

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV**  
**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS – PPGCAMB**

**ALESSANDRO COELHO LAZZARI**

**BENTONITA COMO ADITIVO EM COMPOSTAGEM DE LODO DE ETE DA**  
**AGROINDÚSTRIA AVÍCOLA**

**LAGES**  
**2022**

**ALESSANDRO COELHO LAZZARI**

**BENTONITA COMO ADITIVO EM COMPOSTAGEM DE LODO DE ETE DA  
AGROINDÚSTRIA AVÍCOLA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, área de concentração em Tecnologia e Gestão Ambiental. Orientador: Prof. Dra. Martha Mayumi Higarashi. Coorientador: Dr. Juliano Corulli Corrêa.

**LAGES**

**2022**

Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da Biblioteca Setorial do  
CAV/UEDESC, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Lazzari, Alessandro Coelho  
BENTONITA COMO ADITIVO EM COMPOSTAGEM DE  
LODO DE ETE DA AGROINDÚSTRIA AVÍCOLA / Alessandro  
Coelho Lazzari. -- 2022.  
59 p.

Orientadora: Martha Mayumi Higarashi  
Coorientador: Juliano Corulli Corrêa  
Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de  
Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages, 2022.


1. Compostagem. 2. Bentonita. 3. Lodo de ETE. 4. Resíduos da  
agroindústria. I. Higarashi, Martha Mayumi . II. Corrêa, Juliano  
Corulli . III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências  
Ambientais. IV. Título.

**ALESSANDRO COELHO LAZZARI**

**BENTONITA COMO ADITIVO EM COMPOSTAGEM DE LODO DE ETE DA  
AGROINDÚSTRIA AVÍCOLA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, área de concentração em Tecnologia e Gestão Ambiental.

**BANCA EXAMINADORA**

  
Prof. Dra. Martha Mayumi Higarashi  
UDESC/Lages

Membros:

Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso  
EMBRAPA/Concórdia

Prof. Dra. Indianara Fernanda Barcarolli  
UDESC/Lages

Lages, 01 de agosto de 2022.

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus pelo dom da vida.

À minha família, amigos e namorada que sempre acreditaram em meu potencial e estiveram ao meu lado nos momentos bons e ruins.

Aos meus orientadores Prof. Dra. Martha Mayumi Higarashi e Dr. Juliano Corulli Corrêa pela paciência, ensinamento e orientações.

Aos Sr. Joachim Gerecht, Sr. Nino Brocker, funcionários da ETE e estagiários da empresa Vosso do Brasil por todo o apoio e ajuda para realização do projeto.

À Embrapa Suínos e Aves e corpo técnico pela parceria e infraestrutura disponibilizada.

Ao Sr. Nilson Schwartz da Silva e a empresa T-Minas Bentonitas Industriais Ltda pelas informações prestadas e por disponibilizar a bentonita utilizada nos testes.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambientais e professores pela oportunidade e ensinamentos.

À todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho.

## RESUMO

O setor de proteína animal cresce proporcional ao aumento da população mundial e com isso, a quantidade de resíduos gerados se torna cada vez maior. O lodo gerado na estação de tratamento de efluentes de uma agroindústria é um dos resíduos de grande importância, o qual necessita de formas mais sustentáveis de destinação. A compostagem é uma excelente alternativa como forma de tratamento e reaproveitamento deste resíduo, entretanto a sua operação deve ser conduzida de forma a mitigar os impactos ambientais e produzir um fertilizante orgânico de qualidade, onde o uso seja economicamente e ecologicamente sustentável. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a adição de bentonita na compostagem do lodo da ETE de uma indústria do setor avícola com o objetivo de minimizar as perdas de N, aumentar a degradação do C e aumentar a concentração de macro e micronutrientes. O experimento foi realizado em duas etapas, sendo a primeira, a produção de um composto com a proporção lodo/serragem de 5:1 (p/p) e doses crescentes de bentonita (0%, 0,5%, 1%, 3% e 6%). O experimento foi conduzido em triplicata e ao longo do processo foram analisados: pH, matéria seca, temperatura, C, N,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  e, ao fim do processo foram analisados de P, K, Ca, Mg, Cu, Zn e substância húmicas. A segunda etapa consistiu na avaliação agrônômica de dois dos compostos produzidos na primeira etapa, sendo um com presença de 6% bentonita e outro sem bentonita. Para isso foi cultivado milho em ambiente controlado com cinco doses dos compostos (0, 20, 40, 80 e 160  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N) e 60 dias após germinação foi analisado biomassa total, acúmulo de N, P e K no tecido vegetal, eficiência fisiológica e taxa de recuperação. Os dados foram submetidos a análise estatística pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ). Os resultados demonstraram que o uso de bentonita influenciou na maior degradação de C e maiores perdas de N. O composto com bentonita apresentou maior teor de Mg, menor teor de Zn e umidade e maior grau de humificação. No teste com as plantas de milho, comparando o composto com 6% de bentonita e sem bentonita, na dosagem 160  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N a produção de biomassa total e o acúmulo de P no tecido vegetal ficaram, respectivamente, 28,66% e 34,98% superiores no composto com bentonita, a eficiência fisiológica do N ficou 48,76% superior na dosagem de 160  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , a taxa de recuperação de P ficou superior nas dosagens de 20, 80 e 160  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  em 48,3%, 28,2% e 57,6%, respectivamente. Os resultados indicam que o tratamento que recebeu 6% de bentonita apresentou melhor resultado para a cultura do milho.

**Palavras-chave: Compostagem; Bentonita; Lodo de ETE; Resíduos da agroindústria.**

## ABSTRACT

The animal protein sector grows proportionally to the growth in the world population and with that, the amount of waste generated becomes greater. The sludge generated in the effluent treatment plant of an agro-industry is one of the most important wastes, which needs more sustainable ways of disposal. Composting is an excellent alternative as a form of treatment and reuse of this waste, however its operation must be conducted in order to mitigate environmental impacts and produce a quality organic fertilizer, where its use is economically and ecologically sustainable. In this context, the objective of this work was to evaluate the addition of bentonite in the composting of sludge from the WWTP of an industry in the poultry sector in order to minimize N losses, increase C degradation and increase the concentration of nutrients. The experiment was carried out in two stages, the first being the production of a compound with a sludge/sawdust ratio of 5:1 (w/w) and increasing doses of bentonite (0%, 0.5%, 1%, 3 % and 6%). The experiment was carried out in triplicate and throughout the process were analyzed: pH, dry matter, temperature, C, N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and, at the end of the process, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn and humic substances. The second stage consisted of the agronomic evaluation of two of the compounds produced in the first stage, one with the presence of 6% bentonite and the other without bentonite. For this, millet was cultivated in a controlled environment with five doses of the compounds (0, 20, 40, 80 and 160 kg.ha<sup>-1</sup> of N) and 60 days after germination, total biomass, accumulation of N, P and K in the plant tissue were analysed, physiological efficiency and recovery rate. Data were submitted to statistical analysis using the Tukey test (p<0.05). The results showed that the use of bentonite influenced the greater degradation of C and greater losses of N. The compost with bentonite presented higher Mg content, lower Zn and moisture content and higher degree of humification. In the test with millet plants, comparing the compost with 6% bentonite and without bentonite, at the dosage of 160 kg.ha<sup>-1</sup> of N, the production of total biomass and the accumulation of P in the plant tissue were, respectively, 28.66 % and 34.98% higher in the compost with bentonite, the physiological efficiency of N was 48.76% higher at the dosage of 160 kg.ha<sup>-1</sup>, the P recovery rate was higher at the dosages of 20, 80 and 160 kg .ha<sup>-1</sup> at 48.3%, 28.2% and 57.6%, respectively. The results indicate that the treatment that received 6% of bentonite presented better results for the millet culture.

**Keywords: Compost. Bentonite. WWTP sludge. Agribusiness waste.**

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Perfil de temperatura típico da compostagem.....	19
Figura 2 – Estrutura da montmorilonita .....	22
Figura 3 – Estrutura para realizar o experimento de produção do composto com diferentes concentrações de bentonita.....	25
Figura 4 – Preparo dos caixotes com serragem (A), dosagem de lodo (B) e dosagem de bentonita (C) .....	27
Figura 5 – Solo utilizado no experimento em vaso sendo peneirado.....	30
Figura 6 – Vasos com milho em fase de crescimento.....	31
Figura 7 – Temperatura dos tratamentos durante período de compostagem .....	34
Figura 8 – Diagrama de frequência das temperaturas dos tratamentos durante processo de compostagem .....	35
Figura 9 – Umidade dos tratamentos durante processo de compostagem .....	36
Figura 10 – Comportamento do pH durante processo de compostagem .....	37
Figura 11 – Relação C/N ao longo do processo de compostagem .....	39
Figura 12 – Mudança do carbono orgânico durante processo de compostagem .....	40
Figura 13 – Percentual médio de redução do C durante a compostagem .....	40
Figura 14 – Comportamento do nitrogênio total durante o processo de compostagem .....	41
Figura 15 – Percentual médio de redução do N durante a compostagem .....	42
Figura 16 – Comportamento de N-NH <sub>4</sub> durante a compostagem.....	44
Figura 17 – Comportamento do N-NO <sub>2</sub> durante a compostagem .....	44
Figura 18 – Comportamento N-NO <sub>3</sub> durante o processo de compostagem .....	45
Figura 19 – Produção média de massa seca da parte aérea (A), raiz (B) e total (C) .....	48
Figura 20 – Acúmulo médio de N, P e K no tecido vegetal .....	48



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização do lodo da ETE usado no teste (base natural) .....	26
Tabela 2 – Composição química da bentonita T-Cond QB41 .....	27
Tabela 3 – Quantidade de material utilizado em cada tratamento em kg (base natural) .....	27
Tabela 4 – Cronograma de coleta de amostras e aplicação de lodo na compostagem .....	29
Tabela 5 – Concentração de N (%) presente nos tratamentos no início e fim de cada aplicação.	42
Tabela 6 – Propriedades químicas do composto ao final da compostagem (base seca) .....	46
Tabela 7 – Média de produção de biomassa total (g/vaso) dos compostos com bentonita, sem bentonita, mineral e controle.....	50
Tabela 8 – Média da eficiência fisiológica (mg/mg) de N, P e K das plantas cultivadas com tratamento B-0% e B-6% em diferentes dosagens .....	51
Tabela 9 – Média da taxa de recuperação de N, P e K das plantas cultivadas com tratamento B-0% e B-6% em diferentes dosagens .....	52

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF	Ácidos fúlvicos
AH	Ácidos húmicos
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Óxido de alumínio
CaO	Óxido de cálcio
C/N	Carbono/Nitrogênio
CH <sub>4</sub>	Metano
CO <sub>2</sub>	Gás Carbônico
COT	Carbono Orgânico Total
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Óxido de ferro
GEEs	Gases do Efeito Estufa
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de Hidrogênio
H <sub>2</sub> O	Água
Kg/ha	Quilograma por hectare
Mg/kg	Miligrama por quilograma
MgO	Óxido de magnésio
N <sub>2</sub> O	Óxido Nitroso
N-NH <sub>3</sub>	Amônio
N-NH <sub>4</sub>	Amônia
N-NO <sub>2</sub>	Nitrito
N-NO <sub>3</sub>	Nitrato
Na <sub>2</sub> O	Óxido de sódio
PR	Paraná
K <sub>2</sub> O	Óxido de potássio
SH	Substâncias húmicas
SiO <sub>2</sub>	Dióxido de silício
TiO <sub>2</sub>	Dióxido de titânio

## LISTA DE SÍMBOLOS

Al	Alumínio
C	Carbono
Ca	Cálcio
Cu	Cobre
K	Potássio
Mg	Magnésio
N	Nitrogênio
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
Zn	Zinco

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>16</b>
2.1.1	OBJETIVOS GERAIS.....	16
2.1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>17</b>
3.1	LODO DA ETE.....	17
3.2	COMPOSTAGEM.....	18
3.3	BENTONITA.....	21
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>25</b>
4.1	PRODUÇÃO DO COMPOSTO .....	25
4.2	AVALIAÇÃO AGRONÔMICA DO COMPOSTO.....	30
4.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	33
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>34</b>
5.1	PRODUÇÃO DO COMPOSTO COM DIFERENTES DOSAGENS DE BENTONITA.....	34
5.1.1	Temperatura, umidade e pH.....	34
5.1.2	Alterações no carbono e nitrogênio.....	38
5.1.3	Características do composto final.....	45
5.2	TESTE DO COMPOSTO COM MILHETO EM VASOS.....	47
5.2.1	Produção de biomassa e acúmulo de N, P e K no tecido vegetal.....	47
5.2.2	Eficiência fisiológica e taxa de recuperação.....	50
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>53</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>54</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A produção de carne de frango é a que tem apresentado o maior crescimento mundial dentre todas as proteínas animais, superando a produção de carne bovina e aproximando-se da carne suína, devendo ultrapassá-la em breve. Já no Brasil, o volume produzido de carne de frango superou a carne bovina e suína, sendo hoje a mais produzida (ANUÁRIO DA AVICULTURA INDUSTRIAL, 2019).

Com o acelerado desenvolvimento do setor avícola, houve também o aumento na produção dos efluentes oriundos da industrialização da carne de frango. Esses efluentes apresentam elevada carga orgânica e microbiológica, sendo então potenciais causadores de poluição se dispostos de maneira inadequada no meio ambiente. Entretanto, esses resíduos apresentam capacidade de agregação de valor quando utilizadas técnicas que reduzam o potencial poluente e garantam a qualidade sanitária do material (SUNADA et al., 2014).

Diversos autores têm estudado o uso de resíduos na recuperação da qualidade química do solo. Os estudos realizados, que são na sua maioria voltados para o uso de lodo de esgoto sanitário, demonstram que o lodo de esgoto tem se mostrado como uma ótima alternativa para o incremento dos teores de nutrientes e matéria orgânica (BONINI; ALVES; MONTANARI, 2015; KOŃCZAK; OLESZCZUK, 2018).

O lodo pode ser definido como uma suspensão aquosas de sólidos (semissólido) de características orgânicas e inorgânicas formadas em decorrência do tratamento físico, físico-químico e biológico (CAVALCANTI, 2012; LIU et al., 2018). Nele, os poluentes, nutrientes e contaminantes são concentrados e sua composição varia em função de sua origem, sendo normalmente composto por sólidos orgânicos (proteínas, carboidratos, gorduras, etc.) e inorgânicos (areia, sais, metais, etc.), além de apresentar uma concentração representativa de Nitrogênio (N) e outros nutrientes (COSTA; COSTA, 2011).

A compostagem tem sido considerada uma tecnologia interessante para se tratar os resíduos orgânicos, entre eles os lodos de estações de tratamento, visto que a estabilização da matéria orgânica acontece em condições de altas temperaturas, obtendo-se no final do processo, um produto estável, sanitizado, rico em compostos húmicos e que não oferece riscos ao meio ambiente quando disposto no solo (ORRICO et al., 2012). Desta forma, o uso da compostagem como prática para tratamento dos resíduos orgânicos é muito interessante pois possibilita a reciclagem de nutrientes através da produção de fertilizantes orgânicos que proporcionam a melhoria na produtividade, aumento da qualidade do solo, e um sistema mais sustentável de produção com a consequente redução de impacto ao meio ambiente.

Se por um lado a reciclagem de resíduos orgânicos através da compostagem tem o impacto positivo sobre o meio ambiente, por outro pode haver impactos negativos quando o processo não é conduzido da forma correta, principalmente pela emissão de gases poluentes. Higarashi (2010) cita que dentre os poluentes gasosos emitidos pela compostagem se destacam a amônia ( $\text{NH}_3$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e compostos orgânicos voláteis relacionados a odores ofensivos (ácidos graxos voláteis, aromáticos, sulfurados, amidas e álcoois).

Durante o processo de compostagem, principalmente quando conduzido de forma errônea, é comum ocorrer elevadas perdas de N. Essas perdas, além de contribuir para o aumento dos gases de efeito estufa (GEEs) na atmosfera, resulta em compostos orgânicos de menor valor agrônômico. Estudos demonstraram que aditivos como a zeólita (WANG et al., 2017b), biochar (MAO et al., 2018), dicianodiamida (OLIVEIRA et al., 2020), estruvita (FUKUMOTO et al., 2011), fosfato e bentonita (LI et al., 2020), entre outros, possuem a capacidade de reduzir a emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , o que normalmente acontece em função das suas propriedades físicas de adsorção (GUO et al., 2020), precipitação ou pela capacidade de inibir a nitrificação, com é o caso da dicianodiamida (OLIVEIRA et al., 2020).

