

PAULA WELLEN BARBOSA GONÇALVES

**MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS
COM DISTINTAS TEXTURAS ADUBADOS COM LODO DE ESGOTO**

Montes Claros

2019

**Mineralização de Carbono e Nitrogênio e Recuperação de Nutrientes em Solos com Distintas
Texturas Adubados com Lodo de Esgoto**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Produção Vegetal.

Área de Concentração: Produção Vegetal
Orientador: Prof. Rodinei Facco Pegoraro
Coorientador: Prof. Reginaldo Arruda Sampaio

Montes Claros
Fevereiro de 2019

Gonçalves, Paula Wellen Barbosa.

G635m
2019 Mineralização de carbono e nitrogênio e recuperação de nutrientes em solos com distintas texturas adubados com lodo de esgoto. Montes Claros, 2019.

Dissertação (Mestrado) em Produção Vegetal, Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Agrárias.

Orientador: Rodinei Facco Pegoraro.

Banca examinadora: Prof. Reginaldo Arruda Sampaio, Prof. Victor Martins Maia, Prof.^a Leidivan Almeida Frazão.

Inclui referências: f. 24-26, 55-59, 82-85.

1. Matéria orgânica. 2. Reciclagem de resíduo. 3. Biossólido. I. Pegoraro, Rodinei Facco. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Agrárias. III. Título.

CDU: 631.4

Elaborada pela BIBLIOTECA Universitária DO ICA/UFMG
Josiel Machado Santos / CRB-6/2577

Paula Wellen Barbosa Gonçalves

Mineralização de Carbono e Nitrogênio e Recuperação de Nutrientes em Solos com Distintas Texturas Adubados com Lodo de Esgoto

Aprovada pela banca examinadora constituída pelos professores:

Prof. Leidivan Almeida Frazão
ICA/UFMG

Prof. Victor Martins Maia
UNIMONTES

Prof. Reginaldo Arruda Sampaio – Coorientador
ICA/UFMG

Prof. Rodinei Facco Pegoraro – Orientador
ICA/UFMG

Montes Claros, 25 de fevereiro de 2019

Dedico este trabalho a Paulo e aos meus pais Elza e José.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por ter-me dado força e me abençoado em todos os momentos. Por ter direcionado meus passos e me levantado em todos os tropeços da vida.

Agradeço imensamente aos meus pais Elza e José, que não pouparam esforços para minha educação e de minhas irmãs, abrindo mão muitas vezes de seus próprios sonhos e planos para concretizar os nossos. A minhas irmãs Thays e Layane, pelo apoio e cumplicidade.

Ao Paulo, por todo o carinho, amor, amizade, respeito, apoio, compreensão, incentivo e cumplicidade e, além disso, pela ajuda para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Rodinei pela orientação, incentivo, ensinamentos, dedicação e pela confiança. Admiro sua inteligência e competência, exemplos que desejo seguir em minha vida. Meu sincero obrigada.

Aos companheiros de laboratório, Afrânio, Jéssica, Márcio e, em especial, Gustavo e Gilmar pela amizade, companheirismo e auxílio.

Aos profissionais da UFMG, em especial, Luís Henrique, Ane, Érica e Zuba por todo apoio na realização deste trabalho.

Aos professores Reginaldo, Leidivan e Victor por terem participado e comporem a banca avaliadora.

Ao ICA/UFMG pela oportunidade de realização do curso de Agronomia e do mestrado em Produção Vegetal.

À FUMP, à CAPES, ao CNPq e à Fapemig pelo apoio financeiro, pela bolsa de estudo e financiamento para realização deste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Meu muito obrigada!

“Eu tentei 99 vezes e falhei, mas na centésima tentativa eu consegui, nunca desista de seus objetivos mesmo que esses pareçam impossíveis, a próxima tentativa pode ser a vitoriosa”.

Albert Einstein

Mineralização de carbono e nitrogênio e Recuperação de Nutrientes em Solos com Distintas Texturas Adubados com Lodo de Esgoto

RESUMO

A regulamentação da disposição agrícola do lodo de esgoto é feita pela Resolução Conama 375/2006, estabelecendo que a recomendação da dose do resíduo seja realizada a partir da disponibilidade do nitrogênio mineral e sua fração orgânica mineralizável. O objetivo do estudo foi avaliar as taxas de mineralização e a recuperação dos nutrientes de lodo de esgoto seco e compostado em solos com texturas distintas. Realizaram-se dois estudos, um em campo e outro em casa de vegetação. O estudo em campo foi montado no delineamento em blocos casualizados (DBC), com quatro repetições, em parcela subdividida. As parcelas foram compostas pelo esquema fatorial 3 x 3. Os fatores consistiram em solos com texturas (argilosa, média e arenosa) e três tipos de manejo (aplicação de lodo de esgoto compostado (LC), lodo estabilizado a 350 °C (LE) e sem a aplicação do lodo (SR)). E as subparcelas foram compostas pelos tempos de coleta de 0, 5, 15, 35, 50, 80 e 120 dias. As unidades experimentais consistiram de covas com 20 cm de profundidade e 50 cm de diâmetro. Realizaram-se análises do teor de C orgânico (CO), N mineral, total e orgânico (NO), P, Ca, Mg e K. No estudo em laboratório, adotou-se delineamento inteiramente casualizado (DIC), com quatro repetições, em fatorial 3 x 3 x 6, adotando os mesmos fatores do estudo de campo. As unidades experimentais consistiram de recipientes plásticos com capacidade para 500 cm³, contendo 100 g de solo, hermeticamente fechados. Realizaram-se as análises de CO, N mineral e total, evolução do C-CO₂, fracionamento das substâncias húmicas e análise de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância ($p < 0,05$). As médias obtidas para o fator qualitativo foram comparadas por meio do teste Tukey e, para o fator quantitativo, foram comparadas por meio do uso de modelos de regressão. As frações de mineralização do NO (FM) e de degradação do CO (FD) foram calculadas com base no modelo de cinética de primeira ordem ajustado. Em campo, as FM do NO foram influenciadas pelas texturas do solo, sendo observadas FM superiores a 50, 60 e 75% nos solos de texturas argilosa, média e arenosa, respectivamente, para ambos os lodos. A mineralização do LE é mais intensa, sendo observada pela maior liberação de N mineral e maior degradação do C. As FD do CO foram superiores a 75 e 45% nos solos com aplicação do LE e LC, respectivamente. A aplicação dos lodos aumentou os teores de P, Ca e Mg nos solos. A disponibilização de Ca e Mg ocorreu de forma constante ao longo do monitoramento, com menores teores nos solos de textura arenosa. A contribuição dos lodos, para o suprimento de K nos solos é insignificante. Maior disponibilização de P foi observada com adição do LC e nos solos de textura arenosa e média. Em laboratório, para ambos os lodos, a FM do NO foi superior a 40%, independente da textura do solo. Maior respiração acumulada foi observada, nos solos que receberam o LE, com evolução do C-CO₂ superior a 230 mg kg⁻¹ nos solos de textura argilosa e arenosa e de 196 mg kg⁻¹ no solo de textura média. Já nos solos com adição do LC, a respiração foi inferior a 100 mg kg⁻¹. As FD do CO, para os solos de textura argilosa, média e arenosa com adição do LC foram de 12,5; 5,4 e 13,3%, respectivamente, sendo inferiores aos solos que receberam o LE de 26, 31 e 17%, respectivamente. A fração húmica (HU) foi responsável pela estocagem majoritária de C e N. Mais de 65, 68 e 50% do CO total dos solos de textura argilosa, média e arenosa se encontravam nessa fração. E mais de 60% do N total do solo, em todos os tratamentos, foram encontrados na HU. Pela análise isotópica do

$\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, identificou-se que mais de 40% do N e do C proveniente do lodo ficam estocados nos solos aos 120 dias após a aplicação.

