4213, 2020. doi.org/10.1007/s12649-019-00740-8

RATNASARI, Anisa et al. A review of the vermicomposting process of organic and inorganic waste in soils: Additives effects, bioconversion process, and recommendations. **Bioresource Technology Reports**, v. 21, p. 101332, 2023. doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101332

RAZA, Syed Turab et al. Reuse of agricultural wastes, manure, and biochar as an organic amendment: A review on its implications for vermicomposting technology. **Journal of Cleaner Production**, v. 360, p. 132200, 2022. doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132200

RAZA, Syed Turab et al. Effects of vermicompost preparation and application on waste recycling, NH<sub>3</sub>, and N<sub>2</sub>O emissions: A systematic review on vermicomposting. **Environmental Technology & Innovation**, p. 103722, 2024. doi.org/10.1016/j.eti.2024.103722

REHMAN, Sami ur et al. Vermicompost: Enhancing plant growth and combating abiotic and biotic stress. **Agronomy**, v. 13, n. 4, p. 1134, 2023. doi.org/10.3390/agronomy13041134

REIS, R. J. A. Enriquecimento biológico de substrato para a produção de mudas. Tese (Doutorado em Produção vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciência e Tecnologias agropecuárias, 2018.

RIBEIRO, R. C. Promoção de crescimento de plantas de tomate mediada por consórcio microbiano bactéria – fungo. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciência e Tecnologias Agropecuárias, 2021.

RISEH, Roohallah Saberi et al. Agricultural wastes: A practical and potential source for the isolation and preparation of cellulose and application in agriculture and different industries. **Industrial Crops and Products**, v. 208, p. 117904, 2024. doi.org/10.1016/j.indcrop.2023.117904

ROCHA, Ademir; GONÇALVES, Eduardo. Measuring the causal effect of no-till system adoption on Brazilian natural areas. **Soil and Tillage Research**, v. 239, p. 106053, 2024. doi.org/10.1016/j.still.2024.106053

RODRIGUES, William Fortes et al. Phosphatization under birds' activity: Ornithogenesis at different scales on Antarctic Soils. **Geoderma**, v. 391, p. 114950, 2021. doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114950

RYAN, P. C. et al. The potential for carbon dioxide removal by enhanced rock weathering in the tropics: An evaluation of Costa Rica. **Science of The Total Environment**, p. 172053, 2024. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172053

SADEGHPOUR, Amir; AFSHAR, Reza Keshavarz. Livestock Manure: From Waste to Resource in a Circular Economy. **Journal of Agriculture and Food Research**, p. 101255, 2024. doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101255

SAFANELLI, José Lucas et al. Grain-cropping suitability for evaluating the agricultural land use change in Brazil. **Applied Geography**, v. 154, p. 102937, 2023. doi.org/10.1016/j.apgeog.2023.102937

SAHA, Chayan Kumer et al. Technical prospects and challenges of anaerobic co-digestion in Bangladesh: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 197, p. 114412, 2024. doi.org/10.1016/j.rser.2024.114412

SOMAVILLA, André et al. P-legacy effect of soluble fertilizer added with limestone and phosphate rock on grassland soil in subtropical climate region. **Soil and Tillage Research**, v. 211, p. 105021, 2021. doi.org/10.1016/j.still.2021.105021

SENE, S. M; BACHA, C. Adoção dos sistemas integrados na agropecuária do Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 62, 2023. doi.org/10.1590/1806-9479.2022.264625.

SHAHWAR, Durre et al. Role of microbial inoculants as bio fertilizers for improving crop productivity: A review. **Heliyon**, 2023. doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16134

SHARMA, Itika et al. Fungal endophyte bioinoculants as a green alternative towards sustainable agriculture. **Heliyon**, 2023. doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19487

SINGH, Naval Kishore et al. Enhanced vermicomposting of leaf litter by white-rot fungi pretreatment and subsequent feeding by *Eisenia fetida* under a two-stage process. **Bioresource Technology Reports**, v. 13, p. 100609, 2021. doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100609

SINGH, Soubam IndraKumar et al. Vermiremediation of allopathic pharmaceutical industry sludge amended with cattle dung employing *Eisenia fetida*. **Environmental Research**, v. 214, p. 113766, 2022. doi.org/10.1016/j.envres.2022.113766

SOOBHANY, N. Insight into the recovery of nutrients from organic solid waste through biochemical conversion processes for fertilizer production: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 241, p. 118413, 2019. doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118413