Recentemente tem ocorrido um aumento no interesse em formulações de fertilizantes e uso de aditivos que ajudam a aumentar a eficiência do fertilizante aplicado. Diferentes processos e produtos já foram estudados e estão disponível para atender essa necessidade, entre eles pode-se citar os produtos que interferem nos processos biológicos dos nutrientes no solo. Estes incluem inibidores da nitrificação, inibidores da urease, e outros produtos que podem ser usados para interromper, ou diminuir a cinética dos processos envolvidos no ciclo do N que são regulados por uma série de bactérias. O uso dessas alterações para aumentar a eficiência dos fertilizantes depende dos benefícios potenciais em termos agrônômicos, econômicos, e fatores ambientais (REETZ, 2017).

Diversos estudos apontam para o uso de bentonita como aditivo para aumentar a capacidade de troca catiônica do solo (AL-KINANI; JARALLAH, 2021; YOUSSEF, 2013), aumentar as substâncias húmicas do composto, reter água (CHALLENGES; OBTAINING, 2009; MURRAY, 2006), reduzir as perdas de N na compostagem (GUO et al., 2020; LI et al., 2020; WANG et al., 2017a; ZHANG; SUN, 2017), entre outros benefícios.

Em geral, verifica-se que, as doses crescentes de bentonita favorecem a CTC, isso, devido ao fato das argilas terem alta micro porosidade, maior superfície específica, aumentando a quantidade de sítios disponíveis para as ligações, favorece assim uma maior troca catiônica.

Pode-se inferir que, a bentonita é favorável à liberação de cátions trocáveis para o solo (TITO; FERNANDES, 2019).

Ren et al., (2019) investigaram os efeitos do uso de bentonita de amina terciária em diversas proporções sobre a transformação do carbono (C) em compostagem de esterco de aves com palha de trigo e observaram que a adição da bentonita promoveu a degradação do COT e reduziu a emissão da CH<sub>4</sub> entre 12,13 a 32,77% e N<sub>2</sub>O entre 35,23 a 58,77%.

O uso da bentonita apresenta diversas vantagens quando comparado com muitos outros materiais disponíveis comercialmente, tendo em vista o custo, disponibilidade, propriedades de adsorção, não toxicidade, dentre outros (BHATTACHARYYA; GUPTA, 2008). No entanto, estudos utilizando esse material em compostagem são recentes, e ainda existem lacunas no sentido de avaliar a quantidade ideal a ser adicionado de forma a tornar o processo mais eficiente e operacionalmente viável. Desta forma a presente pesquisa busca contribuir com dados para entender melhor os efeitos da bentonita usada como aditivo na compostagem do lodo da indústria avícola e posterior uso do composto como fertilizante orgânico de alta qualidade.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVOS GERAIS

Avaliar os efeitos causados pela adição de bentonita na compostagem do lodo de ETE da agroindústria avícola com o propósito de acelerar a degradação do carbono, conservação de macro e micronutrientes no composto e melhoria na qualidade agronômica do fertilizante orgânico produzido.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Realizar um balanço de massa para avaliar reduções de carbono orgânico total e nitrogênio total nos diferentes tratamentos.
- b) Comparar a retenção de N, P, K, Ca, Mg, Zn, Cu e substâncias húmicas do composto final entre os diferentes tratamentos.
- c) Comparar a eficiência dos fertilizantes com e sem bentonita a partir da análise de produção de biomassa, acúmulo de N, P e K no tecido vegetal, eficiência fisiológica e taxa de recuperação usando milho cultivado em vaso como planta indicadora.
- d) Comparar a temperatura e umidade ao longo do processo de compostagem entre os tratamentos.
- e) Avaliar a dinâmica do nitrogênio ao longo do processo nas formas de N,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ .



### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 LODO DA ETE

De maneira geral, os subprodutos sólidos gerados no tratamento dos esgotos são: material gradeado, areia, espuma, lodo primário e lodo secundário. Destes subprodutos, o principal em termos de volume e importância é representado pelo lodo (Von Sperling, 1996). O lodo proveniente da estação de tratamento de efluentes são parte integrante dos resíduos sólidos que resultam da atividade industrial e podem ser definidos como suspensões aquosas de sólidos de características orgânicas e inorgânicas formadas em decorrência do tratamento físico, físico-químico e biológico de águas residuárias (CAVALCANTI, 2012).

No que diz respeito ao tipo de lodo que é gerado na ETE de uma indústria, suas características dependem do segmento industrial e sistema de tratamento adotado. Por exemplo, uma ETE que possui tratamento anaeróbio o lodo produzido usualmente está estabilizado, requerendo apenas a sua disposição final. Em outros sistemas, como o de lagoas facultativas, o lodo usualmente permanece retido no sistema durante todo o horizonte de operação, não necessitando ser removido e tratado. No entanto lodos primários e lodos provenientes de processos aeróbios precisam de tratamento, cujas principais etapas com os respectivos objetivos são: adensamento (redução de volume), estabilização (redução de sólidos voláteis), condicionamento (preparação para a desidratação), desidratação (remoção de umidade excessiva) e disposição final (VON SPERLING, 1996).

Segundo Pires, Adriana M. M.; Mattiazzo (2008), mesmo os aterros sanitários controlados, ambientalmente corretos, podem não representar a melhor solução para a destinação final do lodo, visto que, o custo de operação é muito alto e a longevidade desses aterros é bastante limitada. Dentro das opções de disposição, a reutilização é, sem dúvida, a opção mais interessante sob o ponto de vista econômico, ambiental, e, muitas vezes social. A reciclagem de resíduos, principalmente os resíduos orgânicos oriundos da agroindústria, apresenta um benefício inquestionável, pois, em função da sua origem, a probabilidade destes apresentarem contaminantes em sua composição é pequena.

Desta forma, a compostagem constitui uma alternativa economicamente viável e ambientalmente correta para a estabilização de resíduos orgânicos industriais e de estações de tratamento, com possibilidade de aproveitamento agrônomico desses resíduos (PAREDES FILHO, 2011), uma vez que o composto produzido possui características muito interessante e grande potencial para uso seguro na agricultura.

### 3.2 COMPOSTAGEM

A compostagem é um processo que permite a melhoria das características químicas, físicas e biológicas de materiais orgânicos, onde o objetivo principal é a obtenção de fertilizantes ou substratos para serem utilizados na agricultura (LEAL et al., 2010). Pode ser definida como um processo de biodecomposição da matéria orgânica dependente de oxigênio e com geração de calor, levando a temperaturas típicas de 50 a 65°C, e picos que podem chegar à mais de 70°C (INÁCIO; MILLER, 2009).

Segundo Brito (2017), é considerada um processo predominantemente aeróbio, mas para que ocorra, faz-se necessário além do oxigênio, que exista água, carbono e nutrientes para estimular o crescimento microbiano. Neste processo os microrganismos decompõem a matéria orgânica e produzem calor, CO<sub>2</sub>, água (H<sub>2</sub>O), sais minerais, húmus e gases, entre eles, aqueles compostos por N. As bactérias, fungos e actinomicetos excretam enzimas capazes de catalisar a hidrólise de moléculas orgânicas complexas, tornando-as mais simples, e assim mais acessíveis para serem absorvidas pelos microrganismos e utilizadas no seu metabolismo. A matéria orgânica é assim sucessivamente oxidada até ser mineralizada.

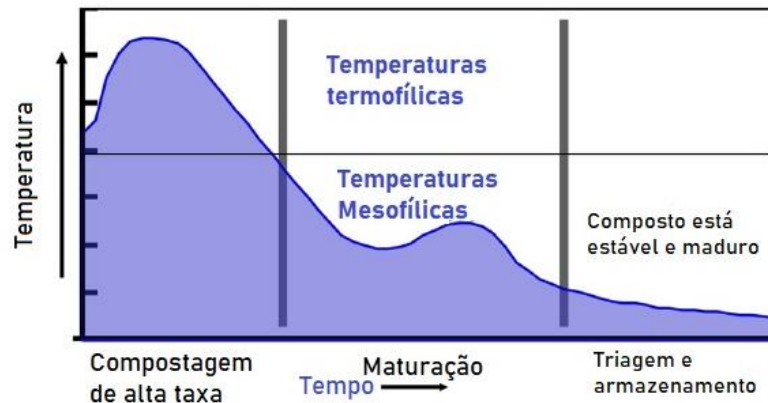
A compostagem ocorre através de três fases distintas, que podem ser divididas com base na temperatura da massa do composto: (1) a fase mesofílica ou fase de temperatura moderada, que dura alguns dias; (2) a fase termofílica ou fase de alta temperatura, que pode ser mantida de alguns dias a algumas semanas; e (3) uma longa fase de resfriamento e maturação (WONG; WANG; SELVAM, 2017). Segundo Leite (2015) e Brito (2017), a fase termófila consiste na biodegradação ativa, onde há uma intensa atividade dos microrganismos que decompõe a matéria orgânica, alto consumo de oxigênio e elevação da temperatura, que inicia entre 40 e 55°C. Neste período as temperaturas aceleram a hidrólise do material biodegradável e devem destruir os organismos patogênicos e as sementes infestantes.

Na fase mesófila, também chamada de maturação ou estabilização, há uma diminuição da atividade microbiológica e temperatura, com valores inferiores a 45°C. Nesta etapa o processo de degradação da matéria orgânica é reduzido e ocorre predominantemente transformações de ordem química, ou seja, polimerização de moléculas orgânicas estáveis, conhecido como humificação, resultando na maturação do composto, onde o material se torna estável, escuro, amorfo, com aspecto de húmus e um cheiro de terra (BRITO, 2017).

A produção de calor na compostagem é indicativo da atividade biológica, sendo desta forma o fator mais importante para determinar se a operação da compostagem está acontecendo

como desejável. Um perfil de temperatura típico do processo de compostagem é apresentado na figura 1.

Figura 1 – Perfil de temperatura típico da compostagem.



Fonte: Adaptado de Wong; Wang; Selvam (2017 p.60).

A aeração e a mistura são extremamente importantes para fornecer oxigênio para as bactérias e dissipação do calor de forma manter as temperaturas abaixo do limite inibitório ( $>70^{\circ}\text{C}$ ). Durante a fase termofílica, a degradação da matéria orgânica, incluindo proteínas, gorduras e carboidratos complexos, é acelerada. A medida que os compostos orgânicos facilmente disponíveis se esgotam, a temperatura do composto diminui gradualmente e os microrganismos mesófilos voltam a dominar a massa de compostagem, caracterizando a fase de cura e maturação (WONG; WANG; SELVAM, 2017).

Segundo Brito (2017), a relação C/N (p/p) de 30 é considerada ideal para iniciar o processo de compostagem. Para relações abaixo de 30, o N ficará em excesso e poderá ser perdido como  $\text{NH}_3$ , já para relações mais elevadas, a falta de N limita o crescimento microbiano, fazendo com que compostagem se processe mais lentamente e C não seja totalmente degradado. Em função das características físicas e químicas, principalmente a quantidade significativa de N, o lodo de ETE não é naturalmente adequado ao processo de compostagem, sendo necessário a adição de fonte de C para balancear a relação C/N e desta forma possibilitar a estabilização dos resíduos dentro de um tempo adequado e com o mínimo de perdas de nutrientes, principalmente o N que é altamente volátil durante a fase termófila do processo (ANGNES et al., 2013; XU et al., 2019; BERNARDI, 2015).

Wang et al., (2016) citam que no caso da compostagem do lodo de ETE da agroindústria avícola, um agente volumoso amplamente utilizado é a maravalha, a qual pode elevar a relação de C/N e favorecer a aeração. No entanto, estes volumosos apresentam fração orgânica de difícil

degradação, que necessitam de maiores temperaturas e tempo de compostagem, reduzindo assim a disponibilidade de C no início do processo, período que concentra as maiores perdas de N. Sunada et al. (2014) observaram reduções de 43% na quantidade de N presente no composto final, mas apesar das reduções de N, a compostagem demonstrou ser um método eficiente no tratamento dos resíduos sólidos de abatedouro avícola.

O controle das formas de nitrogênio nos compostos, ou seja, nitrogênio amoniacal nítrico, orgânico e total, determina os efeitos dos nutrientes nas plantas em função do tempo, sendo também um parâmetro principal em relação à qualidade dos compostos e seu valor de mercado (DE GUARDIA et al., 2008). A transformação do nitrogênio durante a compostagem é influenciada por uma série de reações bioquímicas, entre elas a que levam à amonificação, nitrificação e desnitrificação. A amonificação do nitrogênio orgânico é a primeira etapa da transformação do nitrogênio durante a compostagem, que é seguida pela nitrificação e desnitrificação. O amônio é produzido durante a degradação microbiana de matéria orgânica contendo nitrogênio e parte dele é utilizado para constituir as células dos microrganismos envolvidos no processo. A maior parte da amonificação ocorre na fase inicial da compostagem, muitas vezes coincidindo com a fase termofílica. Quando o pH do composto aumenta para a faixa alcalina, ocorre a volatilização do N na forma de  $\text{NH}_3$ , sendo que esta forma pode contribuir com até 90% do nitrogênio perdido, além de resultar em problemas de odor (WONG; WANG; SELVAM, 2017).

Embora as perdas de N aconteçam ao longo de todo o processo de compostagem, o estágio termofílico favorece as emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$  (ANGNES et al., 2013; GE et al., 2018). As emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  contribuem para o aquecimento global e destruição da camada de ozônio e a emissão de  $\text{NH}_3$  é considerada a principal rota de perda do N no processo de compostagem, estando envolvida em deposição ácida e eutrofização de habitats aquáticos (FUKUMOTO et al., 2011).

As perdas de N durante a compostagem pode se dar também pela desnitrificação quando o ambiente favorece a nitrificação e desnitrificação biológica simultânea, como foi observado na compostagem de dejetos suínos com mistura mecanizada (CÁCERES; MALÍŃSKA; MARFÀ, 2018). A alta concentração de amônio ( $\text{N-NH}_4$ ) somado a elevados teores de umidade e condições de baixa concentração de oxigênio, são consideradas as principais causas das perdas de N por desnitrificação e como consequência, essas perdas tendem a ser emitida em grande parte como dinitrogênio ( $\text{N}_2$ ) ao invés de  $\text{NH}_3$  (CHIUMENTI, 2015).

De maneira geral, as perdas de N se intensificam com o aumento da temperatura, com a baixa relação de C/N e com o aumento do pH (ANGNES et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2020).

Uma das formas de reduzir essas perdas seria aumentar a razão C/N da mistura (BRITO, 2015), entretanto a relação C/N não pode, isoladamente, definir se haverá ou não grandes perdas de N durante o processo. Deve-se levar em consideração também a qualidade carbono, sendo que, quanto maior for a resistência para que ocorra a degradação do substrato utilizado como fonte de C, maiores serão as perdas de N (ORRICO JUNIOR, ORRICO & LUCAS JUNIOR, 2010). Diminuir o pH e o número de revolvimentos das pilhas durante a fase termófila da compostagem são outras formas de minimizar as perdas de N (Brito, 2015).

As elevadas perdas de N na compostagem além de contribuir para o aumento dos GEEs na atmosfera, ainda resulta em compostos orgânicos de menor valor agrônômico (DE GUARDIA et al., 2008), sendo também um parâmetro principal em relação à qualidade dos compostos e seu valor de mercado. Para atender à exigência de N da cultura, uma alta taxa de aplicação de composto pode ser necessária para composto com baixo teor de nitrogênio, o que poderá causar impactos negativos, tais como afetar os microrganismos presentes no solo ou a lixiviação de nutrientes presentes nos substratos orgânicos que causam contaminação das águas. Portanto, o equilíbrio relativo de nutrientes é essencial para mineralizar o nitrogênio e o teor de nutrientes no composto é um fator crucial que determina o seu uso efetivo no solo (WONG; WANG; SELVAM, 2017).

Uma forma alternativa e amplamente estudada para reduzir essas perdas é a aplicação de aditivos no processo. Estudos demonstraram que a zeólita (WANG et al., 2017b), biochar (MAO et al., 2018), dicianodiamida (OLIVEIRA et al., 2020), estruvita (FUKUMOTO et al., 2011), bentonita (GUO et al., 2020; LI et al., 2020; WANG et al., 2017a; ZHANG; SUN, 2017) entre outros, possuem a capacidade de reduzir a emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , o que normalmente acontece em função das suas propriedades físicas de adsorção (GUO et al., 2020), precipitação (estruvita), ou pela capacidade de inibir a nitrificação, como é o caso da dicianodiamida (OLIVEIRA et al., 2020).