Palavras-chave: Matéria orgânica, reciclagem de resíduo, biossólido.

Carbon and Nitrogen Mineralization and Nutrient Recovery in Soils with Different Textures Fertilized with Sewage Sludge

ABSTRACT

The regulation of the agricultural layout of the sewage sludge is made by Conama Resolution 375/2006, establishing that the recommendation of the dose of the residue is made from the availability of mineral nitrogen and its mineralizable organic fraction. The objective of the study was to evaluate the mineralization and nutrient recovery rates of dry and composted sewage sludge in soils with different textures. Two studies were carried out, one in the field and the other in a greenhouse. The study in field was assembled in the randomized block design (RBD), with four replications, in a subdivided plot. The plots were composed by the 3 x 3 factorial scheme. The factors consisted of soils with textures (clayey, medium and sandy) and three types of management (application of composted sewage sludge (LC), sludge stabilized at 350 °C (LE) and without the application of the sludge (SR). And the subplots were composed by the collection times of 0, 5, 15, 35, 50, 80 and 120 days. The experimental units consisted of pits with 20 cm deep and 50 cm in diameter. Analyzes of the content of organic C (CO), mineral N, total and organic (NO), P, Ca, Mg and K were performed. In the study in laboratory, it was adopted a completely randomized design (CRD) with four replications in factorial 3 x 3 x 6, adopting the same factors of the field study. The experimental units consisted of plastic containers with a capacity of 500 cm³, containing 100 g of soil, hermetically closed. Analyzes of CO, mineral and total N, evolution of C-CO₂, fractionation of humic substances and analysis of $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ were performed. The obtained data were submitted to analysis of variance ($p < 0.05$). The averages obtained for the qualitative factor were compared using the Tukey test and, for the quantitative factor, were compared through the use of regression models. The fractions of NO mineralization (FM) and CO degradation (FD) were calculated based on the adjusted first order kinetic model. In field, the FM of NO was influenced by the soil textures, being observed FM higher than 50, 60 and 75% in clayey, medium and sandy soils, respectively, for both sludge. The mineralization of the LE is more intense, being observed by the greater release of mineral N and greater degradation of the C. The FD of the CO were superior to 75 and 45% in the soils with application of the LE and LC, respectively. The application of the sludges increased P, Ca and Mg contents in soils. The availability of Ca and Mg occurred steadily throughout the monitoring, with lower levels of sandy soils. The contribution of the sludges to the supply of K in soils is insignificant. Higher availability of P was observed with addition of LC and in soils of sandy and medium texture. In laboratory, for both sludges, the FM of the NO was higher than 40%, regardless of soil texture. Higher accumulated respiration was observed in soils that received LE, with a C-CO₂ evolution higher than 230 mg kg⁻¹ in clayey and sandy texture soils and of 196 mg kg⁻¹ in medium texture soil. Already on the soils with LC addition, respiration was below 100 mg kg⁻¹. The FD of the CO for clayey, medium and sandy texture soils with LC addition were 12.5; 5.4 and 13.3%, respectively, being lower than the soils that received the LE of 26, 31 and 17%, respectively. The humina fraction (HU) was responsible for the majority stocking of C and N. More than 65, 68 and 50% of the total CO of the soils of clay, medium and sandy texture were found in this fraction. And more than 60% of the total N of the soil, in all treatments, were found in the HU. By the isotopic analysis of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$, it was

identified that more than 40% of the N and C from the sludge are stored in the soils at 120 days after application.

Keywords: Organic matter, waste recycling, biosolids.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 2 – Mineralização de Carbono e Nitrogênio e Recuperação de Nutrientes em Solos com Distintas Texturas Adubados com Lodo de Esgoto

Figura 1	– Precipitação média mensal e temperaturas mínima e máxima diárias obtidas para o período de agosto a dezembro de 2017.....	29
Figura 2	– Unidades experimentais e covas preenchidas com os solos de diferentes texturas e lodo incorporado.....	32
Figura 3	– Imagens ilustrativas das plantas de milho após a emergência e no início do período de crescimento.....	35
Gráfico 1	– Decaimento do teor de carbono orgânico (CO) nos solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado.....	37
Gráfico 2	– Teores de carbono orgânico mineralizado e acumulado nos solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado	37
Gráfico 3	– Teores de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ nos solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado.....	40
Gráfico 4	– Teores acumulados de N mineral nos solos de textura argilosa, média e arenosa adubado com lodo de esgoto seco e compostado ao longo do período de monitoramento.....	41
Gráfico 5	– Teores de nitrogênio orgânico mineralizado e acumulado em solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado.....	43
Gráfico 6	– Comportamento do pH do solo ao longo do período de avaliação da taxa de mineralização do lodo.....	44
Gráfico 7	– Crescimento das plantas de milho adubadas com lodo compostado e seco.....	50

CAPÍTULO 3 – Mineralização de Carbono e Nitrogênio em Solos com Distintas Texturas Adubados com Lodo de Esgoto em Condições Controladas

Figura 1	– Imagem ilustrativa das unidades experimentais do estudo em condições de laboratório.....	65
Figura 2	– Imagem das unidades experimentais, contendo recipiente com hidróxido de sódio para a verificação da evolução do C-CO ₂	66
Gráfico 1	– Comportamento do pH ao longo dos períodos de avaliação da mineralização.....	69
Gráfico 2	– Teores de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ nos solos com textura argilosa (A e D), média (B e E) e arenosa (C e F) após a aplicação de lodo de esgoto seco e compostado.....	70
Gráfico 3	– Nitrogênio orgânico mineralizado e acumulado nos solos de texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo compostado e seco.....	72
Gráfico 4	– Decaimento do carbono orgânico nos solos de textura argilosa (A), média (B) e arenosa (C) adubados com lodo de esgoto seco e compostado.....	74
Gráfico 5	– Evolução do CO ₂ acumulado nos solos de texturas argilosa (A), média (B) e arenosa (C) adubados com lodo de esgoto seco (LE) e compostado (LC) por cento e vinte dias de avaliação.....	75
Gráfico 6	– C orgânico degradado e acumulado nos solos de texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado ao longo do período de monitoramento.....	77
Gráfico 7	– $\delta^{13}\text{C}$ (A) e $\delta^{15}\text{N}$ (B) no início e no final da incubação dos solos de textura argilosa, média e arenosa adubados com lodo seco e compostado.....	80

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2 – Mineralização de Carbono e Nitrogênio e Recuperação de Nutrientes em Solos com Distintas Texturas Adubados com Lodo de Esgoto