SOUSA JUNIOR, E S; JUNQUEIRA, A. M; PANTOJA, M. J; SOUSA, R. N. R. L. Comunidades que Sustentam a Agricultura (CSA): percepção de agricultores e coagricultores. **Interações**, v. 24, n. 2, 2023. doi.org/10.20435/inter.v24i2.3403

SWOBODA, Philipp; DÖRING, Thomas F.; HAMER, Martin. Remineralizing soils? The agricultural usage of silicate rock powders: A review. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150976, 2022. Doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150976

TANG, Yuying et al. Harnessing synergy: Integrating agricultural waste and nanomaterials for enhanced sustainability. **Environmental Pollution**, p. 123023, 2023. doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123023

THAMIZHARASAN, A.; AISHWARYA, M.; GAJALAKSHMI, S. Utilizing leaf litter of *Azadirachta indica* for generation of microbial enriched vermicompost. **Bioresource Technology Reports**, p. 101839, 2024. doi.org/10.1016/j.biteb.2024.101839



TIMSHINA, Alina S. et al. Investigating the sources and fate of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in food waste compost. **Waste Management**, v. 180, p. 125-134, 2024. doi.org/10.1016/j.wasman.2024.03.026

TIPPAWAN, Phanicha et al. Composting time minimization of mature vermicompost using desirability and response surface methodology approach. **Computers & Chemical Engineering**, v. 167, p. 108037, 2022. doi.org/10.1016/j.compchemeng.2022.108037

TUMBURE, Akinson et al. Phosphorus recovery from an igneous phosphate rock using organic acids and pyrolysis condensate. **Scientific African**, v. 15, p. e01098, 2022. doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01098

TURAN, Metin et al. Development of organic phosphorus vermicompost from raw phosphate rock using microorganisms and enzymes and its effect on tomato yield. **Scientia Horticulturae**, v. 321, p. 112323, 2023. doi.org/10.1016/j.scienta.2023.112323

TURP, Güldane Ashlı et al. Vermicomposting of biomass ash with bio-waste for solubilizing nutrients and its effect on nitrogen fixation in common beans. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, p. 101691, 2021. doi.org/10.1016/j.eti.2021.101691

UPADHYAY, Sudhir K. et al. Transforming bio-waste into value-added products mediated microbes for enhancing soil health and crop production: perspective views on circular economy. **Environmental Technology & Innovation**, p. 103573, 2024. doi.org/10.1016/j.eti.2024.103573

VALENTE, Beatriz Simões et al. Variabilidade na composição química de vermicompostos comerciais. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 4, p. 557-562, 2018. doi.org/10.18378/rvads.v13i4.5354

VARNAVA, Netkaria; PASHALIDIS, Ioannis. Studies on parameters affecting uranium leaching from phosphate rock. **Sustainable Chemistry for the Environment**, v. 6, p. 100111, 2024. doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100111

VÁSCONEZ-MAZA, Marco D. et al. Characterising an abandoned phosphogypsum deposit by combining radiological, geophysical, geochemical, and statistical techniques. **Catena**, v. 216, p. 106401, 2022. doi.org/10.1016/j.catena.2022.106401

WAN, Biao et al. Rethinking the biotic and abiotic remineralization of complex phosphate molecules in soils and sediments. **Science of The Total Environment**, v. 833, p. 155187, 2022. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155187

WANG, Feng et al. Pollutant control and nutrient recovery of organic solid waste by earthworms: mechanism and agricultural benefits of vermicomposting. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 112610, 2024a. doi.org/10.1016/j.jece.2024.112610

WANG, Lingxiao et al. Mature compost promotes biodegradable plastic degradation and reduces greenhouse gas emission during food waste composting. **Science of The Total Environment**, p. 172081, 2024b. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172081

WANG, Nanyi et al. Greenhouse gas emission characteristics and influencing factors of agricultural waste composting process: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 354, p. 120337, 2024c. doi.org/10.1016/j.jenvman.2024b.120337

WANG, Yongsheng; CUI, Xiao. Modeling and quantification of agricultural waste recycling for agricultural industrial structure optimization in a novelty multi-village industrial complex. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 106, p. 107484, 2024d. doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107484

XU, Qing et al. A comprehensive review on agricultural waste utilization through sustainable conversion techniques, with a focus on the additives effect on the fate of phosphorus and toxic elements during composting process. **Science of the Total Environment**, p. 173567, 2024. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173567