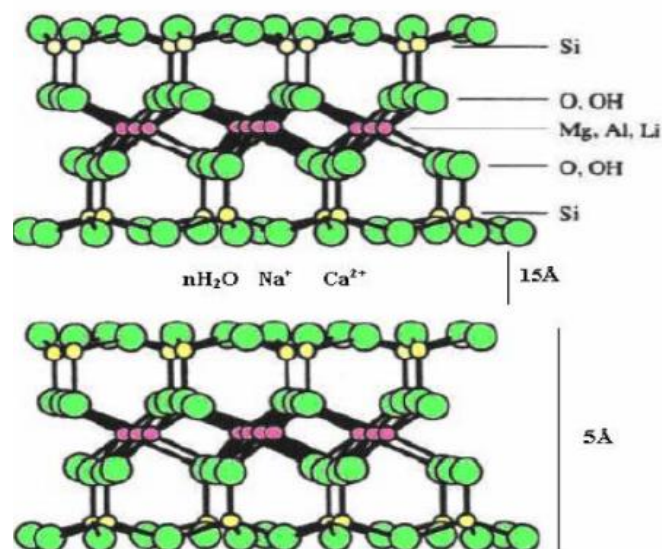
### 3.3 BENTONITA

O termo bentonita é usado para designar uma argila com alto teor de montmorilonita pertencente ao grupo das esmectitas. O maior produtor mundial de bentonita é os Estados Unidos, e no Brasil os depósitos de argilas bentoníticas da Paraíba se constituem em um dos mais importantes jazimentos brasileiros deste mineral (B. M. A. BRITO, 2016; SILVA; FERREIRA, 2008).

As argilas bentoníticas são argilas formadas pela devitrificação e subsequente alteração química de tufos ou cinzas vulcânicas. De acordo com o cátion de compensação presente na argila, as bentonitas podem ser monocatiônicas ou policatiônica. Bentonitas policatiônicas, quando transformadas em sódicas pelo tratamento com carbonato de sódio, incham na presença de água, aumentando várias vezes o seu volume, formando géis tixotrópicos (B. M. A. BRITO, 2016; DE GEOLOGIA et al., 2007; LI; SUN; LI, 2020).

A bentonita existe como uma estrutura de cristais do tipo 2:1, composta por dois tetraedros de silício-oxigênio imprensado entre uma camada de octaedros de oxigênio-alumínio, conforme ilustra a figura 2. Devido à presença de cobre (Cu), magnésio (Mg), cálcio (Ca) e outros cátions na estrutura em camadas formada pelo cristal, a interação com o cristal é muito instável. Além disso, é facilmente trocado por outros cátions o que lhe confere uma melhor troca iônica (LI; SUN; LI, 2020). Os cátions dentro das lamelas cristalinas e os cátions interlamelares podem ser trocados por outros cátions (orgânicos ou inorgânicos) presentes em uma solução aquosa sem que isso modifique a estrutura da argila. Adicionalmente, a hidratação dos cátions interlamelares causa o acúmulo de moléculas de água no espaço interlamelar das argilas e seu consequente inchamento ou expansão, aumentando as distâncias interlamelares (CHALLENGES; OBTAINING, 2009).

Figura 2 – Estrutura da montmorilonita



Fonte: Silva; Ferreira, (2008).

As características peculiares das bentonitas como elevada superfície específica, porosidade e adesão microbiana, grande capacidade de troca catiônica e tixotropia lhe conferem propriedades muito específicas, que lhe permitem aplicações nas mais diversas áreas como, por

exemplo, metalurgia, perfuração de poços artesianos, poços de petróleo, indústria de cerâmica, vedação de solos e outros (DE GEOLOGIA et al., 2007). Além disso, esse mineral de argila, carregado negativamente, é considerado a parte ativa dos solos influenciando a retenção e movimentação de água no solo, e a adsorção e troca catiônica podendo ser utilizado como condicionador químico e físico dos solos, da mesma forma como remediador de solos e/ou dos efluentes contaminados (TITO; CAROLINA; VASCONCELOS, 2016), sendo então considerado adequado para proteção ambiental (FERNÁNDEZ-NAVA et al., 2011).

A bentonita tem sido muito estudada e constatou-se que este mineral argiloso é um dos melhores potencializadores minerais para diferentes solos devido a sua capacidade de melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, aumentando a disponibilidade de nutrientes e fertilidade do solo, com benefícios ao crescimento e a produtividade das plantas (AL-KINANI; JARALLAH, 2021; YOUSSEF, 2013). O uso deste material apresenta diversas vantagens quando comparado com muitos outros materiais disponíveis comercialmente, tendo em vista o custo, disponibilidade, propriedades de adsorção, não toxicidade, dentre outros (BHATTACHARYYA; GUPTA, 2008).

As bentonitas são usadas como aditivos para fertilizantes químicos como forma de diluentes para fornecer a concentração ideal dos nutrientes necessários as plantas. Em regiões áridas, são utilizadas bentonitas com alta capacidade de absorção e retenção de água, onde os solos são grosseiros e porosos e perdem umidade rapidamente (MURRAY, 2006).

Em geral, verifica-se que, as doses crescentes de bentonita favorecem a CTC, isso, devido ao fato das argilas terem alta micro porosidade, maior superfície específica, aumentando a quantidade de sítios disponíveis para as ligações, ou seja, favorecendo assim uma maior troca catiônica. Pode-se inferir que, a bentonita é favorável à liberação de cátions trocáveis para o solo (TITO; FERNANDES, 2019)

Diversos estudos foram realizados para avaliar o uso da bentonita em compostagens. Li et al. (2012), ao estudar a transformação dos nutrientes durante a compostagem de esterco de porco com bentonita, verificaram que a bentonita não teve efeitos significativos sobre o pH e temperatura durante a compostagem, no entanto influenciou na condutividade elétrica, umidade, matéria orgânica, nitrogênio total (NT) e nitrato ( $\text{NO}_3$ ). A bentonita facilitou a degradação da matéria orgânica, aumentou a quantidade de NT e diminuiu a relação C/N. Já o índice de germinação de sementes de mostarda reduziu à medida que foi aumentada a proporção de bentonita. Os autores sugerem pesquisas com concentrações inferiores a 2,5% de bentonita.

Em estudos com adição combinada de bentonita e algas durante a fase bio-oxidativa, Zhang e Sun (2017), observaram que o uso de bentonita reduziu as perdas de N por volatilização

e acelerou o processo de compostagem, melhorando as condições físico-químicas do composto, aumentou a taxa de respiração e a atividade enzimáticas, diminuindo as emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . A combinação da bentonita com algas melhorou a qualidade do composto final em termos de capacidade de retenção de água, porosidade, distribuição de tamanho de partículas, relação C/N, humificação, quantidade de nutrientes e fitotoxicidade.

Awasthi et al. (2018a) estudaram a viabilidade da aplicação de bentonita cálcica combinada com *biochar* na compostagem de lodo de esgoto desidratado e palha de trigo, tendo como foco a mitigação dos GEEs e perda de nutrientes. Neste estudo concluiu-se que a aplicação de 12% de *biochar* + 4% de bentonita cálcica promoveu a rápida degradação da matéria orgânica, minimizou a emissão de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , bem como minimizou as perdas de carbono orgânico total (COT) e NT, acelerando a estabilização do composto, sendo então uma importante prática para redução de GEEs.

Ren et al., (2019) investigaram os efeitos do uso de bentonita de amina terciária em diversas proporções sobre a transformação do C em compostagem de esterco de aves com palha de trigo e observaram que a adição da bentonita promoveu a degradação do COT e reduziu a emissão da  $\text{CH}_4$  entre 12,13 a 32,77% e  $\text{N}_2\text{O}$  entre 35,23 a 58,77%. Awasthi et al., (2018b) ao comparar o uso de bentonita, em diversas concentrações, como aditivo para compostagem de lodo de esgoto com palha de trigo como material estruturante, concluíram que a proporção entre 6 a 10% de bentonita (p/p) estimulou significativamente a degradação da matéria orgânica e encurtou o tempo para estabilização do composto em 3 semanas, no entanto elevou o potencial hidrogeniônico (pH) a índices maiores que o limite permitido, atingindo valores de até 9,84.

A bentonita tem sido amplamente aplicada como material adsorvente para remover poluentes das águas residuais, no entanto os efeitos da bentonita como aditivo para compostagem carecem de estudos (WANG et al., 2016a).



## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 PRODUÇÃO DO COMPOSTO

Os compostos foram produzidos em escala piloto nas dependências da indústria Vosso do Brasil Alimentos Congelados, situada em Lages, SC (coordenadas 27°45'03.40" S, 50°20'27.99" O). O experimento foi realizado em caixotes de polipropileno com volume de 0,594 m<sup>3</sup> (0,6m altura, 0,9m largura e 1,10m comprimento), os quais foram dispostos em local coberto (figura 3) e adicionado em cada caixote 100kg de serragem de pinus recém cortado, adquirido na serraria Righez localizada na cidade de Capão Alto, SC, cuja umidade apresentava valor de 50,24%.

Figura 3 – Estrutura para realizar o experimento de produção do composto com diferentes concentrações de bentonita



Fonte: Elaborada pelo autor (2021)

Conforme citado na literatura, a relação C/N de 30 é a ideal para garantir boas condições para o processo de compostagem, entretanto, como nem todo o C e N presentes no material a ser compostado estão prontamente disponíveis para os microrganismos, e a indústria onde foi realizado o experimento ter encontrado o melhor resultado na compostagem em operação utilizando a proporção de lodo e serragem de 5:1 (p:p), foi mantida essa proporção no teste.

Logo, com a serragem já nos caixotes, foram aplicados 500kg de lodo provenientes da ETE da empresa em cada caixote. Esse volume total de lodo se aplicado em uma única parcela, elevaria muito a umidade do leito de compostagem o que dificultaria a transferência de oxigênio

no leito de compostagem, criando ambiente anaeróbico. Desta forma, em função da dificuldade em realizar essa aplicação em muitas parcelas, assim como acontece na compostagem industrial atualmente em operação na empresa, foi definido 3 aplicações que ocorrem em diferentes intervalos de tempo. A primeira aplicação com 40% do volume total de lodo (200kg) com 80,6% de umidade foi aplicado no primeiro dia do experimento, a segunda com 30% do volume total de lodo (150kg) com 78,18% de umidade, 30 dias após a primeira aplicação e a terceira aplicação também com 30% do volume total do lodo (150kg) com 81,04% de umidade, 88 dias após a primeira aplicação. O lodo utilizado no experimento é composto por material orgânico e inorgânico removido do efluente da agroindústria pelo flotador e levado à concentração próxima a 20% de sólidos em prensa desaguadora, o qual foi coletado minutos antes de cada aplicação. A tabela 1 apresenta as análises de caracterização do lodo e da serragem que foram utilizados no experimento.

Tabela 1 – Caracterização do lodo da ETE usado no experimento (base natural)

Parâmetro	Lodo	Serragem
Carbono Orgânico Total	9,38 % (0,13)	24,19 %
Nitrogênio Total	1,53 % (0,02)	0,11%
Matéria seca	20,06% (0,08)	49,76%
pH	5,79 (0,05)	5,12

Coeficiente de variação entre parêntese. Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado com cinco níveis de aplicação de bentonita, nas concentrações 0, 0,5, 1, 3 e 6%, com três repetições, totalizando 15 tratamentos.

A bentonita utilizada no teste, denominada comercialmente de T-Cond QB41, é proveniente da indústria T-Minas Bentonitas Industriais Ltda., localizada na cidade de Quatro Barras no Paraná. O produto é um formulado de bentonita policatiônica de média concentração de montmorilonita que apresenta como principais características a alta superfície específica, média-alta capacidade de troca catiônica (CTC), contendo elétrons desemparelhados, que tem a capacidade de absorção de água e adsorção de cátions. A tabela 2 apresenta a composição química deste produto.

A dosagem de bentonita foi realizada juntamente com o lodo em 5 diferentes concentrações em função do lodo, sendo 0,0% (controle); 0,5% (2,5kg); 1,0% (5,0kg) 3,0% (15kg) e 6,0% (30kg) divididos em 3 dosagens seguindo a mesma proporção do lodo, ou seja, na primeira aplicação 40% do volume total de bentonita e segunda e terceira aplicação 30% do

volume total. A tabela 3 apresenta o esquema adotado para realizar o experimento e a figura 4 apresenta a dosagem do lodo e bentonita nos tratamentos.

Tabela 2 - Composição química da bentonita T-Cond QB41

Elemento	Valor
SiO <sub>2</sub> (%)	64,18
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	17
CaO (%)	0,69
MgO (%)	1,93
Na <sub>2</sub> O (%)	0,83
K <sub>2</sub> O (%)	2,07
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	5,3
TiO <sub>2</sub> (%)	0,83
Umidade Máx.(%)	10
pH	6,5

Fonte: Adaptado da ficha técnica T-Cond QB41 (T-Minas Bentonitas Industriais, 2021)

Tabela 3 – Quantidade de material utilizado em cada tratamento em kg (base natural)

		Tratamento				
		B-0%	B-0,5%	B-1%	B-3%	B-6%
<b>Serragem (kg)</b>	<b>Início (100%)</b>	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
	<b>Início (40%)</b>	200,00	200,00	200,00	200,00	200,00
<b>Lodo (kg)</b>	<b>31 dias (30%)</b>	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
	<b>88 dias (30%)</b>	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
<b>Bentonita (kg)</b>	<b>Início (40%)</b>	0,00	1,00	2,00	6,00	12,00
	<b>31 dias (30%)</b>	0,00	0,75	1,50	4,50	9,00
	<b>88 dias (30%)</b>	0,00	0,75	1,50	4,50	9,00

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Figura 4 – Preparo dos caixotes com serragem (A), dosagem de lodo (B) e dosagem de bentonita (C)



Fonte: Elaborada pelo autor (2021)

Para o revolvimento e incorporação de oxigênio na compostagem foi utilizado um perfurador de solo a gasolina, marca Lynus, modelo PSL-517, sendo realizados diariamente nos primeiros 3 dias que sucederam cada dosagem de lodo e bentonita (fase de impregnação) e após, duas vezes por semana até finalizar o processo de compostagem, o qual foi identificado pelo momento em que a temperatura do leito de compostagem atingiu valores próximo a temperatura ambiente o que ocorreu próximo aos 150 dias.

As coletas das amostras foram realizadas com o auxílio de uma pá de jardineiro, coletando aproximadamente 300 g do material logo após o revolvimento do composto e em cinco diferentes pontos do caixote (em cada canto e no centro do caixote). Logo após a coleta foi realizado análise de pH a partir de um extrato aquoso com água destilada (razão 1:2,5 p/v e 120 min. de tempo de contato) com auxílio de pHmetro digital marca Mettler Toledo®, modelo SevenGo, calibrado previamente com soluções tampões padrão com valores de pH = 4, 7 e 10. Esta análise foi realizada no laboratório da Indústria Vosso do Brasil.

Após análise de pH as amostras foram congeladas e após enviadas para o laboratório de análises físico-químicas da Embrapa Suínos e Aves (LAFQ/CNPSA) em Concórdia, SC, onde foram analisados os outros parâmetros. A coleta de amostras seguiu o cronograma apresentado na tabela 4 e os parâmetros analisados no LAFQ/CNPSA foram: N, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, nitrito (N-NO<sub>2</sub>), COT e matéria seca (MS). A MS foi determinada por gravimetria (aquecimento a 105° por 24h) e a partir desta análise foi calculado o teor de umidade onde, umidade = 100 – MS. As análises de COT e N foram realizadas utilizando-se o analisador elementar (Flash 2000 Combustion CHNS/O Analyzer, Thermo Scientific, EUA). O N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub> foram analisados por injeção em fluxo com detecção por espectrofotometria na região do ultravioleta-visível. N-NH<sub>4</sub> foi analisado pelo método de volumetria, sendo todos os procedimentos definidos por metodologias padronizadas adotadas pelo LAFQ/CNPSA (APHA, 1998).

As medições de temperatura foram realizadas diretamente na composteira com auxílio de medidor digital Testo®, modelo HI 935005.

Ao final do processo de compostagem foi realizado uma análise mais completa no composto produzido, onde foram analisados além dos parâmetros anteriores, Cu, Zn, K, P, Mg, Ca, ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF) em todos os tratamentos. Fósforo foi analisado por Espectrofotometria no ultravioleta-visível com uso do reagente de molibdovanadato (AOAC 958.01); Ca, Mg, Cu e Zn foram analisados por espectrometria de absorção atômica. K foi analisado pelo método ICP-OES. Ácidos húmicos e fúlvicos foram analisados de acordo

com metodologia adaptada de Sanchez-Monedero et al. (1996) e Benites et al. (2003). Todas essas análises foram realizadas no LAFQ/CNSA seguindo procedimentos padronizados.