Tabela 1	– Granulometria dos solos utilizados no estudo após a adição de areia.....	30
Tabela 2	– Caracterização química dos solos utilizados na montagem do estudo.....	30
Tabela 3	– Caracterização química do lodo de esgoto seco a 350 °C e estabilizado por meio de compostagem, utilizado no estudo.....	31
Tabela 4	– Coeficientes da equação de cinética de primeira ordem obtidos a partir do ajuste dos dados de C orgânico.....	38
Tabela 5	– Fração de mineralização do CO e NO obtidas pelo ajuste de cinética química de primeira ordem.....	38
Tabela 6	– Coeficientes da equação de cinética de primeira ordem obtidos a partir do ajuste dos dados de N mineral.....	41
Tabela 7	– Coeficientes da equação de cinética de primeira ordem obtidos a partir do ajuste dos dados de N orgânico.....	43
Tabela 8	– pH (H ₂ O) obtido para os solos com distintas texturas e após a aplicação dos distintos tipos de lodo.....	44
Tabela 9	– Atributos químicos de solo com diferentes texturas e condicionado com lodo compostado e lodo seco a 350 °C.....	45
Tabela 10	– Taxa de disponibilidade (%) dos macronutrientes (P, K, Ca e Mg) em solo de diferentes texturas condicionado com lodo de esgoto seco e compostado.....	47
Tabela 11	– Quadro da ANOVA resumido com quadrado médio e significância estatística dos atributos da planta de milho.....	49
Tabela 12	– Equações referentes ao ajuste do modelo sigmoidal na avaliação do crescimento da planta de milho.....	51
Tabela 13	– Massa seca, em grama, das plantas de milho adubado com lodo compostado e seco em solos com distintas texturas.....	52
Tabela 14	– Teores de macronutrientes, micronutrientes e elemento potencialmente tóxico em folhas de milho.....	53

CAPÍTULO 3 – Mineralização de Carbono e Nitrogênio em Solos com Distintas Texturas Adubados com Lodo de Esgoto em Condições Controladas

Tabela 1	– Caracterização granulométrica dos solos utilizados no estudo após a adição de areia.....	62
Tabela 2	– Caracterização química dos solos utilizados na montagem do estudo.....	63
Tabela 3	– Caracterização química do lodo de esgoto seco a 350 °C e estabilizado por meio de compostagem, utilizado no estudo.....	64
Tabela 4	– Equações de regressão dos efeitos duplos de pH.....	69
Tabela 5	– Equações ajustadas para os teores de N-NO ₃ ⁻ nos solos de diferentes texturas adubados com LE e LC ao longo do tempo de monitoramento.....	71
Tabela 6	– Coeficientes obtidos a partir dos dados de N orgânico acumulado nos solos de textura argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado.....	72
Tabela 7	– Frações de mineralização do nitrogênio orgânico (NO) dos lodos compostado e seco.....	73
Tabela 8	– Coeficientes da equação cinética química de primeira ordem obtidos a partir dos dados de liberação C-CO ₂ acumulado e evoluído de 100 g dos solos de textura argilosa, média e arenosa com adição dos lodos seco e compostado, em ensaio realizado em laboratório.....	75
Tabela 9	– Coeficientes obtidos a partir dos dados de C orgânico degradado e acumulado.....	77
Tabela 10	– Frações de mineralização do carbono orgânico (NO) dos lodos compostado e seco.....	78
Tabela 11	– Teores de carbono orgânico e nitrogênio das frações ácido fúlvico, ácido húmico e humina, obtidos dos solos de textura argilosa, média e arenosa adubados com lodo compostado e seco.....	79
Tabela 12	– Contribuição do lodo compostado e seco para o aporte de C e N nos solos de textura argilosa, média e arenosa a partir da análise isotópica do δ ¹⁵ N e δ ¹³ C.....	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF	–	Ácido Fúlvico
AH	–	Ácido Húmico
ANOVA	–	Análise de Variância
CC	–	Capacidade de Campo
CE	–	Condutividade Elétrica
CO	–	Carbono Orgânico
CONAMA	–	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPASA	–	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
COT		Carbono Orgânico Total
CTC	–	Capacidade de Troca Catiônica
DBC	–	Delineamento em Blocos Casualizado
DIC	–	Delineamento Inteiramente Casualizado
ETE	–	Estação de Tratamento de Esgoto
FDs	–	Fração de Disponibilização
FD	–	Fração de Degradação
FM	–	Fração de Mineralização
GL	–	Grau de Liberdade
H+Al	–	Acidez Potencial
HU	–	Humina
INMET	–	Instituto Nacional de Meteorologia
LC	–	Lodo Compostado
LE	–	Lodo Seco
MO	–	Matéria Orgânica
MOS	–	Matéria Orgânica do Solo
NF	–	Número de Folha
NI	–	Nitrogênio Inorgânico
NO	–	Nitrogênio Orgânico
qCO ₂	–	Quociente Metabólico
SR	–	Sem Resíduo
TDN	–	Taxa de Disponibilidade de Nutrientes
USEPA	–	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (sigla em inglês)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
2 OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo Geral	19
2.1 Objetivos Específicos	19
CAPÍTULO 1 – REVISÃO DE LITERATURA.....	20
1 REFERENCIAL TEÓRICO.....	20
1.1 Lodo de esgoto.....	20
1.2 Restrições ao uso de lodo de esgoto.....	21
1.3 Processos de Pós-tratamentos	22
1.4 Mineralização de Nitrogênio.....	23
REFERÊNCIAS	24
CAPÍTULO 2 - MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS COM DISTINTAS TEXTURAS ADUBADOS COM LODO DE ESGOTO	27
1 INTRODUÇÃO	28
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
2.1 Local de Instalação do Experimento	29
2.2 Coleta do Solo para preparo das texturas	29
2.3 Obtenção e estabilização do lodo de esgoto	31
2.4 Montagem do estudo e coleta de dados	32
2.5 Análises realizadas	33
2.6.1 Fração de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos no solo	34
2.7 Disponibilidade de nutrientes	35
2.7.1 Taxa de disponibilização dos macronutrientes	35
2.7.2 Uso do milho como planta extratora de nutrientes	35
2.8 Análise estatística	36
3 RESULTADO E DISCUSSÃO.....	36
3.1 Mineralização dos compostos de carbono e nitrogênio presentes no lodo	36
3.2 Atributos químicos do solo	44
3.2.1 Comportamento do pH do solo.....	44
3.2.2 Fertilidade do solo após a aplicação dos tipos de lodo no solo com distintas texturas ..	45
3.3 Cultivo de milho como planta indicadora de disponibilidade de nutrientes	49
4 CONCLUSÃO.....	54
REFERÊNCIAS	55

CAPÍTULO 3 – MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS COM DISTINTAS TEXTURAS ADUBADOS COM LODO DE ESGOTO EM CONDIÇÕES CONTROLADAS	60
1. INTRODUÇÃO	61
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	62
2.1 Coleta do solo e montagem das texturas.....	62
2.2 Obtenção e estabilização do lodo de esgoto	63
2.3 Local de realização do experimento e delineamento experimental	64
2.4 Métodos Analíticos	65
2.4.1 Respiração basal e fracionamento químico	66
2.4.2 Determinação $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$	66
2.5 Cinética de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos no solo	67
2.5.1 Fração de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos no solo	67
2.6 Análise estatística	68
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
3.1 Avaliação do pH nos solos após a aplicação do lodo de esgoto	68
3.2 Mineralização dos compostos de nitrogênio presente nos resíduos	69
3.3 Degradação dos compostos de carbono presente nos resíduos.....	74
3.4 Fracionamento químico das substâncias húmicas no solo.....	78
3.5 Contribuição dos resíduos de lodo para a formação da matéria orgânica do solo.....	80
4 CONCLUSÃO.....	81
REFERÊNCIAS.....	82

1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto é um subproduto resultante do processo de tratamento do esgoto realizado em Estação de Tratamento de Efluentes (ETEs). O grande volume produzido desse resíduo requer custos elevados para seu descarte, além de gerar um sério problema ambiental quando disposto incorretamente. Das diversas alternativas para a disposição do lodo de esgoto, a utilização agrícola, paisagismo e florestal são as mais viáveis, em virtude do baixo custo monetário envolvido. Além disso, esse material pode ser usado como complemento de fertilizante ou condicionador de solos agrícolas, visto que apresenta elevado conteúdo de material inorgânico e orgânico, tais como nitrogênio (N), fósforo (P), enxofre (S) e carbono orgânico.