YAN, Yongxue et al. Wollastonite addition stimulates soil organic carbon mineralization: Evidences from 12 land-use types in subtropical China. **Catena**, v. 225, p. 107031, 2023. doi.org/10.1016/j.catena.2023.107031

YANG, Sai et al. Advances in understanding bioaerosol release characteristics and potential hazards during aerobic composting. **Science of The Total Environment**, p. 171796, 2024. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171796

YIN, Qi et al. Promoting the resource utilization of agricultural wastes in China with public-private-partnership mode: An evolutionary game perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 434, p. 140206, 2024. doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140206

YUVARAJ, Ananthanarayanan et al. Centrality of cattle solid wastes in vermicomposting technology—A cleaner resource recovery and biowaste recycling option for agricultural and environmental sustainability. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115688, 2021. doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115688

ZENG, Jiarui et al. N<sub>2</sub>O emissions, microbial community composition and genes expressions in soil amended with vermicomposts derived from different feedstocks. **European Journal of Soil Biology**, v. 115, p. 103473, 2023. doi.org/10.1016/j.ejsobi.2023.103473

ZHANG, Xin et al. Screening of calcium-and iron-targeted phosphorus solubilizing fungi for agriculture production. **Rhizosphere**, v. 26, p. 100689, 2023. doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100689

ZHANG, Xinyi et al. A comparative review on the progress of thermochemical hydrogen production technologies from agricultural waste. **Fuel**, v. 366, p. 131284, 2024. doi.org/10.1016/j.fuel.2024.131284

ZHANG, Yu et al. Vermicomposting preferably alters fungal communities in wasted activated sludge and promotes the production of plant growth-promoting biostimulants in the vermicompost. **Chemical Engineering Journal**, p. 153232, 2024. doi.org/10.1016/j.cej.2024.153232

ZHAO, Qi et al. Dynamics of bacterial community in the foregut and hindgut of earthworms with the nutrition supplied by kitchen waste during vermicomposting. **Bioresource Technology**, v. 374, p. 128777, 2023. doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128777

## ANEXOS

**Anexo 1.** Análise de variância de medidas repetidas (MANOVA) dos parâmetros físico-químicos do vermicomposto de esterco bovino e rocha fosfática enriquecido com fungos e bactérias, isolados ou em consórcio (inóculo), ao longo do período de 120 dias de vermicompostagem (época de avaliação).

Experimento 1 (aplicação única)									
Fonte de variação	pH H <sub>2</sub> O	pH CaCl <sub>2</sub>	CE (mS cm <sup>-1</sup> )	COT (dag Kg <sup>-1</sup> )	NT (dag Kg <sup>-1</sup> )	C:N	P água (g Kg <sup>-1</sup> )	P Cítrico (g Kg <sup>-1</sup> )	ác.
Inóculo	0,1885	0,5292	0,0070	0,0032	0,0060	0,0082	0,0015	0,0031	
Época	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0375	0,0062	0,0068	0,0041	
Inóculo x Época	0,0001	0,6770	0,0071	0,0027	0,0021	0,0064	0,0628	0,0432	
Experimento 2 (duas aplicações aos 30 e 45 DAI)									
Fonte de variação	pH H <sub>2</sub> O	pH CaCl <sub>2</sub>	CE (mS cm <sup>-1</sup> )	COT (dag Kg <sup>-1</sup> )	NT (dag Kg <sup>-1</sup> )	C:N	P água (g Kg <sup>-1</sup> )	P Cítrico (g Kg <sup>-1</sup> )	ác.
Inóculo	0,0032	0,1514	0,0041	0,0021	0,0139	0,0031	0,3955	0,0137	
Época	0,0001	0,0032	0,0001	0,0016	0,0001	0,0017	0,1818	0,0001	
Inóculo x Época	0,0071	0,0421	0,0032	0,0091	0,0210	0,0007	0,1086	0,006	
Experimento 3 (três aplicações aos 30, 45 e 60 DAI)									
Fonte de variação	pH H <sub>2</sub> O	pH CaCl <sub>2</sub>	CE (mS cm <sup>-1</sup> )	COT (dag Kg <sup>-1</sup> )	NT (dag Kg <sup>-1</sup> )	C:N	P água (g Kg <sup>-1</sup> )	P Cítrico (g Kg <sup>-1</sup> )	ác.
Inóculo	0,0093	0,7870	0,0091	0,0032	0,0059	0,0099	0,3045	0,0071	
Época	0,0076	0,0003	0,0034	0,0024	0,0002	0,0052	0,0092	0,0034	
Inóculo x Época	0,0002	0,0334	0,0054	0,0072	0,0071	0,0093	0,0203	0,0065	

**Anexo 2.** Análise de variância de medidas repetidas (MANOVA) dos nutrientes e elementos químicos de interesse presentes no vermicomposto de esterco bovino e rocha fosfática enriquecido com aplicação única de fungos e bactérias, isolados ou em consórcio (inóculo), avaliados no início e ao final do processo de vermicompostagem (época de avaliação).