Tabela 4 – Cronograma de coleta de amostras e aplicação de lodo na compostagem

Data	Dias de compostagem	Nº Coleta	Aplicação lodo + bentonita
09/04/2021	0	1	X
12/04/2021	3	2	
15/04/2021	6	3	
19/04/2021	10	4	
22/04/2021	13	5	
30/04/2021	21	6	
07/05/2021	28	7	
10/05/2021	31	8	X
13/05/2021	34	9	
17/05/2021	38	10	
20/05/2021	41	11	
25/05/2021	46	12	
01/06/2021	53	13	
09/06/2021	61	14	
16/06/2021	68	15	
24/06/2021	76	16	
02/07/2021	84	17	
06/07/2021	88	18	X
08/07/2021	90	19	
12/07/2021	94	20	
15/07/2021	97	21	
20/07/2021	102	22	
26/07/2021	108	23	
03/08/2021	116	24	
10/08/2021	123	25	
17/08/2021	130	26	
24/08/2021	137	27	
31/08/2021	144	28	
08/09/2021	152	29	Fim do processo

Fonte: Elaborada pelo autor (2022)

Para avaliação das reduções de C e N durante a compostagem foi realizado um balanço de massa calculado a partir diferença da quantidade do elemento na serragem e lodo aplicado na compostagem e a quantidade restante dos elementos no composto final, conforme a fórmula:

$$Redução = \frac{((Cse * p) + (Cl1 * p) + (Cl2 * p) + (Cl3 * p) - (Ccf * p)) * 100}{((Cse * p) + (Cl1 * p) + (Cl2 * p) + (Cl3 * p))} \quad (1)$$

Onde:

Cse = concentração do elemento na serragem.

Cl1 = concentração do elemento no lodo da aplicação 1.

Cl2 = concentração do elemento no lodo da aplicação 2.

Cl3 = concentração do elemento no lodo da aplicação 3.

C<sub>cf</sub> = concentração do elemento no composto final.

p = peso do material.

## 4.2 AVALIAÇÃO AGRONÔMICA DO COMPOSTO

O experimento para avaliar o desempenho agronômico do composto produzido iniciou em dezembro de 2021 e consistiu em realizar um teste utilizando milho como planta indicadora, cultivada em vasos com o objetivo de avaliar o potencial de disponibilização de nutrientes para a planta.

O experimento foi conduzido na casa de vegetação da Embrapa Suínos e Aves, em Concórdia, SC (coordenadas 27°18'46.17" S, 51°59'22.38" O). Na casa de vegetação foi controlada a irrigação por pesagem dos vasos para manter o solo próximo de 70% de saturação de campo e mantidas temperaturas favoráveis a planta com abertura e fechamento das laterais.

O solo utilizado no experimento é um Nitossolo Vermelho distrófico (Embrapa, 2016), cuja amostra foi coletada da camada de 0-20 cm, em área sob vegetação natural. O solo apresentou 16 g.kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica, 1,9 e 84 mg/dm<sup>3</sup> de P e K, respectivamente, 21 e 14 mmolc/dm<sup>3</sup> de Ca e Mg, respectivamente, e pH em água 4,7, de acordo com métodos descritos pela Embrapa (2018). O solo para enchimento dos vasos foi peneirado em malha de 4 mm para homogeneização de partículas e pesado até 12 kg por vaso (figura 5).

Figura 5 – Solo utilizado no experimento em vaso sendo peneirado



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O pH do solo foi elevado até 6,0 pela adição de  $3,6 \text{ g.kg}^{-1}$  de calcário dolomítico com 29% de óxido de cálcio (CaO) e 20% de óxido de magnésio (MgO), considerando poder relativo da neutralização total (PRNT) de 100%. Após a mistura do calcário, o solo foi umedecido, até atingir 70% da capacidade de campo, e foi mantido em incubação durante 15 dias.

O experimento foi montado em delineamento com blocos casualizados no esquema fatorial  $3 \times 4 + 1$  com 4 repetições, totalizando 52 unidades experimentais. Os tratamentos constituíram de três fertilizantes, sendo dois com os compostos produzidos no experimento descrito no item 4.1, um com presença de 6% de bentonita (B-6%) e outro sem bentonita (B-0%), e o terceiro tratamento com fertilizante mineral nas mesmas proporções de N, P e K, sendo estes três nutrientes supridos pelos fertilizantes minerais na forma de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio e por fim um tratamento sem fertilizante (testemunha). Foram ainda acrescentadas cinco doses de fertilizantes que corresponderam a 0, 20, 40, 80 e  $160 \text{ kg.ha}^{-1}$  de N, e utilizando o milho cultivar AMN 17 da AgroNorte com 95% de pureza.

O milho foi semeado cinco dias após a aplicação dos tratamentos, sem inoculação das sementes. Após o desbaste, foram deixadas quinze plantas por vaso, que foram cultivadas durante 60 dias após a emergência. Ao término desse período, as plantas foram cortadas rente ao solo e as raízes, retiradas e lavadas em água corrente. Na sequência, o material foi armazenado em estufa a  $65^\circ \text{ C}$ , até atingir peso constante, quando foi determinado o acúmulo de massa seca de parte aérea (MSPA) e de raízes (MSRA). A figura 6 mostra os vasos montados com o milho em fase de crescimento.

Figura 6 – Vasos com milho em fase de crescimento



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Posteriormente, o tecido vegetal foi moído e digerido com ácido sulfúrico concentrado e mistura de digestão ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{CuSO}_4$  e selênio metálico), para quantificações químicas. O N foi determinado por meio de arraste de vapor, em equipamento semimicro Kjeldahl; o P, por fotocolorimetria; e o K, por espectrofotometria de emissão, conforme descrito em Tedesco et al. (1995).

O acúmulo de N, P e K na MSPA e MSRA foi definido por meio do produto entre a concentração desses nutrientes no tecido vegetal e a respectiva fitomassa, conforme a fórmula:

$$AN = (MSPA + MSRA) * QN. \quad (2)$$

Onde:

AN = Acúmulo de nutriente (g/vaso).

QN = Quantidade de nutriente na planta (g).

MSPA = produção total de massa seca da parte aérea (g/vaso).

MSRA = produção total de massa seca da raiz (g/vaso).

Para determinar as eficiências, foi utilizado o método descrito por Fageria (2000). Para a eficiência fisiológica, foi considerado a produção total de fitomassa e as quantidades acumuladas de cada nutriente, de acordo com a fórmula:

$$EF = \frac{MSPAcf - MSPAsf}{ANcf - ANsf} \quad (3)$$

Onde:

EF = eficiência fisiológica ( $\text{mg} \cdot \text{mg}^{-1}$ ).

MSPAcf = produção total de massa seca com o fertilizante (mg/vaso).

MSPAsf = produção total de massa seca sem fertilizante (mg/vaso).

ANcf = acúmulo do nutriente com o fertilizante (mg/vaso).

ANsf = acúmulo do nutriente sem fertilizante (mg/vaso).

A taxa de recuperação será calculada pela fórmula:

$$TR = \frac{(ANcf - ANsf) * 100}{QNa} \quad (4)$$

Onde:

TR = taxa de recuperação (%).

ANcf = acumulação do nutriente com fertilizante (g/vaso).

ANsf = acumulação do nutriente sem fertilizante (g/vaso).

QNa = quantidade do nutriente aplicado (g/vaso).



### 4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste ANOVA seguida do teste de Tukey a 5% de significância para avaliar os efeitos das concentrações e tratamentos. Foi empregado o software Past 4.03 para realizar todas as análises.

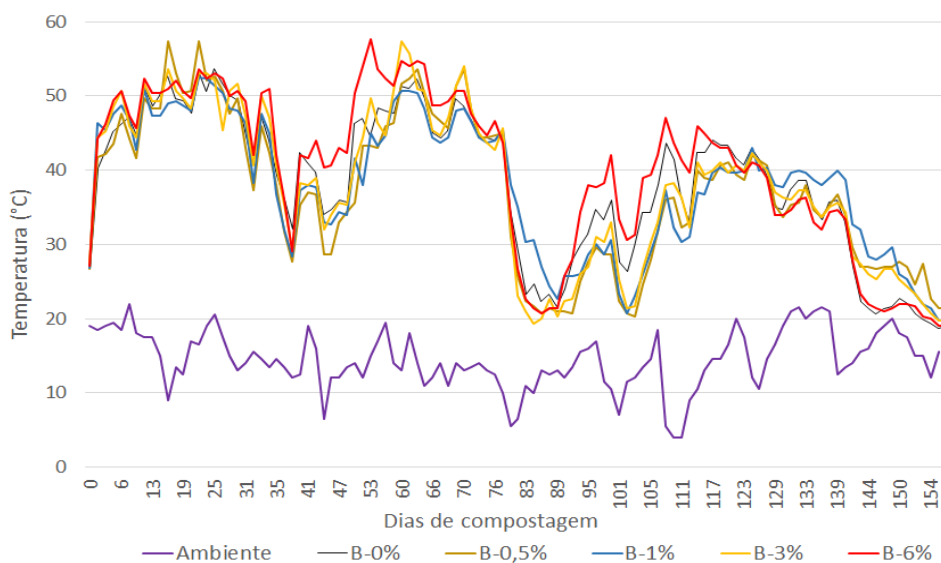
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PRODUÇÃO DO COMPOSTO COM DIFERENTES DOSAGENS DE BENTONITA

#### 5.1.1 Temperatura, umidade e pH

Com o início do experimento e após a aplicação da primeira dosagem de lodo com suas respectivas dosagens de bentonita, notou-se que no segundo dia todos os tratamentos atingiram temperaturas que caracteriza a fase termofílica e permaneceram assim até a segunda aplicação do lodo, a qual ocorreu com 31 dias de compostagem (figura 7). Após a segunda dosagem as temperaturas reduziram para valores próximos a 30°C e após uma semana retomaram temperaturas acima de 45°C. A terceira dosagem do lodo que ocorreu com 88 dias de compostagem, coincidiu com o período de inverno onde as temperaturas ambiente apresentaram valores médios diários próximos a 10°C. A baixa temperatura ambiente, aliada a aplicação da terceira parcela de lodo e consecutivamente aumento da umidade na compostagem explica a redução da temperatura no leito de compostagem, e em função da troca de calor ser bastante acentuada nos caixotes onde foram realizados os testes, o processo não atingiu mais a temperatura aos níveis termofílicos. Este fato ocasionou um atraso no processo, sendo que somente a partir dos 138 dias de compostagem as temperaturas apresentaram uma redução constante, tendendo a temperatura ambiente em todos os tratamentos, indicando que a matéria orgânica prontamente disponível diminuiu e a compostagem chegava ao final.

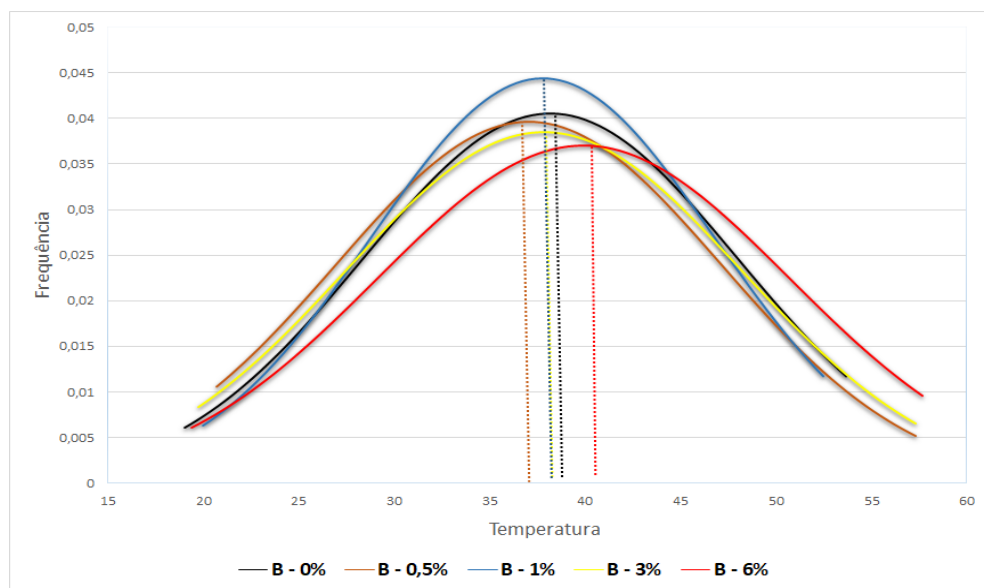
Figura 7 – Temperatura dos tratamentos durante período de compostagem



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A distribuição normal de frequência das temperaturas durante os 152 dias de compostagem trás indicativos mais claros que o tratamento B-6% apresentou uma frequência de temperaturas levemente maiores que os demais tratamentos, seguindo do tratamento B-0% (controle), e dosagens inferiores em B-1%, B-3% e B-0,5% respectivamente (figura 8), no entanto tais diferenças, apesar de terem sido observadas, não foram estatisticamente significativa ( $p=0,2948$ ). LI et al. (2012), ao estudar as transformações dos nutrientes durante a compostagem de dejetos de suínos com bentonita não observaram efeitos da bentonita sobre a temperatura, por outro lado, Ren et al. (2018) em seu experimento utilizando bentonita modificada com amina terciária como aditivo na compostagem de esterco de frangos concluiu que o aditivo pode ter prolongado a fase termofílica durante o processo e Zhang e Sun (2017) observaram que o uso de bentonita acelerou o processo de compostagem, melhorando as condições físico-químicas do composto, aumentou a taxa de respiração e a atividade enzimáticas, corroborando com os resultados encontrados.

Figura 8 – Diagrama de frequência das temperaturas dos tratamentos durante processo de compostagem

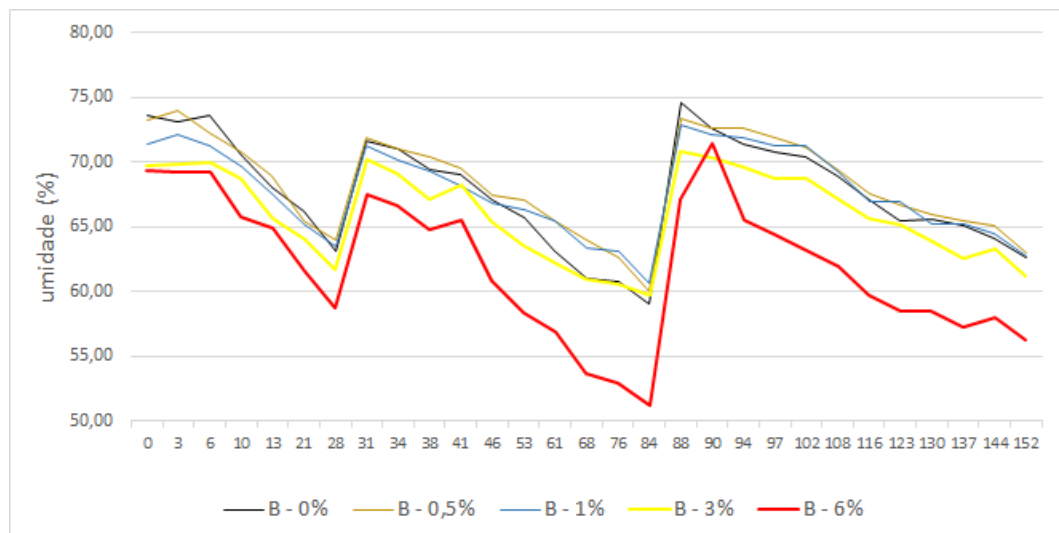


Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A água é necessária no metabolismo microbiano, entretanto o excesso de umidade na compostagem dificulta a difusão do oxigênio, por isso o controle é muito importante. De um modo geral a faixa entre 40 a 65% de umidade é considerada uma faixa ótima, mas essa faixa pode variar conforme a aplicação (INÁCIO; MILLER, 2009).

Conforme pode-se observar na figura 9, a umidade nos tratamentos atingiu valores acima do recomendado no momento das aplicações do lodo em função do seu alto teor de umidade, entretanto, devido ao aquecimento provocado pela atividade microbiológica, o excesso de umidade foi sendo corrigido ao longo do período de compostagem. Com a terceira aplicação do lodo, o processo apresentou maior dificuldade para elevar a temperatura e permaneceu por um período maior com umidade acima da faixa ideal. Esse fato pode ter acontecido em função da maior perda de calor por difusão provocada pelas baixas temperaturas ambientais registradas no período e, conseqüente redução das atividades microbiológicas.