Para que a quantidade de resíduo aplicado ao solo atenda a demanda da cultura e não contamine o solo, cursos d'água e os seres humanos, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou em agosto de 2006, a Resolução nº 375 que disciplina a recomendação da dose de lodo pautada nos teores de patógenos, metais pesados e nitrogênio. O critério para a recomendação é utilizar o elemento que está em maior abundância no resíduo, que geralmente é o nitrogênio.

A taxa de mineralização do nitrogênio é o parâmetro que se considera, para a recomendação da quantidade de resíduo, que deverá ser utilizado. Entretanto, os valores de taxa de mineralização, para o lodo não digerido e submetido a algum processo de tratamento (digeridos e compostados) propostos pela CONAMA 375, foram adaptados da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, não sendo representativo para condições climáticas e de solos encontradas no Brasil.

Considerando que os valores de taxa de mineralização de nitrogênio, propostos pela Resolução Conama 375 são subestimados, visto que foram obtidas para condições de clima temperado, questiona-se se essas equações propostas, para a definição da dose de nitrogênio que será disponibilizado, ao longo do ano, são adequadas. Diante disso, são necessários estudos sobre a cinética de degradação do lodo de esgoto, nas condições climáticas e de solo brasileiros, sobretudo, no Norte de Minas Gerais, a fim de verificar a taxa de mineralização de nitrogênio e nutrientes para a recomendação ambientalmente segura da dose de lodo de esgoto.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Avaliar as frações de mineralização e a recuperação dos nutrientes de lodo de esgoto seco e compostado em solos com texturas distintas.

2.1 Objetivos Específicos

- Avaliar a taxa de mineralização de carbono e nitrogênio em solos com texturas distintas e adubados com lodo de esgoto seco e compostado.

- Avaliar a taxa de recuperação dos macronutrientes em solos com texturas distintas e adubados com lodo de esgoto seco e compostado, por meio de extratores de rotina.
- Comparar as frações de mineralização do N, no lodo de esgoto aplicado em solos com texturas distintas no Norte do Estado de Minas Gerais, com àquelas descritas na Resolução CONAMA nº 375/2006.
- Avaliar a nutrição de plantas de milho submetida à adubação com lodo de esgoto seco e compostado.
- Avaliar as frações de mineralização de N e degradação do C em campo e laboratório.
- Verificar a contribuição dos lodos seco e compostado no estoque de C dos solos.

CAPÍTULO 1 – REVISÃO DE LITERATURA

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Lodo de esgoto

Apesar de grande parte dos países desenvolvidos tratar e gerenciar adequadamente o esgoto gerado, na atualidade, ainda existem muitos países em desenvolvimento que depositam esse material direto nos cursos hídricos sem nenhum tipo de tratamento preliminar (ANDREOLI; PINTO, 2001). Diante da crescente pressão social pela melhoria e manutenção das condições ambientais e, como tentativa de minimizar os impactos aos recursos hídricos, o esgoto gerado em algumas cidades brasileiras, está sendo tratado (ANDREOLI; PINTO, 2001; MERLINO *et al.*, 2010). Entretanto, o tratamento primário e secundário do esgoto urbano nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) produz como subproduto um resíduo sólido de composição altamente complexa denominado lodo de esgoto (LE), ou bio-sólido, nome que lhe é dado, após ser tratado e processado (BARBOSA; TAVARES FILHO, 2006; SAITO, 2007).

Com o crescimento populacional, aumenta a demanda de serviços de coleta e tratamento do esgoto e, por consequência, grande volume de lodo de esgoto é gerado (GODOY, 2013). A grande quantidade desse resíduo eleva os custos operacionais e de descarte para as estações de tratamento. Essa problemática tem despertado a atenção de pesquisadores, órgãos ambientais e empresas de saneamento, para uma alternativa econômica e ambientalmente viável e segura para a destinação correta desse resíduo (GODOY, 2013; SAITO, 2007), bem como um tratamento adequado para o lodo de esgoto a fim de minimizar os impactos ambientais causados (GODOY, 2013; SPERLING, 2007).

A disposição final do resíduo geralmente é feita em aterros sanitários, deposição oceânica, incineração, reaproveitamento, recuperação de áreas degradadas, uso agrícola e florestal (PEGORINI; ANDREOLI, 2006; BETTIOL; CAMARGO, 2006). Todavia, segundo Godoy (2013), com a necessidade de preservação ambiental, a disposição oceânica do lodo de esgoto não é mais aplicável, sendo proibida nos EUA e na Europa. De acordo com Saito (2007), a incineração tem sido considerada uma prática de descarte do resíduo inadequada, por causar danos ao

ambiente como a emissão de compostos orgânicos, gases do efeito estufa e pelo alto custo envolvido. Conforme Andreoli *et al.* (2001), há uma tendência de que diminua a disposição de lodo de esgoto em aterros sanitários, em virtude das exigências ambientais para alternativas mais eficientes de utilização do resíduo. Além disso, deve ser dada atenção especial quanto à disposição em aterros, em relação à escolha do local, visando evitar a percolação de lixiviados, à drenagem dos gases gerados e ao tratamento do chorume produzido, assim como uma operação eficiente que evite a proliferação de vetores.

Na União Europeia, o descarte do lodo de esgoto por incineração corresponde a 21% e a deposição em aterros a 24%, sendo que 53% de todo o lodo de esgoto produzido já é destinado à aplicação na agricultura, de forma direta ou posterior a processos de compostagem (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012). Já no Brasil, a maior parte do lodo de esgoto produzido nas ETE's são descartados em aterros sanitários (GODOY, 2013).

Dentre as formas de destinação final do lodo de esgoto, o uso agrícola se destaca, em virtude do baixo custo envolvido (BOEIRA *et al.*, 2009) e, também pela necessidade de produção de alimentos em maiores quantidades (ANDREOLI *et al.*, 2001). O lodo de esgoto pode ser usado como complemento de fertilizantes e condicionadores de solo devido a sua composição rica em matéria orgânica, assim como elementos essenciais às plantas, como nitrogênio e fósforo, melhorando dessa forma, as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (PEGORINI; ANDREOLI, 2006; SAITO, 2007).

O lodo quando aplicado ao solo, melhora as suas propriedades físicas de forma semelhante a outras fontes de matéria orgânica, promovendo melhorias na agregação, estabilização das partículas de argila, aumento da capacidade de retenção de água, principalmente, em solos arenosos e melhora a permeabilidade e infiltração em solos argilosos. Porém, efeitos positivos nas propriedades físicas do solo são dependentes, dentre outros, da quantidade do resíduo aplicado e do tipo de solo (BETTIOL; CAMARGO, 2006; MELO *et al.*, 2004).