Experimento 1						
Fonte de variação	Ca (g Kg <sup>-1</sup> )	Mg (g Kg <sup>-1</sup> )	K (g Kg <sup>-1</sup> )	Na (g Kg <sup>-1</sup> )	Zn (g Kg <sup>-1</sup> )	Fe (g Kg <sup>-1</sup> )
Inóculo	0,0006	0,0275	0,3336	0,3275	0,1960	0,0001
Época	0,0125	0,1322	0,5736	0,5897	0,0032	0,0008
Inóculo x Época	0,0039	0,0433	0,1810	0,2366	0,2680	0,0005
	P (g Kg <sup>-1</sup> )	Mn (g Kg <sup>-1</sup> )	Mo (mg Kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg Kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg Kg <sup>-1</sup> )	Co (mg Kg <sup>-1</sup> )
Inóculo	0,0001	0,0111	0,1135	0,4090	0,0951	0,0424
Época	0,0061	0,0057	0,6820	0,2532	0,6479	0,0572
Inóculo x Época	0,0110	0,0415	0,2079	0,1131	0,1915	0,1028

**Anexo 3.** Análise de variância de medidas repetidas (MANOVA) dos nutrientes e elementos químicos de interesse presentes no vermicomposto de esterco bovino e rocha fosfática enriquecido com duas aplicações (aos 30 e 45 DAI) de fungos e bactérias, isolados ou em consórcio (inóculo), avaliados no início e ao final do processo de vermicompostagem (época de avaliação).

Experimento 2						
Fonte de variação	Ca (g Kg <sup>-1</sup> )	Mg (g Kg <sup>-1</sup> )	K (g Kg <sup>-1</sup> )	Na (g Kg <sup>-1</sup> )	Zn (g Kg <sup>-1</sup> )	Fe (g Kg <sup>-1</sup> )
Inóculo	0,4105	0,5787	0,8776	0,8667	0,0813	0,4743
Época	0,0501	0,0781	0,2065	0,2065	0,0465	0,0016
Inóculo x Época	0,4847	0,4313	0,2709	0,2709	0,8744	0,8000
	P (g Kg <sup>-1</sup> )	Mn (g Kg <sup>-1</sup> )	Mo (mg Kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg Kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg Kg <sup>-1</sup> )	Co (mg Kg <sup>-1</sup> )
Inóculo	0,0376	0,8456	0,8579	0,0862	0,5375	0,7980
Época	0,0143	0,0253	0,0644	0,0007	0,4726	0,0089
Inóculo x Época	0,6796	0,5074	0,9755	0,1332	0,9070	0,9060

**Anexo 4.** Análise de variância de medidas repetidas (MANOVA) dos nutrientes e elementos químicos de interesse presentes no vermicomposto de esterco bovino e rocha fosfática enriquecido com três aplicações (aos 30, 45 e 60 DAI) de fungos e bactérias, isolados ou em consórcio (inóculo), avaliados no início e ao final do processo de vermicompostagem (época de avaliação).

Experimento 3						
Fonte de variação	Ca (g Kg <sup>-1</sup> )	Mg (g Kg <sup>-1</sup> )	K (g Kg <sup>-1</sup> )	Na (g Kg <sup>-1</sup> )	Zn (g Kg <sup>-1</sup> )	Fe (g Kg <sup>-1</sup> )
Inóculo	0,0579	0,7934	0,0423	0,0423	0,0240	0,4375
Época	0,0055	0,7322	0,5281	0,8251	0,0004	0,0022
Inóculo x Época	0,0614	0,4654	0,0301	0,0103	0,0072	0,0061
	P (g Kg <sup>-1</sup> )	Mn (g Kg <sup>-1</sup> )	Mo (mg Kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg Kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg Kg <sup>-1</sup> )	Co (mg Kg <sup>-1</sup> )
Inóculo	0,0382	0,1631	0,0050	0,0012	0,3441	0,0990
Época	0,0059	0,0084	0,2598	0,0516	0,3079	0,1230
Inóculo x Época	0,3407	0,5530	0,0010	0,1074	0,8699	0,2210