Figura 9 – Umidade dos tratamentos durante processo de compostagem



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

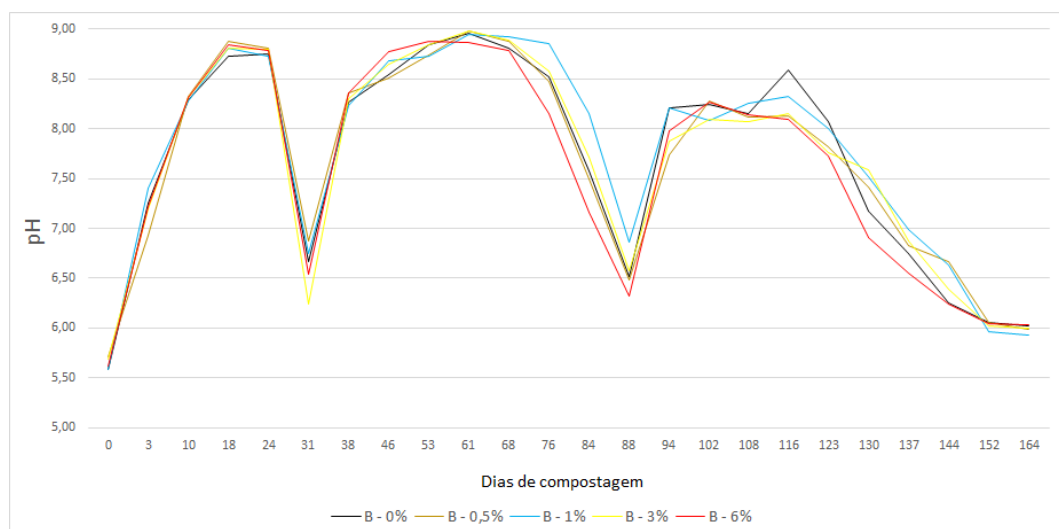
No final do processo, a umidade foi de 60,87%, 60,67%, 60,57%, 58,8% e 54,23% para os tratamentos B-0%, B-0,5%, B-1%, B-3% e B-6%, respectivamente, demonstrando haver uma correlação entre a concentração da bentonita com a redução de umidade na compostagem.

O tratamento B-6% apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) dos demais tratamentos, o que sugere que essa diferença pode ter sido ocasionada pelo efeito sinérgico da absorção da água pela bentonita, deixando uma menor quantidade de água livre o que facilita a aeração, e a sua estrutura porosa possibilitou melhores condições para o desenvolvimento dos microrganismos e, consecutivamente, incrementar a atividade biológica, o aquecimento do meio e as trocas gasosas. Li et al. (2012), ao estudar as transformações de nutrientes durante a compostagem de dejetos de suínos com bentonita, também observaram que o uso da bentonita reduziu a umidade na compostagem. Esta característica é particularmente interessante quando

aplicada à co-compostagem de resíduos com altos teores de água, como os dejetos suínos e o próprio lodo aqui estudado.

O lodo aplicado nos tratamentos apresentava pH de 6,09, 5,49 e 5,81 na aplicação 1, 2 e 3 respectivamente. No momento da primeira aplicação do lodo o pH nos tratamentos atingiu valores próximos a 5,5, e após uma semana houve uma elevação para valores acima de 8,0. A redução do pH no momento da dosagem de lodo e a subsequente elevação dos valores alguns dias depois, se repetiu em todos os tratamentos (figura 10).

Figura 10 – Comportamento do pH durante processo de compostagem



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O pH baixo encontrado no início da compostagem se explica principalmente pelo fato do pH do lodo e da serragem que foram usados no experimento apresentarem valores baixos; 6,09 e 5,12, respectivamente. Na segunda e na terceira dosagem a redução do pH nos tratamentos se deu exclusivamente por conta do baixo pH do lodo que foi aplicado. Já o aumento do valor de pH observado nos tratamentos dias após as aplicações do lodo se deu por conta da biodegradação dos ácidos orgânicos e, principalmente, pela amonificação do nitrogênio ((GIGLIOTTI et al., 2012; LI et al., 2020; WONG; WANG; SELVAM, 2017). Após 147 dias de compostagem o pH se estabilizou em valores próximos a 6,0.

Os valores de pH em todos os tratamentos apresentaram comportamento semelhante, não indicando qualquer influência da bentonita durante o processo de compostagem. Li et al. (2012) ao estudar a transformação dos nutrientes durante a compostagem de esterco de porco com bentonita, verificaram que a bentonita não teve efeitos significativos sobre o pH e temperatura durante a compostagem.

Diversos estudos realizados com bentonita como aditivo na compostagem de dejetos suínos encontraram pH acima de 8,0 no composto final (GUO et al., 2020; JIANG et al., 2014; LI et al., 2020, 2012; WANG et al., 2016a), entretanto, tratam-se de resíduos com características bastante distintas, além dos estudos citados terem sido realizados por períodos menores de compostagem (entre 30 a 90 dias). Guidoni et. al. (2021), por outro lado, verificou comportamento semelhante para pH ao do presente trabalho ao conduzir a co-compostagem de serragem, lodo frigorífico e carcaças de suínos trituradas. Este comportamento é reportado em outros trabalhos que utilizam restos animais como matérias-primas na compostagem (Yang et. al., 2019), sendo que a redução do pH no final do processo é creditada a um conjunto de fatores, tais como: produção de nitrato e liberação de  $H^+$  durante a nitrificação e a formação de ácidos graxos de baixo peso molecular e  $CO_2$ .

A legislação brasileira (MAPA, 2020) não impõe limites de pH para fertilizantes orgânicos simples, mistos ou compostos, com exceção do húmus ( $pH \geq 6$ ), todavia, as leis internacionais indicam que compostos com pH na faixa de 6-8 não apresentam, em geral, qualquer restrição de uso.

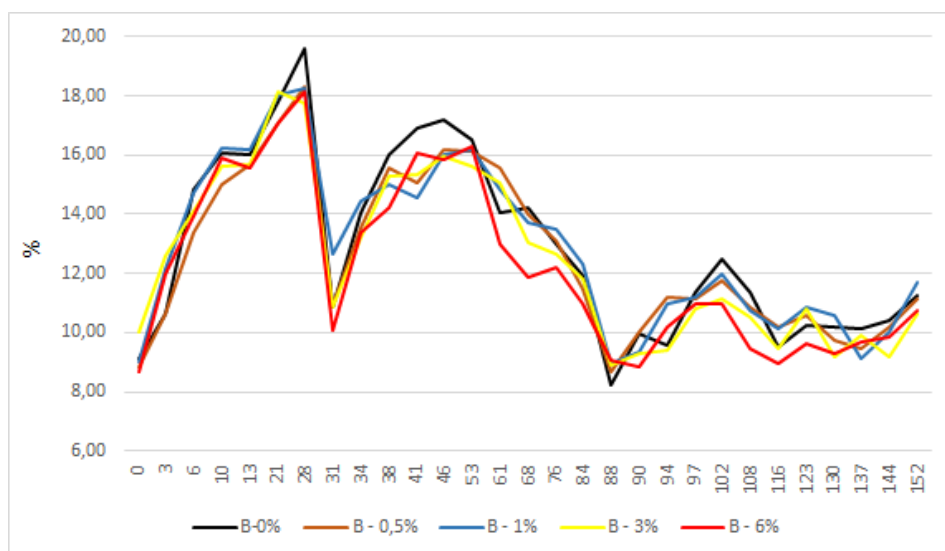
### **5.1.2 Alterações no carbono e nitrogênio**

Conforme cita Angnes *et al.* (2013) e Oliveira *et al.* (2020), as perdas de N se intensificam com o aumento da temperatura, com a baixa relação de C/N e com o aumento do pH. Entretanto um único fator não pode, isoladamente, definir se haverá ou não grandes perdas de N durante o processo. Entre esses fatores, a qualidade do carbono deve ser levada em consideração, sendo que, quanto maior for a resistência para que ocorra a degradação do substrato utilizado como fonte de C, maiores serão as perdas de N (ORRICO JUNIOR, ORRICO & LUCAS JUNIOR, 2010). Como já justificado no item 4.1, a quantidade de lodo e serragem usados no teste na proporção de 5:1 (p:p) apresentou uma relação C/N abaixo do ideal.

Observa-se na figura 11 que o comportamento da relação C/N em todos os tratamentos são similares ao longo do processo, não apresentando diferença estatisticamente significativa ( $p=0,853$ ). No início do processo de compostagem a relação C/N apresenta valores muito abaixo do recomendado, e assim que a compostagem entra na fase termofílica, as perdas de N na forma de  $NH_3$  e  $N_2O$  (ANGNES et al., 2013; GE et al., 2018) são favorecidas, elevando desta forma a relação C/N até o momento da segunda aplicação, onde os valores de C/N reduzem em função da alta concentração de N presente no lodo aplicado. O comportamento inicialmente observado na compostagem se repete até o dia 46 de compostagem. Neste

momento observa-se que as reduções do C são mais acentuadas que as perdas de N o que reflete uma redução da relação C/N. A partir da terceira aplicação de lodo, com o processo não entrando mais na fase termofílica, as perdas de N na forma de  $\text{NH}_3$  são reduzidas e a relação permanece baixa até o final da compostagem. Momentos antes de finalizar o processo (dia 137), observa-se um aumento discreto na relação C/N, o que possivelmente se deu por conta da nitrificação e desnitrificação simultânea, onde as perdas de N ocorrem principalmente na forma de  $\text{N}_2$ .

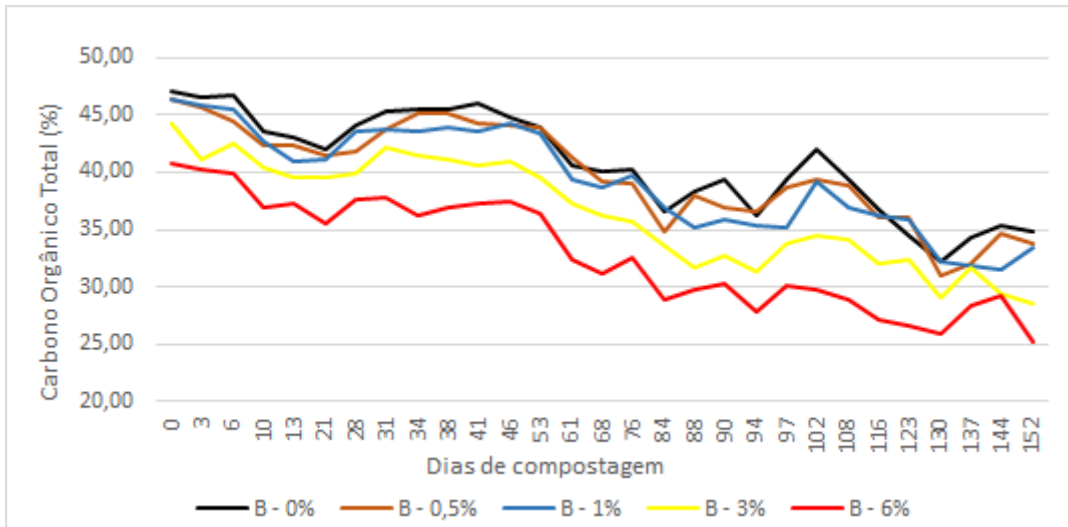
Figura 11 – Relação C/N ao longo do processo de compostagem



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A mudança no carbono orgânico durante o processo de compostagem é apresentada na figura 12. Devido a decomposição da matéria orgânica através da atividade microbiana juntamente com a emissão de  $\text{CO}_2$  (WANG et al., 2017c), o carbono diminuiu em todos os tratamentos. Após 147 dias de compostagem os teores de C na compostagem foram 34,89%, 33,72%, 33,48%, 28,56% e 25,27% em B-0%, B-0,5%, B-1%, B-3% e B-6% respectivamente. Observa-se que quanto maior a quantidade de bentonita aplicada nos tratamentos, menor é a concentração do carbono presente, o que pode ser justificado pela capacidade de diluição provocado pela bentonita. O tratamento B-6% apresentou diferença significativa com todos os demais tratamentos ( $P < 0,05$ ), com concentração de até 27,53% menor quando comparado ao B-0%. O tratamento B-3% por sua vez, apresentou diferença significativa com o B-0%, B-0,5% e B-1%, apresentando uma concentração de até 18,03% menor de C que o B-0%.

Figura 12 – Mudança do carbono orgânico durante processo de compostagem

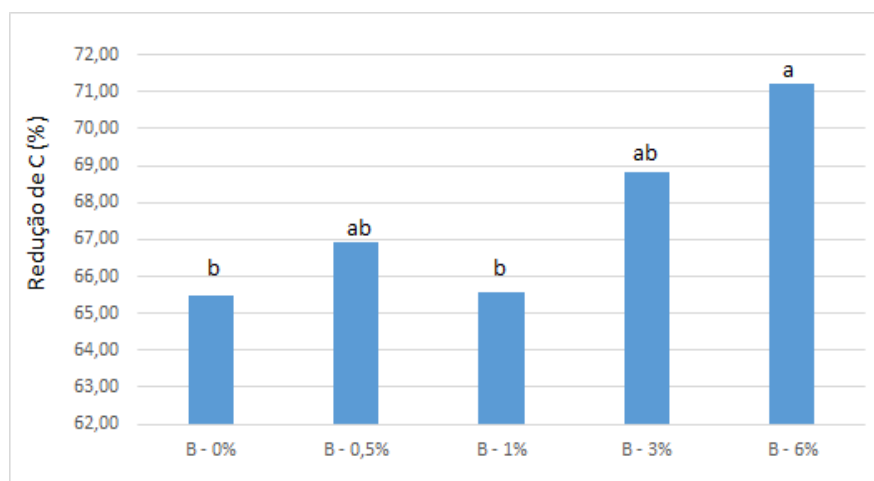


Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Para melhor avaliar as diferentes concentrações de C observadas nos tratamentos foi realizado um balanço de massa onde foi calculado a diferença entre o total de carbono introduzido na compostagem e o que permaneceu no composto final, desta forma pode-se observar as perdas reais, eliminando desta forma o fator diluição provocado pela bentonita.

A figura 13 apresenta o percentual médio de redução do C durante a compostagem pelo balanço de massa. Como pode-se observar no gráfico, o tratamento B-6% apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) com o tratamento B-0% e B-1%, onde apresentou uma redução de 5,75% e 5,63% respectivamente maior.

Figura 13 – Percentual médio de redução do C durante a compostagem



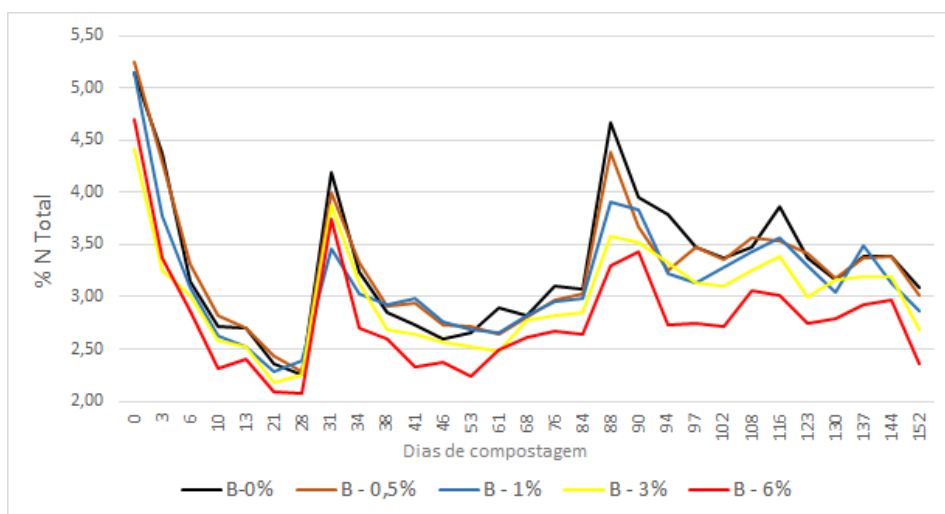
Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si nos tratamentos pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. Fonte: O autor (2022).