1.2 Restrições ao uso de lodo de esgoto

As maiores limitações para o uso agrícola de lodo de esgoto, são os riscos de contaminação do solo com metais pesados, substâncias orgânicas e agentes patogênicos (MURRAY *et al.*, 2019), além da possibilidade de lixiviação de nitrogênio, contaminando o lençol freático e as águas superficiais, a ocorrência de atração de insetos vetores, pequenos roedores e a liberação de odores, quando o resíduo não é suficientemente estabilizado, podendo comprometer o meio ambiente e a saúde dos seres humanos direta ou indiretamente (ANDREOLI, 2001).

Diante disso, a legislação brasileira estabelece, por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Resolução nº 375 (BRASIL, 2006), a regulamentação de uso agrícola do lodo de esgoto e derivados, sendo apenas permitido o uso do lodo classe A. Entretanto a maioria dos lodos produzidos pelas estações de tratamento brasileiras encontra-se na classe B, em razão

da presença de microrganismos patogênicos, sendo necessária a adoção de processos de pós-tratamento, para redução de patógenos (MORETTI *et al.*, 2013).

1.3 Processos de Pós-tratamentos

O risco de contaminação patogênica e atratividade de vetores são reduzidos com a adoção de processos de estabilização (pós-tratamento), que podem ser processos químicos, térmicos, aeróbio ou anaeróbio, como a solarização, compostagem, caleação e o aquecimento térmico para a secagem do lodo de esgoto, para reduzir a menos de 10% sua umidade (FERNANDES; SOUZA, 2001). No entanto, esses processos alteram a cinética de mineralização do N e nutrientes do lodo para as plantas (CORRÊA *et al.*, 2012; DINIZ, 2014).

A compostagem é um processo biológico aeróbio, no qual a parte orgânica é degradada por microrganismos termófilos ou mesófilos. Durante o processo de compostagem, a temperatura pode chegar até 65 °C, favorecendo a eliminação de patógenos. Todavia o processo é influenciado pela umidade, temperatura, relação C/N do material, dentre outros fatores. A compostagem pode ser considerada alternativa adequada para a estabilização e higienização do lodo de esgoto com finalidade agrícola, por permitir controle satisfatório de microrganismos patogênicos (CORRÊA *et al.*, 2012; MORETTI *et al.*, 2013). Além disso, o lodo de esgoto compostado apresenta maior proporção de matéria orgânica humificada, implicando em menores taxas de mineralização de nutrientes nos solos (TRANNIN *et al.*, 2008).

A Resolução 375 (BRASIL, 2006) adotou a disponibilidade de N mineral e orgânico, alcalinidade e teor de metais pesados como técnica para recomendação de doses de lodo na agricultura, seguindo taxas de mineralização do N (orgânico), sugeridas pela Agência Ambiental dos EUA (USEPA, 1993), que variam de 40%, para lodos não digeridos, a 10%, para lodos compostados. Entretanto, essas taxas foram definidas para condições climáticas e solos com características mineralógicas distintas daquelas encontradas ao Norte do Estado de Minas Gerais, Brasil.

Outro fator não detalhado na Resolução 375/2006 e que pode ser considerado, no manejo da adubação, é a mineralização dos demais macronutrientes presentes no lodo de esgoto ou compostos orgânicos derivados. De acordo com Backes *et al.* (2013), o composto orgânico produzido de lodo de esgoto contribuiu, aos 120 dias após a sua aplicação, com a taxa de mineralização de 100, 90, 57, 40 e 31% do Mg, K, S, P e Ca, respectivamente, presentes no composto, indicando elevada contribuição para a nutrição do cultivo de grama esmeralda imperial. A desconsideração desses nutrientes, no sistema de recomendação de adubação com lodo, pode levar ao desequilíbrio nutricional dos cultivos e ao acúmulo excessivo de nutrientes no solo.

Os solos de cerrados são tipicamente ácidos, pobres em MOS, N, P e bases trocáveis, sendo necessária a adoção de práticas de cultivo conservacionistas que melhorem as condições químicas do solo para o plantio de espécies de interesse econômico. A adição de lodo de esgoto nesses solos aumenta a disponibilidade de nutrientes para as plantas. Porém, a determinação

correta da mineralização do N do lodo é importante, pois doses excessivas ou insuficientes podem ser prejudiciais à produção das culturas. Além do potencial poluidor, a recomendação de doses de lodo deve seguir as quantidades requeridas para cada cultura, uma vez que a dose de N, acima do recomendado, pode resultar em contaminação do lençol freático, em razão da lixiviação do nitrato. Portanto, o monitoramento dos íons NO_3^- presente na solução do solo pode indicar se o manejo nutricional está sendo efetuado de forma adequada (SILVA JÚNIOR, 2008) ou até mesmo pode estimar se haverá contaminação de águas subterrâneas, devido à lixiviação (FERNANDES *et al.*, 2006; AITA, GIACOMINI, 2008).

1.4 Mineralização de Nitrogênio

A mineralização pode ser definida como a conversão do nitrogênio ligado a moléculas orgânicas em nitrogênio inorgânico. Esse processo pode ser influenciado por fatores como temperatura, umidade do solo, tipo de solo, microrganismos, pH dentre outros. Durante a mineralização de resíduos orgânicos no solo, o primeiro produto estável da conversão de nitrogênio orgânico para inorgânico é o amônio (NH_4^+), que pode ser adsorvido pelo solo, absorvido pelas plantas ou pode ser convertido em nitrato (NO_3^-), por presença de bactérias nitrificantes. O nitrato, por sua vez, pode ser absorvido pelas plantas, lixiviado para fora da zona de absorção das raízes ou ser convertido em nitrogênio gasoso, sendo perdido para a atmosfera (ANDREOLI, 2001; BOEIRA *et al.*, 2002).

A taxa de mineralização é o processo de liberação de nitrogênio ao longo do tempo no solo. Esse processo ocorre de forma mais rápida, nos períodos iniciais da adição do resíduo ao solo, pela baixa recalcitrância de componentes presentes no material (BOEIRA *et al.*, 2009). A fim de evitar a aplicação excessiva de nutrientes ao solo, a fração de mineralização do resíduo orgânico é uma importante variável para a definição da dose adequada do resíduo a ser aplicada ao solo. Entretanto a obtenção da fração de mineralização é complexa por fatores que interferem na mineralização do nitrogênio e carbono (PAULA *et al.*, 2013).

Para descrever o processo de mineralização do resíduo orgânico no solo, de modo geral, são utilizados modelos matemáticos que descrevem a mineralização do resíduo em função do tempo. O modelo exponencial simples proposto por Stanford e Smith (1972) é um dos mais utilizados. Com esse modelo é possível estimar a quantidade de carbono e nitrogênio orgânico que pode ser mineralizado ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 2101-2111, 2008

ANDREOLI, C. V.; PINTO, M. A. T. Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários, Inclusive com a Utilização de Técnicas Consorciadas com Resíduos Sólidos Urbanos. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 282 p. 2001.

BACKES, C.; SANTOS, A. J. M.; GODOY, L. J. G. D.; VILLAS BOAS, R. L.; OLIVEIRA, M. R. D.; OLIVEIRA, F. C. D. Doses de lodo de esgoto compostado em produção de tapete de grama esmeralda imperial. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, p. 1402-1414. 2013.

BARBOSA, G. M. de C.; TAVARES FILHO, J. Uso agrícola do lodo de esgoto: influência nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 27, n. 4, p. 565-580, 2006.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. *Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura*. Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, p. 349, 2006.

BOEIRA, Rita Carla; LIGO, Marcos Antônio Vieira; DYNIA, José Flávio. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; MAXIMILIANO, V. C. B., PIRES, A. M. M. Determinação da Fração de Mineralização de compostos Nitrogenados de Lodos de Esgoto aplicados em Solo Agrícola. *Circular técnico*, Jaguariúna, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de Agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 30 de ago. de 2006. Seção 1. p.141-146

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. *Soil Use and Management*, v. 28, n. 1, p. 12-18, 2012.

DINIZ, I. C. C. Taxa de degradação do material orgânico de lodo de esgoto sanitário no solo. *Viçosa - MG*, 2014.

FERNANDES, F. C. S.; LIBARDI, P. L.; CARVALHO, L. A. Internal drainage and nitrate leaching in a corn-black oat-corn succession with two split nitrogen applications. *Scientia Agricola*, v. 63, n. 5, p. 483-492, 2006.

FERNANDES, F.; SOUZA, S. G. Estabilização de lodo de esgoto. *Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final*, p. 29, 2001.

GODOY, L. C., A logística na destinação do lodo de esgoto. *Revista Científica on-line: Tecnologia gestão e humanismo*. v. 2, n. 1, 2013.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste management*, v. 32, n. 6, p. 1186-1195, 2012.

MELO, V. P.; BEUTLER A. N.; DE SOUZA, Z. M; CENTURION, J. F.; DE MELO, W. J., Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com biossólido. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 39, n.1, p. 67-72, 2004.

MERLINO, L. C. S.; MELO, W. J.; MACEDO, F. G.; GUEDES, A. C. T. P.; RIBEIRO, M. H.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34:2031-2039, 2010.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Aplicação do método de mineralização de nitrogênio com lixiviação para solo tratado com lodo de esgoto e composto orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p.622-631, 2013.

MURRAY, R.; TIEN, Y. C.; SCOTT, A.; TOPP, E. The impact of municipal sewage sludge stabilization processes on the abundance, field persistence, and transmission of antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes to vegetables at harvest. *Science of The Total Environment*, 651, 1680-1687, 2019.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p.1729-1741, 2013.

PEGORINI E, S.; ANDREOLI C. V., Uso alternativos de lodos de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgoto: Alternativas do uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, p.417, 2006.

SAITO, M. L., O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos – Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p.35 2007.

SILVA JÚNIOR, M. J. Manejo da fertirrigação na cultura do meloeiro mediante o controle de íons da solução do solo. Piracicaba, SP: ESALQ/USP, 2008. 114f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.

SPERLING, V. M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Org.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001. 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6. c. 2, p. 17-67, 2001.

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. SoilSci. Soc. Am. J., 36:465-471, 1972.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2ª Edição. Porto Alegre: Departamento de Solos. UFRGS. 174p. 1995. (Boletim Técnico, 5)

TRANNIN, I. C. DE; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Atributos químicos e físicos de um solo tratado com lodo de esgoto industrial e cultivado com milho. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, p.223-230, 2008.

UNITED STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Process design manual. Land application of sewage sludge and domestic septage. Washington: 1995. 290p.

CAPÍTULO 2 - MINERALIZAÇÃO DE C E N E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS COM DISTINTAS TEXTURAS ADUBADOS COM LODO DE ESGOTO

RESUMO

A recomendação da dose do lodo de esgoto é realizada a partir da disponibilidade do nitrogênio mineral e sua fração orgânica mineralizável. Entretanto, as estimativas de mineralização foram elaboradas pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA), em condições climáticas e edáficas distintas daquelas encontradas no Brasil, sobretudo nos trópicos secos. Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a mineralização e a recuperação dos nutrientes de lodo de esgoto seco e compostado em solos com texturas distintas. O estudo foi realizado em covas no campo, no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, num esquema fatorial 3x3, com parcelas subdivididas no tempo. Os fatores das parcelas consistiram dos solos com distintas texturas (argilosa, média e arenosa) e três tipos de manejo (aplicação de lodo de esgoto compostado – LC, lodo estabilizado a 350 °C - LE e sem a aplicação de lodo). As subparcelas foram as coletas de solo aos 0, 5, 15, 35, 50, 80 e 120 dias após a aplicação dos tratamentos. Foi realizada análise de carbono orgânico (CO), N mineral e total e macronutrientes disponíveis nas amostras de solo coletadas. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância ($p < 0,05$), seguida de comparação das médias pelo teste Tukey e ajuste de modelos de regressão. As frações de mineralização (FM) foram calculadas com base no modelo de cinética de primeira ordem ajustado. A taxa de disponibilidade média do P foi de 80 e 72% nos solos que receberam LC e LE, respectivamente. A disponibilização de Ca e Mg ocorreu de forma constante, ao longo do monitoramento, com menores teores nos solos de textura arenosa. A contribuição dos lodos para o suprimento de K nos solos foi insignificante, em razão dos baixos teores do elemento no lodo. A degradação mais intensa dos lodos ocorreu, nas primeiras semanas de monitoramento, sendo percebidas maiores frações de degradação (FDs) do CO, iguais ou superiores a 30%, nos primeiros 30 dias de avaliação de todos os tratamentos. As FDs observadas para o CO, ao final de 120 dias de monitoramento, foram superiores a 75 e 45% nos solos que receberam LE e LC, respectivamente. As frações de mineralização do N (FMN) entre os resíduos não foram diferentes entre si, porém observou-se FMN superiores a 75, 60 e 50% nos solos de textura arenosa, média e argilosa, respectivamente. Esses resultados são superiores aos obtidos pelo CONAMA 375, indicando que as dosagens de lodo de esgoto, para os cultivos agrícolas em regiões de trópicos secos estão superestimadas.

Palavras-chave: biossólido, decomposição da matéria orgânica, reciclagem de resíduo, fração de mineralização.

1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto é subproduto do processo de tratamento do esgoto realizado nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs). O grande volume produzido desse resíduo requer custos elevados para o seu descarte, além de gerar sério problema ambiental quando disposto incorretamente. Das diversas alternativas para a disposição do lodo de esgoto, a utilização agrícola, paisagismo e florestal são as mais adequadas, em virtude do baixo custo monetário envolvido. Isso é possível em virtude do uso do lodo como fertilizante e condicionador de solos, por apresentar elevado teor de nutrientes e constituintes orgânicos, tais como nitrogênio (N), fósforo (P), enxofre (S) e carbono orgânico.

A utilização do lodo na agricultura foi regulamentada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em agosto de 2006, por meio da Resolução nº 375, que normatiza a recomendação da dose de lodo pautada nos teores de patógenos, metais pesados e nitrogênio (BRASIL, 2006).

A recomendação de nitrogênio para cultivos considera estimativas de taxa de mineralização do N-orgânico presente no lodo. Entretanto, na resolução CONAMA 375, para o lodo não digerido e submetido a algum processo de tratamento e/ou pós-tratamento, sugerem-se taxas de mineralização propostas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, não sendo representativas para condições edafoclimáticas encontradas no Brasil, especialmente nos trópicos secos.