Apesar da bentonita ocasionar o efeito diluição, o que pode ser constatado no início do processo de compostagem, onde as concentrações de carbono iniciam menores nos tratamentos que recebem maior quantidade de bentonita, com o balanço de massa fica evidente que a bentonita, em dose mais alta, influenciou na degradação do C. Segundo Wang et al., (2016a) a adição de bentonita na compostagem de dejetos suínos resultou em taxas mais altas de degradação da matéria orgânica e carbono orgânico dissolvido. Resultado semelhante foi obtido ao utilizar bentonita de amina terciária em diversas proporções na compostagem de esterco de aves, onde a adição da bentonita promoveu a degradação do COT (REN et al., 2019). Wang et al. (2017a) também concluíram que a bentonita cálcica foi eficiente no que concerne a degradação do carbono orgânico total. Esse efeito provocado pela bentonita provavelmente seja devido à sua grande área específica e porosidade que promovem o maior desenvolvimento bacteriano (KÜLCÜ; YALDIZ, 2014; REN et al., 2019).

A figura 14 apresenta o comportamento do N durante o processo de compostagem. No início de cada aplicação de lodo e bentonita, a concentração de N em todos os tratamentos se elevaram no meio em função do alto teor de N presente no lodo e, à medida que decorreu o tempo de compostagem, os teores reduziram. As concentrações de N (base seca) nos compostos finais foram de 3,09, 3,02, 2,86, 2,69 e 2,35% nos tratamentos B-0%, B-0,5%, B-1%, B-3% e B6%, respectivamente, sendo que o tratamento B-6% apresentou uma diferença significativa ( $p < 0,05$ ) com B-0%, B-0,5% e B-1% chegando a um percentual de até 23,91% menor, e B-3% apresentou diferença significativa apenas com B-0%, com um percentual de 13,09% menor.

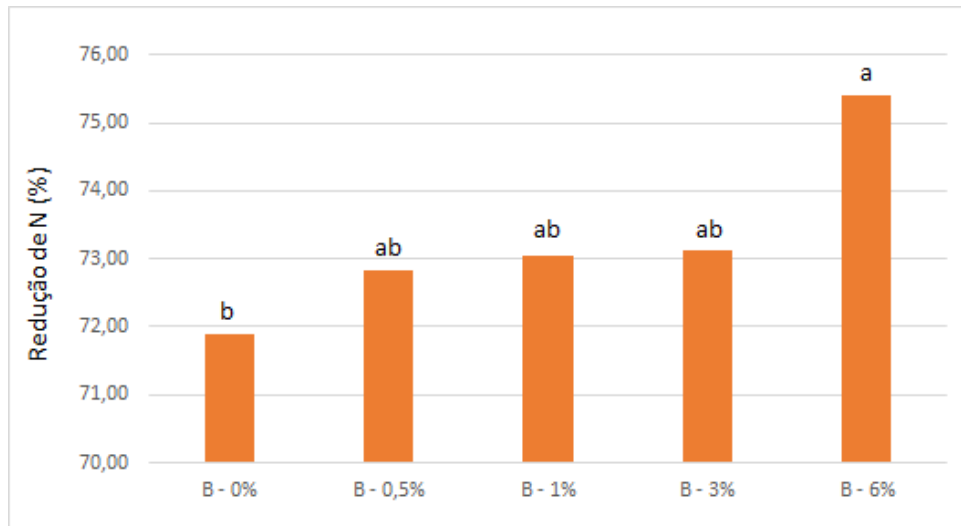
Figura 14 – Comportamento do nitrogênio total durante o processo de compostagem



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Para eliminar o efeito diluição provocado pela bentonita e relatado por Wong, Fung e Selvam (2009) em seu trabalho, foi feito o balanço de massa do N e calculado as perdas nos tratamentos. A figura 15 apresenta o percentual médio de redução do N nos tratamentos durante a compostagem.

Figura 15 - Percentual médio de redução do N durante a compostagem



Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si nos tratamentos pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. Fonte: O autor (2022).

Como pode-se observar na figura 15, o tratamento B-6% apresentou perda significativamente maior de N quando comparado com os demais tratamentos, apresentando perdas de até 3,51% maior. Essa maior perda verificada pode estar relacionada ao consumo do N pela maior atividade microbiana verificada no tratamento B-6% onde houve também a maior taxa de degradação do C.

A tabela 5 apresenta as quantidades de massa total, água, C e N que entraram na compostagem, as quantidades que permaneceram no composto final, bem como as perdas durante o processo.

Tabela 5 – Entradas, saídas e perdas de volume, água, C e N durante a compostagem

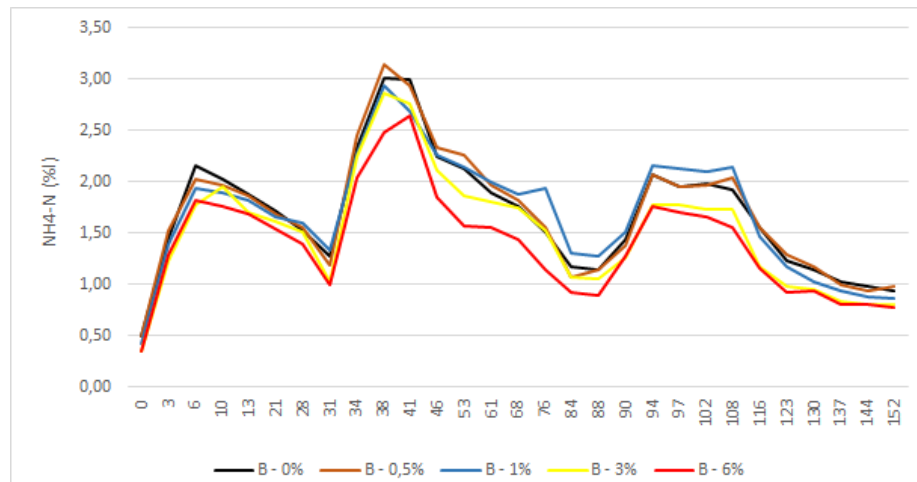
	Quantidade de entrada na compostagem				Composto final					Perdas (kg)				
	Serragem	Lodo (apl.1)	Lodo (apl.2)	Lodo (apl.3)	B-0%	B-0,5%	B-1%	B-3%	B-6%	B-0%	B-0,5%	B-1%	B-3%	B-6%
Massa total (kg)	100,00	200,00	150,00	150,00	188,43	188,69	196,22	199,74	185,38	411,57	411,31	403,78	400,26	414,62
H2O (kg)	50,24	161,22	117,27	121,56	118,01	118,97	123,15	122,14	104,37	332,28	331,32	327,14	328,15	345,92
C (kg)	24,19	18,70	15,94	12,23	24,54	23,51	24,46	22,17	20,46	46,52	47,55	46,60	48,89	50,60
N (kg)	0,11	3,02	2,27	2,35	2,18	2,11	2,09	2,08	1,91	5,57	5,65	5,66	5,67	5,85

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Embora as perdas de N aconteçam ao longo de todo o processo de compostagem, o estágio termofílico favorece as emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$  (ANGNES et al., 2013; GE et al., 2018). As perdas de N também podem ocorrer pela desnitrificação quando o ambiente favorece a nitrificação e desnitrificação biológica simultânea, como foi observado na compostagem de dejetos suínos (CÁCERES; MALÍNSKA; MARFÀ, 2018). Desta forma, a junção do excesso de umidade, alta concentração de N e grande área de superfície para a fixação dos microrganismos, podem ter propiciado as condições ideais para intensificar os processos de nitrificação/desnitrificação na superfície ou nas estruturas laminares da própria bentonita, sobretudo nos períodos de resfriamento (mesofílicos) da biomassa. Como o experimento foi conduzido por um período mais prolongado, é possível que no período de maturação, estes processos tenham se intensificado, promovendo a perda de N como  $\text{N}_2$ .

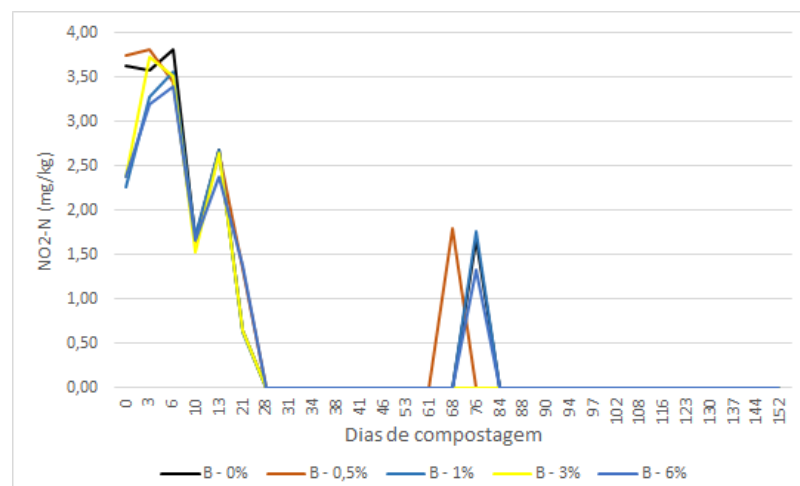
Por outro lado, diversos autores chegaram a resultados diferentes do encontrado neste trabalho (Guo et al., 2020; LI et al., 2020; Wang et al., 2017; Zhange Sun, 2017) onde citam que o uso de bentonita como aditivo na compostagem promoveu a redução das perdas de N durante o processo, entretanto trata-se de resíduos com diferentes características e a compostagem foi conduzida por menor tempo.

A concentração de  $\text{N-NH}_4$  aumentou logo após as aplicações do lodo e decresceu à medida que a compostagem progrediu (figura 16). Com o prolongamento do tempo de compostagem a diminuição das quantidades de  $\text{N-NH}_4$  pode ter sido causada pela imobilização dos microrganismos e pela nitrificação quando o processo reduziu as temperaturas. As concentrações de  $\text{N-NH}_4$  (base seca) no composto final apresentaram valores de 0,94%, 0,99%, 0,87%, 0,81% e 0,78% para B-0%, B-0,5%, B-1%, B-3% e B-6%, respectivamente, não apresentando diferença significativa ( $p < 0,05$ ). Conforme cita Wong; Wang; Selvam, 2017, a maior parte da amonificação ocorre na fase inicial da compostagem, onde a elevação do pH e da temperatura do composto promove a perda no N pela volatilização do  $\text{NH}_3$ .

Figura 16 - Comportamento de N-NH<sub>4</sub> durante a compostagem

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

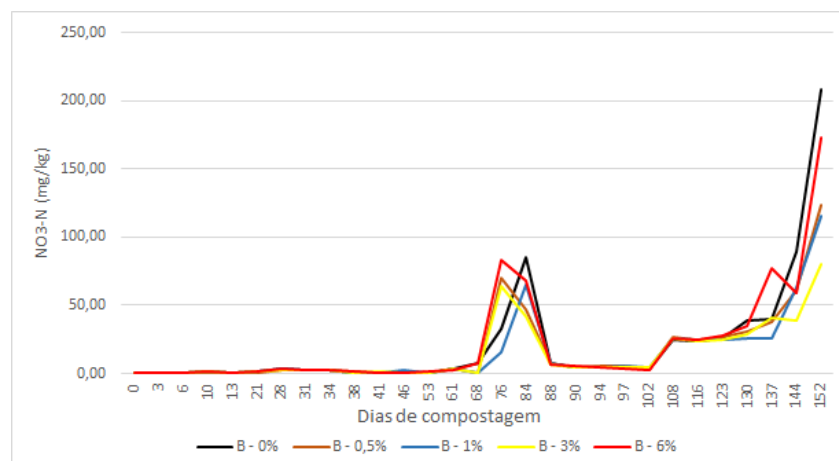
Nas três primeiras semanas de compostagem houve uma redução dos teores de N-NO<sub>2</sub> na compostagem (figura 17). Após esse período os teores foram reduzidos a zero com um pequeno acúmulo entre 67 a 73 dias de compostagem, onde novamente retornou a zerar os valores, permanecendo assim até o final do processo. A nitrificação normalmente não acontece na fase termofílica porque a atividade microbiana nitrificante é significativamente inibida sob altas concentrações de NH<sub>3</sub>, o que facilita o acúmulo de N-NH<sub>4</sub> na compostagem (HATZENPICHLER et al., 2008). Embora a compostagem seja um processo bioquímico aeróbico de decomposição da matéria orgânica, condições micro anaeróbicas localizadas ainda podem existir na massa de compostagem o que resulta em desnitrificação durante a compostagem (HE et al., 2000).

Figura 17 – Comportamento do N-NO<sub>2</sub> durante a compostagem

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Os teores de nitrato permaneceram baixo em todos os tratamentos até uma semana antes da terceira aplicação do lodo, onde então começou a acumular no processo, como pode ser observado na figura 18. Após a terceira aplicação do lodo, o N-NO<sub>3</sub> voltou a apresentar concentrações reduzidas, vindo então a elevar as concentrações próximo ao final do processo. O nitrato geralmente aumenta na compostagem quando a temperatura reduzem abaixo de 50°C e quando a biodegradação diminui, significando que o oxigênio está disponível para nitrificação, e desde que as concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub> sejam baixas o suficiente para evitar a inibição da nitrificação (DE GUARDIA et al., 2008). Esse fato pode ser observado em todos os tratamentos. A medida que os valores de N-NH<sub>4</sub>, pH e temperatura reduziam na compostagem, aumentava os teores de N-NO<sub>3</sub>, demonstrando a ocorrência de nitrificação dada as condições ambientais que favorecem o desenvolvimento de bactérias nitrificantes. Os tratamentos que apresentaram maior concentração de N-NO<sub>3</sub> no composto final foram 208,58mg/kg no B-0%, 172,60 mg/kg no B-6%, 123,29 mg/kg no B-0,5%, 115,41 mg/kg no B-1% e 80,07 mg/kg no B-3%. Com base neste resultado e na alta variabilidade dos teores de N-NO<sub>3</sub> nos tratamentos (coeficiente de variação entre 10 a 86%), não se pode concluir que a bentonita teve alguma influência nos teores de nitrato.

Figura 18 – Comportamento N-NO<sub>3</sub> durante o processo de compostagem



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

### 5.1.3 Características do composto final

Quando o processo de compostagem chegou no final (152 dias), além das análises realizadas para acompanhar o processo ao longo do tempo, foram realizadas análises

complementares para melhor caracterização dos compostos produzidos. A tabela 6 apresenta os valores encontrados para os parâmetros analisados.

Os resultados demonstraram que houve uma diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para Mg entre os tratamentos B-1%, B-3% e B-6%. Esse aumento se deu possivelmente em função da bentonita apresentar teores relativamente alto de MgO (1,93%), vindo desta forma aumentar proporcionalmente os teores no composto. O Zn apresentou valor significativamente menor ( $p < 0,05$ ) no tratamento B-6% comparado aos demais tratamentos. Wang et al. (2016a) ao realizar estudo com aplicação de bentonita cálcica como aditivo na compostagem de esterco de suíno encontrou resultado semelhantes e concluiu que a redução do Zn com a aplicação do bentonita se deve provavelmente pela capacidade que a bentonita possui de imobilização do metal. Por outro lado, Tito; Carolina; Vasconcelos (2016) citam que a incorporação de bentonita nos solos promoveu uma diminuição das concentrações de zinco nas diferentes partes das plantas, indicando uma possível diminuição na disponibilidade do elemento no solo, decorrente de sua adsorção pela bentonita.

Tabela 6 – Propriedades químicas do composto ao final da compostagem (base seca)

Parâmetros	TRATAMENTOS				
	B-0%	B-0,5%	B-1%	B-3%	B-6%
MS (%)	37,37 (0,05) a	36,95 (0,004)a	37,24 (0,005)a	38,85 (0,02)a	43,70 (0,03)b
Ca (mg/kg)	7850,52 (0,02)ab	7613,89 (0,03)ab	8361,83 (0,05)a	7625,91 (0,1)ab	6684,72 (0,07)b
Mg (mg/kg)	1501,07 (0,02)d	1670,73 (0,04)d	2015,04 (0,05)c	2595,45 (0,06)b	3358,76 (0,04)a
Cu (mg/kg)	17,70 (0,09)a	17,65 (0,07)a	17,40 (0,03)a	17,35 (0,07)a	15,62 (0,03)a
Zn (mg/kg)	161,21 (0,05)a	161,70 (0,08)a	159,74 (0,06)a	158,57 (0,06)ab	137,58 (0,04)b
K (mg/kg)	3828,04 (0,06)a	3801,53 (0,03)a	4246,71 (0,06)a	4148,43 (0,12)a	4043,02 (0,13)a
P (mg/kg)	21616,13 (0,15)a	22490,75 (0,07)a	20908,60 (0,07)a	20429,00 (0,20)a	16047,75 (0,02)a
N-NO <sub>2</sub> (mg/kg)	0 (0)a	0 (0)a	0 (0)a	0 (0)a	0 (0)a
N-NO <sub>3</sub> (mg/kg)	208,58 (0,67)a	123,29 (0,86)a	115,41 (0,19)a	80,067 (0,38)a	172,60 (0,07)a
N-NH <sub>4</sub> (%)	0,94 (0,18)a	0,99 (0,12)a	0,87 (0,08)a	0,81 (0,04)a	0,78 (0,11)a
N (%)	3,09 (0,03)a	3,02 (0,07)a	2,86 (0,05)ab	2,69 (0,02)ab	2,35 (0,06)b
C (%)	34,85 (0,04)a	33,72 (0,03)a	33,48 (0,04)a	28,57 (0,02)b	25,26 (0,05)c
C-N (%)	11,26 (0,08)a	11,16 (0,1)a	11,71 (0,09)a	10,64 (0,06)a	10,72 (0,09)a
AH (%)	0,7 (0,06)b	1,0 (0,11)ab	0,9 (0,13) ab	1,1 (0,12)a	1,0 (0,32)ab
AF (%)	5,1 (0,02)a	5,8 (0,04)a	5,5 (0,05) a	6,0 (0,09)a	5,7 (0,09)a
pH	6,05 (0,02)a	6,05 (0,02)a	5,97 (0,01)a	6,02 (0,02)a	6,04 (0,01)a

Médias seguidas nas mesmas letras nas colunas não diferem entre si nos tratamentos pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. Entre parentes coeficiente de variação. Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Ácido húmico apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) do tratamento B-3% com o tratamento B-0% e ácidos fúlvicos não apresentou diferença significativa entre os tratamentos. Os ácidos húmicos e fúlvicos são os compostos mais importantes das frações húmicas e são parâmetro importantes que indicam a maturidade e estabilização do composto (DIAS et al., 2010). Geralmente, o composto quando apresenta-se maduro tem alta concentração de AH e

baixa concentração de AF (WANG et al., 2017c). No experimento observou-se uma influência da bentonita no tratamento B-3% na produção de substâncias húmicas totais (AH+AF) corroborando com os resultados encontrados por Zhang; Sun (2017), o que pode ter acontecido em função da bentonita proporcionar uma melhor condição para a degradação da matéria orgânica presente na compostagem. Awasthi et al. (2018a) entre outras coisas, concluiu que a aplicação de 12% de *biochar* + 4% de bentonita cálcica promoveu a rápida degradação da matéria orgânica e acelerou a estabilização do composto, sendo então uma importante prática para redução de GEEs.

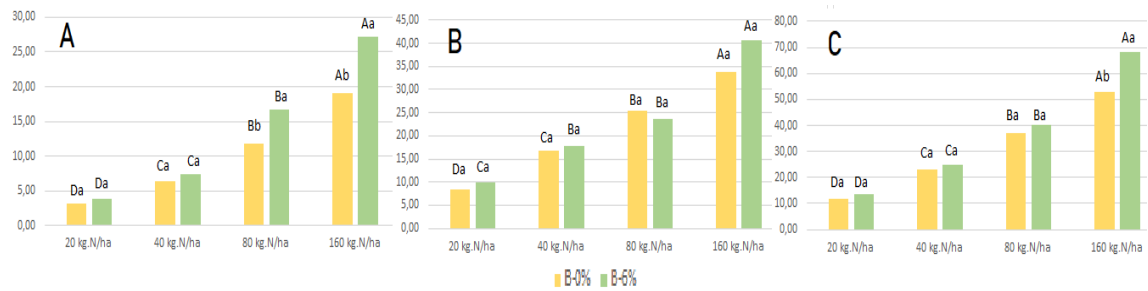
## 5.2 TESTE DO COMPOSTO COM MILHETO EM VASOS

Muitos impactos ambientais são minimizados quando os excessos de nutrientes são evitados e quando as eficiências de uso dos nutrientes são melhoradas. Os fertilizantes são vistos como contribuintes aos problemas ambientais, principalmente no que diz respeito a contaminação de águas onde os níveis elevados de nitratos e fósforo podem causar à eutrofização de corpos hídricos e, à emissão de gases de efeito estufa das operações agrícolas. É importante entender qual é a real contribuição dos fertilizantes para problemas ambientais em comparação com outras fontes de nutrientes (REETZ, 2017). Para realizar essa comparação foram elegidos a produção de biomassa, acúmulo de nutrientes no tecido vegetal (NPK), eficiência fisiológica e taxa de recuperação para comparar os tratamentos B-0% e B-6%.

### 5.2.1 Produção de biomassa e acúmulo de N, P e K no tecido vegetal

Na figura 19 pode-se observar a produção média de MSPA, MSRA E MSTO (massa seca total) das plantas cultivadas com tratamento B-0% e B-6%. A produção de MSPA apresentou diferença significativa ( $p < 0,5$ ) entre as quatro diferentes dosagens do composto e entre os tratamentos B-0% e B-6% apresentou diferença significativa nas dosagens de 80 e 160  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , sendo que o tratamento B-6% apresentou 42,53% mais MSPA que B-0% na dosagem de 160  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  e na dosagem de 80  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , 42,71% superior. A produção de MSRA somente apresentou diferença significativa entre as diferentes dosagens do composto e, houve diferença significativa de MSTO (parte aérea + raízes) entre todas as diferentes dosagens e entre os tratamentos, B-6% na dosagem de 160  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  apresentou produção de biomassa total 28,66% acima que B-0%, apresentando interação entre os fatores dos tratamentos.

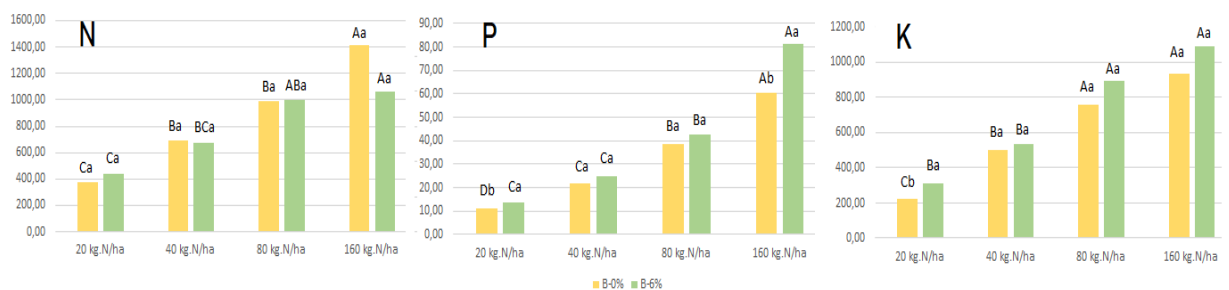
Figura 19 – Produção média em g/vaso de massa seca da parte aérea (A), raiz (B) e total (C)



Médias seguidas de letras maiúsculas iguais não diferem entre si nas diferentes doses do composto nos vasos e letras minúsculas iguais não diferem entre si entre os tratamentos com e sem bentonita pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. B-0% (composto sem bentonita); B-6% (composto com 6% de bentonita). Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Como pode ser observado na figura 20, ao comparar os tratamentos com e sem bentonita, houve diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) para P na dosagem de 20 e 160 kg.ha<sup>-1</sup>, onde o B-6% apresentou 21,01% e 34,98% respectivamente mais P acumulado no tecido vegetal que B-0%. K apresentou diferença significativa de 36,04% mais acúmulo na dosagem de 20 kg.ha<sup>-1</sup> de N no tratamento B-6%. No que diz respeito ao acúmulo de N no tecido vegetal, apesar de apresentar valores médios menores na dosagem de 160kg.N.ha<sup>-1</sup>, não apresentou diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos com e sem bentonita. Já o acúmulo de nutrientes nas diferentes doses dos compostos, de um modo geral pode-se observar que os compostos com e sem bentonita apresentaram um comportamento semelhante, ou seja, quanto maior a dose, maior o acúmulo do nutriente no tecido vegetal.

Figura 20 – Acúmulo médio de N, P e K no tecido vegetal



Médias seguidas de letras maiúsculas iguais não diferem entre si nas diferentes doses do composto nos vasos e letras minúsculas iguais não diferem entre si entre os tratamentos com e sem bentonita pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. B-0% (composto sem bentonita); B-6% (composto com 6% de bentonita). Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A maior produção de biomassa e maior acúmulo de P no tecido vegetal no tratamento B-6% pode ter sido influenciada por uma série de fatores ou até mesmo a sinergia entre eles,



como a maior concentração de substâncias húmicas, Mg, K e até mesmo a menor concentração de Zn, onde o excesso pode causar toxidade para as plantas.

Segundo Summers (2014), o fornecimento adequado de Mg às plantas aumenta claramente a atividade fotossintética das folhas, visto que o Mg ocupa a posição central da molécula de clorofila e tem papel importante na formação de proteínas. Considerando que o tratamento B-6% apresentava 123,76% mais Mg que B-0%, 3358,76 mg/kg e 1501,07 mg/kg respectivamente, pode-se inferir que o acréscimo de Mg provocado pela bentonita pode ter contribuído positivamente para a maior produção de biomassa e acúmulo de NPK.

Segundo Yadav (2010), o Zn em altas concentrações no solo (150 a 300  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) é altamente tóxico às plantas e Albuquerque (2020) cita em seu trabalho que o zinco é um elemento essencial às plantas, mas em excesso pode causar sérios danos ao vegetal e o silício (Si) pode mitigar os efeitos fitotóxicos do excesso de zinco. Como pode-se observar na tabela 2, a bentonita utilizada no teste apresenta 64,18% de  $\text{SiO}_2$  e a concentração de Zn no tratamento B-6% apresentou concentração de 14,65% menor que o tratamento B-0%. Tito et al (2011) em seu estudo sobre o uso de bentonita para remediação de solos contaminados com zinco chega à conclusão que a incorporação de bentonita ao solo aumenta a adsorção do zinco diminuindo a disponibilidade deste elemento para a planta tendendo, conseqüentemente, a aumentar a produção de massa seca (TITO et al., 2011), corroborando com os resultados encontrados.

O fornecimento do potássio para as plantas estimula o aproveitamento do nitrogênio, possibilitando que sua absorção, assimilação, nutrição e, conseqüentemente que a produtividade seja maior (VIANA; KIEHL, 2010). Como o tratamento B-6% apresenta 5,32% mais K que o tratamento B-0%, é possível que isso tenha auxiliado na produção de biomassa.

O tratamento B-6% apresentou 15,52% mais substâncias húmicas totais que o tratamento B-0%, sendo o teor de 6,7% e 5,8% para B-6% e B-0% respectivamente. Segundo Caron; Pereira; Camargo (2015), as substâncias húmicas são compostos orgânicos produzidos na decomposição de resíduos. Suas propriedades químicas, microbiológicas e físicas podem aumentar a produtividade em decorrência dos benefícios que promove para a estrutura física e química do solo, afetando ainda a dinâmica do  $\text{NH}_4^+$  e o metabolismo da planta. As substâncias húmicas aumentam o movimento e absorção de íons, incrementam a respiração e a velocidade das reações enzimáticas do ciclo de Krebs, promovem alta produção de ATP nas células radiculares, aumento nos níveis de clorofila e na síntese de ácidos nucleicos. Os ácidos húmicos e fúlvicos, apesar de serem diferentes em termos de peso molecular e capacidade de troca iônica, resultam em benefícios similares às culturas.

Em estudo realizado por Al-Kinani; Jarallah (2021) sobre os efeitos da aplicação de bentonita e compostagem no crescimento de sorgo em solos desertos, concluiu que todas as propriedades químicas em estudo e parâmetros da planta foram afetadas significativamente, sendo que a concentração de 12% de bentonita proporcionou a maior taxa de aumento de pH, MO e CTC, bem como o aumento da altura da planta, área foliar e teor de clorofila. Os resultados mostraram uma correlação linear positiva significativa entre o nível de bentonita com as propriedades químicas do solo e parâmetros da planta, corroborando desta forma para os resultados encontrados neste estudo.

Para efeito de comparação de produção de biomassa, a tabela 7 apresenta a média de produção de biomassa total dos compostos produzidos com e sem bentonita, fertilizante mineral e controle (sem fertilizante). Como o fertilizante mineral apresenta eficiência superior aos compostos orgânicos, os dados deste não foram comparados estatisticamente com os compostos orgânicos.

Tabela 7 – Média de produção de biomassa total (g/vaso) dos compostos com bentonita, sem bentonita, mineral e controle.

	Controle	B-0%	B-6%	Mineral
20 kg.N/ha	2,25	11,60	13,65	43,23
40 kg.N/ha	3,24	23,00	25,05	53,43
80 kg.N/ha	3,39	37,15	40,33	92,59
160 kg.N/ha	3,31	52,86	68,01	13,08

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

### 5.2.2 Eficiência fisiológica e taxa de recuperação

A eficiência fisiológica é um indicador valioso na pesquisa pois representa a habilidade de uma planta para transformar os nutrientes adquiridos do fertilizante em produtividade. Baixa eficiência fisiológica sugere que houve um sub crescimento vegetativo, o que pode ser causado por deficiências de nutrientes, estresse pela seca, estresse pelo calor, entre outros (REETZ, 2017). Na tabela 8 é apresentado a média da eficiência fisiológica para N, P e K das plantas cultivadas com o tratamento B-6% e B-0%. A eficiência fisiológica para K e P não foi observado diferença significativa entre os tratamentos e, para o N apresentou diferença significativa na dosagem de 160 kg.ha<sup>-1</sup> de N, onde o tratamento B-6% apresentou eficiência fisiológica média de 48,76% maior que B-0%.

Tabela 8 – Média da eficiência fisiológica (mg/mg) de N, P e K das plantas cultivadas com tratamento B-0% e B-6% em diferentes dosagens

Dosagem	K		P		N	
	B-0%	B-6%	B-0%	B-6%	B-0%	B-6%
20 kg.ha <sup>-1</sup>	48,7 Aa	41,15 Ba	1033,58 Aa	996,16 ABa	34,54 Aa	33,44 Ba
40 kg.ha <sup>-1</sup>	44,76 Aa	45,7 Ba	1063,26 Aa	1009,48 Aa	35,46 Aa	40,56 Ba
80 kg.ha <sup>-1</sup>	49,12 Aa	44,48 Ba	977,06 Aa	949,11 ABa	40,02 Aa	45,19 Ba
160 kg.ha <sup>-1</sup>	56,87 Aa	63,22 Aa	873,27 Aa	834,21 Ba	39,70 Ab	59,06 Aa

Médias seguidas de letras maiúsculas iguais não diferem entre si nas diferentes doses do composto e letras minúsculas iguais não diferem entre si entre os tratamentos com e sem bentonita pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. B-0% (composto sem bentonita); B-6% (composto com 6% de bentonita). Fonte: Elaborada pelo autor, (2022)

No que diz respeito a comparação das médias da eficiência fisiológica em função das diferentes doses de fertilizante, os tratamentos fertilizados com o composto que não recebeu bentonita (B-0%) não apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) e, o tratamento que recebeu composto com 6% de bentonita apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) na dose de 160 kg.ha<sup>-1</sup> de N, onde houve maior eficiência para N e K e menor eficiência para P, o que sugere que o efeito na eficiência fisiológica é mais evidente em dosagens mais altas do composto.

Apesar dos resultados de eficiência fisiológica encontrados no teste, de um modo geral não apresentaram diferenças significativas com o uso do composto com e sem bentonita, Al-Kinani; Jarallah (2021) e Youssef (2013) citam que a bentonita é um dos melhores potencializadores minerais para diferentes solos devido a sua capacidade de melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, aumentando a disponibilidade de nutrientes e fertilidade do solo, com benefícios ao crescimento e a produtividade das plantas.

A taxa de recuperação é definida como o aumento na absorção do nutriente pelas cultura em resposta à aplicação do nutriente, e por ela é possível verificar o quanto do nutriente aplicado a planta absorveu (REETZ, 2017). Observa-se na tabela 9 que as plantas que receberam o tratamento B-6% apresentaram diferença significativa para a taxa de recuperação do P nas dosagens de 20, 80 e 160 kg.ha<sup>-1</sup>, apresentando respectivamente taxas de 48,3%, 28,2% e 57,6% maiores que B-0%. Apesar do tratamento B-6% apresentar menor teor de P (16,05 g/kg) que o tratamento B-0% (21,62 g/kg), a taxa de recuperação foi maior em três das quatro dosagens do fertilizante. A taxa de recuperação do N na dose de 20 kg.ha<sup>-1</sup> ficou 41,92% maior no tratamento que recebeu o composto com bentonita, apresentando ganho significativo comparado ao tratamento que recebeu o composto sem bentonita. O K não apresentou diferença entre os tratamentos o que pode estar relacionado aos baixos teores de K encontrado nos fertilizantes, logo, na dosagem que foi aplicado não apresentou resposta nos tratamentos.