Estudos em condição de campo realizados no Brasil têm relatado frações de mineralização (FM) de N superiores às definidas pelo CONAMA 375, que são de 20% para lodos digeridos anaerobiamente e 10% para lodos compostados. As FM encontradas por alguns autores são de 65%, 97% e 89% (BACKES *et al.*, 2013; DINIZ, 2014; PAULA *et al.*, 2013). Portanto, os valores de taxa de mineralização de nitrogênio, propostos pela Resolução são subestimados, visto que foram obtidos para condições de clima temperado. Outro fator importante a ser elucidado é a contribuição e disponibilização dos demais macronutrientes P, Ca, Mg e K presentes no lodo de esgoto. O lodo de esgoto pode substituir ou suplementar o uso de fertilizantes minerais, porém o conhecimento da longevidade dos benefícios do lodo, na fertilidade do solo, ainda é limitado (MELO *et al.*, 2018), sendo necessários estudos para entender o processo de mineralização ou disponibilização dos macronutrientes no solo.

Além disso, verifica-se que as características e composição de elementos, substâncias orgânicas tóxicas e patógenos de cada lodo de esgoto variam de acordo com a região e com o processo de tratamento ao qual foi originado. Por consequência, as taxas de mineralização dos resíduos variam, de acordo com o tipo de resíduo e o tipo de solo em que o material foi disposto (CORRÊA *et al.*, 2012). Diante disso, são necessários estudos sobre a cinética de decomposição do lodo de esgoto, nas condições climáticas e de solo brasileiros, sobretudo, em regiões de clima tropical como no Norte de Minas Gerais, a fim de verificar a taxa de mineralização de nitrogênio e nutrientes para a recomendação ambientalmente segura da dose de lodo de esgoto. O objetivo deste estudo foi avaliar a mineralização do nitrogênio e do carbono e a disponibilidade de

macronutrientes em solos de diferentes texturas adubados com lodo de esgoto seco a 350 °C e compostado.

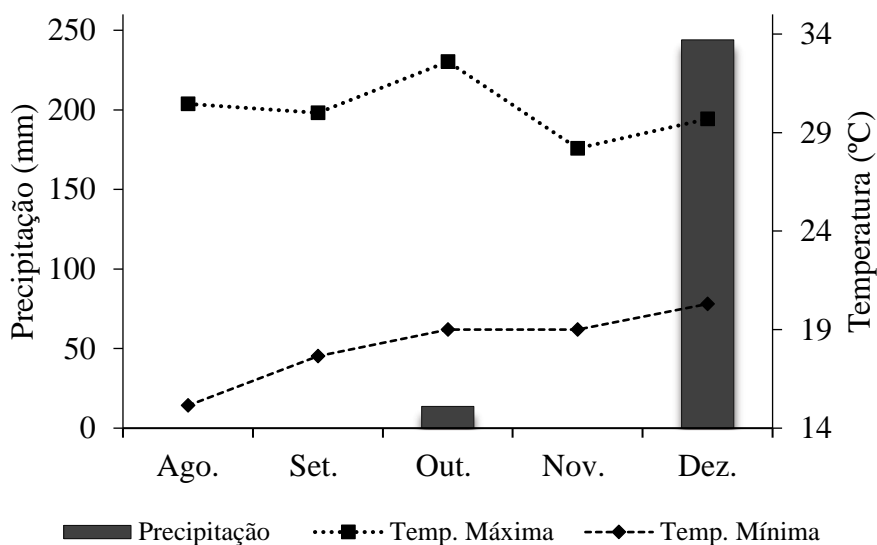
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local de Instalação do Experimento

O estudo foi realizado no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais- ICA/UFMG, no município de Montes Claros, situada ao Norte do Estado de Minas Gerais, latitude 16°40'57,70" Sul, longitude 43°50'19,62" Oeste e altitude média de 650 m. O clima da região é classificado, segundo Köppen, como Aw tropical de savana, com verão quente e inverno chuvoso. A temperatura média mensal tem variação de 18,3°C (julho) a 22,8 °C (janeiro) e a precipitação média anual corresponde a 1.096 mm (ALVARES *et al.*, 2013).

Os dados climáticos mensais de temperatura e precipitação, apresentados na Figura 1, durante o período de condução do estudo (agosto a dezembro de 2017), foram obtidos no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017).

Figura 1. Precipitação e temperaturas mínima e máxima média mensal obtidas para o período de agosto a dezembro de 2017



2.2 Coleta do solo para preparo das texturas

A primeira etapa do estudo consistiu na coleta de solo (Nitossolo) com textura argilosa, na camada do horizonte B, com a finalidade de reduzir a interferência da matéria orgânica nativa do solo presente na camada superficial dos solos. O solo coletado foi misturado com areia, a fim de se obter proporções de aproximadamente 25 e 35% de argila, compondo assim distintas classes texturais.

Para a composição das classes texturais, foi utilizada areia fina de construção, passada em peneira de 2 mm, a fim de retirar as partículas mais grosseiras. A mistura solo-areia foi homogeneizada em leiras e mantidas por um período de incubação de 10 ciclos de umedecimentos e secagem subsequentes, seguido de revolvimento do solo a cada ciclo e umedecimento até 70% da capacidade de campo. Esse processo foi realizado com o intuito de garantir a obtenção de material agregado, promovendo a interação entre os constituintes minerais e evitar a segregação de areia e solo (MALUF *et al.*, 2015). Após a obtenção dos solos com as diferentes texturas, os mesmos foram submetidos à análise granulométrica (Tabela 1) pelo método da pipeta proposto pelo IAC, usando como agente dispersante solução de hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio (MONIZ *et al.*, 2009).

Tabela 1. Granulometria dos solos utilizados no estudo após a adição de areia.

Textura	Areia	Silte	Argila	Classificação textural
	----- % -----			
Argilosa	13,0	30,6	56,4	Argiloso
Média	41,8	21,3	36,9	Franco Argiloso
Arenosa	61,2	13,9	24,9	Franco Arenoso

Fonte da autora.

A caracterização dos atributos químicos foi realizada conforme Embrapa (1997) (Tabela 2). A análise de pH foi realizada em H₂O (1:2,5). Fez-se a extração de fósforo remanescente, fósforo Mehlich e potássio trocável pelo Mehlich 1. Cálcio e magnésio trocáveis foram extraídos por uma solução de KCl (1 mol L⁻¹). A acidez potencial (H+Al) foi determinada pelo método indireto em solução tampão SMP. O teor de carbono orgânico do solo (CO) foi analisado pelo método indireto colorimétrico usando dicromato de potássio – Walkley & Black. Obteve-se a CTC total (T) pela soma das bases trocáveis e acidez potencial. A extração dos elementos traços do solo (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb e As) foi feita em forno microondas e análise por espectrometria de absorção atômica, conforme método da EPA 3051.

Tabela 2. Caracterização química dos solos utilizados na montagem do estudo

Solo	pH	P rem	P	K	Ca	Mg	H+Al	CO
	-----	mg L ⁻¹	----- mg dm ⁻³ -----	-----	----- cmol _c dm ⁻³ -----	-----	-----	dag kg ⁻¹
Argiloso	5,5	12,48	1,60	218	3,15	1,39	2,45	1,78
Médio	6,5	22,84	2,61	147	2,53	0,75	1,25	1,02
Arenoso	6,7	29,03	2,71	117	2,54	0,33	1,41	0,90
Solo	T	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	As
	cmol _c dm ⁻³	g kg ⁻¹	----- mg kg ⁻¹ -----				-----	µg kg ⁻¹
Argiloso	7,55	59,51	248,08	0,41	18,79	10,54	35,76	385,60
Médio	4,91	28,77	120,26	0,15	18,78	8,76	25,20	228,10
Arenoso	4,58	18,08	88,81	0,03	18,21	5,99	18,28	404,80

Fonte: da autora.