Tabela 9 – Média da taxa de recuperação de N, P e K das plantas cultivadas com tratamento B-0% e B-6% em diferentes dosagens

Dosagem	K		P		N	
	B-0%	B-6%	B-0%	B-6%	B-0%	B-6%
20 kg.ha <sup>-1</sup>	1029,85 Aa	1219,76 Aa	8,53 ABb	12,65 Aa	179,81 Ab	255,18 Aa
40 kg.ha <sup>-1</sup>	1316,46 Aa	1148,54 Aa	9,65 Aa	11,17 Aa	203,18 Aa	222,52 Aa
80 kg.ha <sup>-1</sup>	1030,12 Aa	997,44 Aa	9,14 ABb	11,72 Aa	155,41 ABa	176,54 ABa
160 kg.ha <sup>-1</sup>	646,66 Ba	615,10 Ba	7,39 Bb	11,65 Aa	115,59 Ba	94,51 Ba

Médias seguidas de letras maiúsculas iguais não diferem entre si nas diferentes doses do composto e letras minúsculas iguais não diferem entre si entre os tratamentos com e sem bentonita pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. B-0% (composto sem bentonita); B-6% (composto com 6% de bentonita). Fonte: Elaborada pelo autor, (2022).

A maior taxa de recuperação para P e N apresentada nos testes podem estar associadas ao efeito que a bentonita têm de aumentar a disponibilidade do nutriente para a cultura. Tito; Fernandes (2019) citam que doses crescentes de bentonita favorecem a CTC, isso, devido ao fato das argilas terem alta micro porosidade, maior superfície específica, aumentando a quantidade de sítios disponíveis para as ligações, ou seja, favorecendo uma maior troca catiônica. Pode-se inferir que, a bentonita é favorável à liberação de cátions trocáveis para o solo e isso pode ter influenciado a maior taxa de recuperação observada para P.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso da bentonita como aditivo para compostagem na dose de 6% apresentou maior degradação de C e maiores perdas de N. A dinâmica do nitrogênio ao longo do processo nas formas de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  apresentaram comportamento semelhante entre os tratamentos.

A concentração de Mg no composto final foi influenciada positivamente pela bentonita, onde a dosagem de 6% apresentou os maiores teores e os tratamentos que receberam bentonita apresentaram melhor humificação. O uso de bentonita reduziu a umidade durante o processo e possivelmente contribuiu para o maior desenvolvimento de microrganismos, o que pode ser uma ótima opção para acelerar o processo de compostagem e aumentar a produtividade, principalmente em instalações onde o excesso umidade é fator limitante. O pH e temperatura não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos.

A bentonita influenciou positivamente na produção de biomassa e apresentou maior acúmulo de P no tecido vegetal, bem como maior taxa de recuperação deste nutriente. A eficiência fisiológica média para o N apresentou-se superior apenas na dose  $160 \text{ kg.ha}^{-1}$  no tratamento que recebeu 6% de bentonita e a taxa de recuperação ficou superior apenas na dose de  $20 \text{ kg.ha}^{-1}$ . A taxa de recuperação, eficiência fisiológica e acúmulo de K no tecido vegetal no composto final não foi influenciado pelo uso da bentonita.

Por fim, os resultados indicam que, apesar da bentonita ter apresentado as maiores perdas de N durante a compostagem, o seu uso como aditivo para compostagem de lodo de ETE da agroindústria avícola na concentração de 6%, apresentou o melhor resultado na nutrição do milho, o que sugere ter contribuído para formar um composto de melhor qualidade. Entretanto mais pesquisas são necessárias. Sugere-se para trabalhos futuros realizar testes com maior concentração de bentonita e avaliação econômica para utilização do aditivo na compostagem.

## REFERÊNCIAS

- AL-KINANI, D. K. S.; JARALLAH, A. K. A. Effect of Bentonite and Compost Applications in Some Chemical Properties of Soil, Growth of Sorghum ( *Sorghum bicolor* L.) in Desert Soil. v. 25, n. 6, p. 9497–9513, 2021.
- ALBUQUERQUE, D.P.A. **Silício como mitigador da toxicidade de zinco em plantas jovens de *Schizolobium amazonicum* Huber Ex Ducke**. 2020. 67p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal da Amazônia. Programa de Pós-graduação em agronomia, Belém, 2020. Disponível em:  
<http://repositorio.ufra.edu.br/jspui/bitstream/123456789/941/4/SIL%C3%8DCIO%20COMO%20MITIGADOR%20DA%20TOXICIDADE%20DE%20ZINCO%20EM%20PLANTAS.....pdf>. Acesso em 17/08/2022.
- ANGNES, G. et al. Correlating denitrifying catabolic genes with N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 368–375, 2013.
- ANUÁRIO 2019 DA AVICULTURA INDUSTRIAL. Nº 11-2018. Ano 110, edição 1283. ISSN 1516-3105. Disponível em: <https://www.aviculturaindustrial.com.br/imprensa/anuario-da-avicultura-industrial-2019-sera-melhor-para-a-avicultura/20181213-144930>. Acesso: 16/09/2020.
- APHA (1998). **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington
- AWASTHI, M. K. et al. In-vessel co-composting of biosolid: Focusing on mitigation of greenhouse gases emissions and nutrients conservation. **Renewable Energy**, v. 129, p. 814–823, 2018a.
- AWASTHI, M. K. et al. Role of Ca-bentonite to improve the humification, enzymatic activities, nutrient transformation and end product quality during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 262, p. 80–89, 2018b.
- BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, PLO de A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo**. Embrapa Solos-Comunicado Técnico (INFOTECA-E), 2003.
- B. M. A. BRITO, J. M. C. N. F. C. N. H. C. F. G. A. N. R. R. M. Avaliação de argilas bentoníticas policatiônicas. **Cerâmica**, v. 62, p. 45–54, 2016.
- BHATTACHARYYA, K. G.; GUPTA, S. SEN. Adsorption of a few heavy metals on natural and modified kaolinite and montmorillonite: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 140, n. 2, p. 114–131, 2008.
- BONINI, C. S. B.; ALVES, M. C.; MONTANARI, R. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado Sewage sludge and mineral fertilization on recovery of chemical

properties of a degraded soil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 388–393, 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária (DISPOA). Instrução Normativa No 61, de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 de julho de 2020, edição 134, sessão 1, p. 5.

CÁCERES, R.; MALÍNSKA, K.; MARFÀ, O. Nitrification within composting: A review. **Waste Management**, v. 72, p. 119–137, 2018.

CARON, V.; PEREIRA, J.; CAMARGO, P. Condicionadores do solo : ácidos húmicos e fúlvicos. **Produtor Rural**, v. 58, p. 46, 2015.

CAVALCANTI, José Eduardo W. de A. **Manual de tratamento de Efluentes Industriais**. 2º Ed. São Paulo: engenharia Editora Técnica Ltda, 2012

CHALLENGES, T.; OBTAINING, F. O. R. Modificação química de argilas: desafios científicos e tecnológicos para obtenção de novos produtos com maior valor agregado. **Química Nova**, v. 32, n. 3, p. 809–817, 2009.

CHIUMENTI, A. Complete nitrification-denitrification of swine manure in a full-scale, non-conventional composting system. **Waste Management**, v. 46, p. 577–587, 2015.

COSTA, A. N. DA; COSTA, A. DE F. S. DA. **Manual de uso agrícola e disposição do lodo de esgoto para o Estado do Espírito Santo**. Vitória: Incaper, 2011.

DE GEOLOGIA, S. et al. Ministério De Minas E Energia -Mme. v. 00315517, 2007.

DE GUARDIA, A. et al. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. **Waste Management**, v. 28, n. 3, p. 575–587, 2008.

DIAS, B. O. et al. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 4, p. 1239–1246, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 4.ed. Rio de Janeiro, 2016.

FAGERIA, N.K. Eficiência do uso de potássio pelos genótipos de arroz de terras altas. *Pesq. Agropec. Bras.*, 35:2115-2120, 2000.

FERNÁNDEZ-NAVA, Y. et al. Use of granular bentonite in the removal of mercury (II), cadmium (II) and lead (II) from aqueous solutions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 215, n. 1–4, p. 239–249, 2011.

FUKUMOTO, Y. et al. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 1468–1474, 2011.

- GIGLIOTTI, G. et al. Co-composting of olive husks with high moisture contents: Organic matter dynamics and compost quality. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 67, p. 8–14, 2012.
- GUIDONI, L. L. C. et al. Full-Scale Composting of Different Mixtures with Meal from Dead Pigs: Process Monitoring, Compost Quality and Toxicity. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 11, p. 5923–5935, 2021.
- GUO, H. et al. Beneficial effects of bacterial agent/bentonite on nitrogen transformation and microbial community dynamics during aerobic composting of pig manure. **Bioresource Technology**, v. 298, p. 122384, 2020.
- HATZENPICHLER, R. et al. A moderately thermophilic ammonia-oxidizing crenarchaeote from a hot spring. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 6, p. 2134–2139, 2008.
- HE, Y. et al. Measurements of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from the aerated composting of food waste. **Science of the Total Environment**, v. 254, n. 1, p. 65–74, 2000.
- HIGARASHI, M. M. et al. **Metodologia para medir a emissão de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S em compostagem de dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2010. 5 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 479).
- JIANG, J. et al. The effects of apple pomace, bentonite and calcium superphosphate on swine manure aerobic composting. **Waste Management**, v. 34, n. 9, p. 1595–1602, 2014.
- KOŃCZAK, M.; OLESZCZUK, P. Application of biochar to sewage sludge reduces toxicity and improve organisms growth in sewage sludge-amended soil in long term field experiment. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 8–15, 2018.
- KÜLCÜ, R.; YALDIZ, O. The composting of agricultural wastes and the new parameter for the assessment of the process. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 220–225, 2014.
- LEAL, M. A. DE A. et al. Avaliação da recuperação de nitrogênio contido em diferentes fertilizantes orgânicos por meio de bioensaio. p. 1–20, 2010.
- LEITE, T. DE A. Compostagem Termofílica De Lodo De Esgoto: Higienização E Produção De Biossólido Para Uso Agrícola. p. 167, 2015.
- LI, H. et al. Effects of external additives: Biochar, bentonite, phosphate, on co-composting for swine manure and corn straw. **Chemosphere**, v. 248, p. 125927, 2020.
- LI, J.; SUN, X.; LI, S. Effects of garden waste compost and bentonite on muddy coastal saline soil. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 9, 2020.
- LI, R. et al. Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite. **Bioresource Technology**, v. 121, p. 362–368, 2012.
- LIU, X. et al. Pyrolysis and subsequent direct combustion of pyrolytic gases for sewage



sludge treatment in China. **Applied Thermal Engineering**, v. 128, n. 2018, p. 464–470, 2018.

MAO, H. et al. diciano. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 195–202, 2018.

MURRAY, H. H. Chapter 6 Bentonite Applications. **Developments in Clay Science**, v. 2, n. C, p. 111–130, 2006.

NICOLAU SOBRINHO, W. et al. Nutrients Accumulation in Plants of Millet in Function of Organic and Mineral Fertilization. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 107–110, 2009.

OLIVEIRA, L. V. et al. Use of Dicyandiamide to Reduce Nitrogen Loss and Nitrous Oxide Emission During Mechanically Turned Co-composting of Swine Slurry with Sawdust. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, n. 6, p. 2567–2579, 2020.

ORRICO, A. C. A. et al. Effect of different substrates on composting of poultry litter. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 41, n. 7, p. 1764–1768, 2012.

PAREDES FILHO, M. V. Compostagem de lodo de esgoto para uso agrícola. **Revista Agroambiental**, v. 3, n. 3, p. 73–80, 2011.

PIRES, ADRIANA M. M.; MATTIAZZO, M. E. Avaliação da Viabilidade do Uso de Resíduos na Agricultura. **Embrapa Meio Ambiente**, v. 1, p. 9, 2008.

REETZ, H. F. Tradução: Alfredo Scheid Lopes. **Fertilizantes e seu uso eficiente**. São Paulo: ANDA, 2017. 178p.

REN, X. et al. New insight of tertiary-amine modified bentonite amendment on the nitrogen transformation and volatile fatty acids during the chicken manure composting. **Bioresource Technology**, v. 266. p. 524-531, 2018.

REN, X. et al. Effect of tertiary-amine bentonite on carbon transformation and global warming potential during chicken manure composting. **Journal of Cleaner Production**, v. 237, p. 117818, 2019.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. et al. A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. **Bioresource technology**, v. 57, n. 3, p. 291-295, 1996.

SILVA, A. R. V; FERREIRA, H. C. Industriais , Reservas , Produção E Produtores / Fornecedores Nacionais E Internacionais. **Revista eletrônica de Materiais e Processos**, v. 3, p. 26–35, 2008.

SUMMERS, P. Importancia del Magnesio y el Azufre en una fertilización equilibrada. p. 15, 2014.

SUNADA, N. DA S. et al. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciencia Rural**, v. 45, n. 1, p. 178–183, 2014.

TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S. J. & BOHNEN, H. Análises de solo, plantas e outros materiais. Boletim técnico N. 5. 2. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174 p., 1995.

TITO, G. A. et al. Uso de bentonita na remediação de solos contaminados com zinco: efeito na produção de feijão. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 9, p. 917–923, 2011.

TITO, G. A.; CAROLINA, A.; VASCONCELOS, F. DE. **Uma Abordagem Agronômica: alternativa de comercialização de bentonita**. Foz do Iguaçu: CONTECC, 2016.

TITO, G. A.; FERNANDES, J. D. **Influência da Bentonita e MB4 na acidez potencial, pH E capacidade de troca catiônica do solo**. Ciência, Desenvolvimento e Inovação na Engenharia e Agronomia Brasileira v.3. Campina Grande, 2019.

VIANA, E. M.; KIEHL, J. DE C. Doses de nitrogênio e potássio no crescimento do trigo. **Bragantia**, v. 69, n. 4, p. 975–982, 2010.

Von Sperling, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2° Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 1996.

WANG, M. et al. Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 520–527, 2017a.

WANG, Q. et al. Improving pig manure composting efficiency employing Ca-bentonite. **Ecological Engineering**, v. 87, p. 157–161, 2016a.

WANG, Q. et al. Comparison of biochar, zeolite and their mixture amendment for aiding organic matter transformation and nitrogen conservation during pig manure composting. **Bioresource Technology**, v. 245, n. August, p. 300–308, 2017b.

WANG, Q. et al. Improvement of pig manure compost lignocellulose degradation, organic matter humification and compost quality with medical stone. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 771–777, 2017c.

WANG, X. et al. Effects of different bulking agents on the maturity, enzymatic activity, and microbial community functional diversity of kitchen waste compost. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 37, n. 20, p. 2555–2563, 2016b.

WONG, J. W. C.; FUNG, S. O.; SELVAM, A. Coal fly ash and lime addition enhances the rate and efficiency of decomposition of food waste during composting. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 13, p. 3324–3331, 2009.

WONG, J. W. C.; WANG, X.; SELVAM, A. Improving Compost Quality by Controlling Nitrogen Loss During Composting. **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Solid Waste Management**. Elsevier B.V. p. 59-82, 2017.

XU, J. et al. Inoculation with Compost-Born Thermophilic Complex Microbial Consortium

Induced Organic Matters Degradation While Reduced Nitrogen Loss During Co-Composting of Dairy Manure and Sugarcane Leaves. **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 9, p. 2467–2477, 2019.

YADAV, S. K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v. 76, n. 2, p. 167–179, 2010.

YANG, X. C. et al. Composting swine carcasses with nitrogen transformation microbial strains: Succession of microbial community and nitrogen functional genes. **Science of the Total Environment**, v. 688, p. 555–566, 2019.

YOUSSEF, S. EFFECT OF BENTONITE AND ZEOLITE ORES ON POTATO CROP (*Solanum tuberosum* L.) UNDER NORTH SINAI CONDITIONS. **Journal of Plant Production**, v. 4, n. 12, p. 1843–1856, 2013.

ZHANG, L.; SUN, X. Addition of seaweed and bentonite accelerates the two-stage composting of green waste. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 154–162, 2017.