2.3 Obtenção e estabilização do lodo de esgoto

O lodo de esgoto seco utilizado no estudo, foi coletado da Estação de Tratamento de Esgotos da Copasa da cidade de Montes Claros, Minas Gerais, onde é realizado tratamento térmico a 350 °C por 30 minutos, apresentando umidade final em torno de 8%.

O lodo de esgoto estabilizado foi obtido a partir do lodo de esgoto seco. A estabilização do lodo ocorreu em leira, após o seu umedecimento e revolvimento constantes, sendo monitorada constantemente a temperatura e umidade durante o período de sessenta dias de compostagem. O processo de estabilização do lodo garante redução do odor e atração de insetos vetores. A caracterização química do lodo de esgoto seco e compostado (ALCARDE, 2009) foi descrita na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização química do lodo de esgoto seco a 350 °C e estabilizado por meio de compostagem, utilizado no estudo.

Atributos	Unidade	Lodo	
		Seco a 350 °C	Compostado
Nitrogênio total	g kg ⁻¹	36,50	32,70
N-amoniacal	g kg ⁻¹	1,82	0,03
N-nitrato	g kg ⁻¹	0,03	0,43
N-orgânico	g kg ⁻¹	34,64	32,24
Carbono Orgânico	g kg ⁻¹	338,80	269,90
Cálcio	g kg ⁻¹	9,81	13,89
Magnésio	g kg ⁻¹	2,02	1,66
Fósforo	g kg ⁻¹	7,09	10,00
Potássio	g kg ⁻¹	3,73	2,80
Sódio	mg kg ⁻¹	573,28	151,06
Ferro	mg kg ⁻¹	2.349,16	6.815,64
Manganês	mg kg ⁻¹	114,54	163,06
Cobre	mg kg ⁻¹	115,48	159,59
Zinco	mg kg ⁻¹	317,75	411,41
Níquel	mg kg ⁻¹	21,81	21,44
Arsênio	mg kg ⁻¹	0,16	0,22
Cromo	mg kg ⁻¹	2,87	19,00
Chumbo	mg kg ⁻¹	28,54	35,69

Fonte: da autora.

Nitrogênio total e Carbono orgânico analisados pelo CHNS acoplado a espectrômetro de massas. Nitrogênio mineral (amônio e nitrato) extraídos com KCl e analisados em destilador Kjeldahl. Fósforo total extraído por digestão nítrico-perclórica 2:1 (v.v) e analisado em espectrofotômetro UV VIS. Potássio total extraído por digestão nítrico-perclórica 2:1 (v.v) analisado em fotômetro de chamas. Cálcio, magnésio e demais elementos extraídos por digestão nítrico-perclórica 2:1 (v.v) e analisados em espectrofotômetro de absorção atômica.

2.4 Montagem do estudo e coleta de dados

O estudo foi realizado em campo, adotando o delineamento estatístico em blocos casualizados (DBC), com quatro repetições, em esquema fatorial com parcelas subdivididas no tempo. As parcelas constituíram de fatorial 3 x 3, totalizando 36 unidades experimentais, e as subparcelas sete tempos de coleta. O primeiro fator constituiu-se de três tipos de manejos no solo: adição de lodo de esgoto compostado (LC), adição de lodo de esgoto seco a 350 °C (LE) e sem adição de lodo (SR). O segundo fator consistiu de solo com três texturas distintas: arenosa, média e argilosa. Os sete tempos de avaliação foram: 0, 5, 15, 35, 50, 80 e 120 dias após a aplicação dos resíduos de lodo.

A dose de lodo recomendada correspondeu à adição de 1000 kg ha⁻¹ de nitrogênio, necessária para o cultivo de abacaxizeiro irrigado com alto nível tecnológico (Cardoso *et al.*, 2013). A escolha dessa dosagem de nitrogênio via lodo foi pautada na maximização da visualização do processo de mineralização, uma vez que o nitrogênio apresenta grande dinamismo no ambiente. A quantidade de nitrogênio orgânico aplicado por quilograma de solo foi: 0,51 g para o LC e 0,53 g para o LE. A quantidade de carbono orgânico aplicado por quilograma de solo correspondeu a: 4,28 g para o LC e 5,16 g para o LE.

As unidades experimentais foram constituídas de covas abertas no solo, em formato cilíndrico com 50 e 20 cm de diâmetro e profundidade, respectivamente, preenchidas com a mistura solo e lodo de acordo com os respectivos tratamentos (Figura 2). Após a montagem do estudo e, durante os sete tempos de avaliação da taxa de mineralização, foram coletadas amostras de solo do interior das covas. As coletas foram realizadas, usando uma sonda de PVC de 20 cm, para que a coleta fosse feita apenas do solo referente às unidades experimentais.

Figura 2. Unidades experimentais e covas preenchidas com os solos de diferentes texturas e lodo incorporado



Fonte: da autora.

2.5 Análises realizadas

Após coletadas, as amostras de solo foram levadas ao laboratório para análise imediata de nitrogênio mineral: amônio (N-NH_4^+) e nitrato/nitrito ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$), usando o método de arraste de vapor, com destilador Kjeldahl, conforme metodologia proposta por Tedesco (1995).

Em seguida, as amostras de solo também foram secas ao ar, maceradas em almofariz de porcelana, passadas em peneira com malha de 0,2 mm e armazenadas em saco plástico até as análises dos atributos: carbono orgânico total (CO), nitrogênio total (NT), P, K, Ca e Mg disponíveis e pH.

As análises de determinação do teor de CO no solo foram feitas, usando a metodologia de oxidação do dicromato em meio ácido e titulação com sulfato ferroso amoniacal, proposta por Mendonça e Matos (2005). Para a determinação do teor de NT no solo, seguiu-se a metodologia proposta por Tedesco (1995). As extrações de P e K foram realizadas com solução Mehlich I e, na extração de Ca e Mg, utilizou-se solução de KCl na concentração de 1 mol L^{-1} (EMBRAPA, 1997).

Os teores de NT, N-NH_4^+ , N-NO_3^- e N-NO_2^- obtidos durante o período de incubação dos resíduos orgânicos ao solo, foram utilizados para a determinação dos teores de N mineral (N_m) e N orgânico (N_o), de acordo com as equações descritas abaixo:

$$N_m = (\text{N-NH}_4^+) + (\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-) \quad \text{Equação 1}$$

$$N_o = N_t - N_m \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

- N_m : corresponde ao somatório do N amoniacal e do N nitrato e nitrito.
- N_o : diferença entre o N_t e o N mineral

2.6 Cinética de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos no solo

Para verificar os teores de N e C mineralizados e advindos dos lodos, fez-se a subtração dos teores presentes no tratamento com lodo do tratamento controle (sem a adição de lodo). O ajuste do modelo matemático foi feito, utilizando os teores de CO e NO mineralizados e acumulados no tempo. A obtenção do $\text{CO}_{(\text{min.})}$ e $\text{NO}_{(\text{min.})}$ foram obtidos pela diferença entre os teores atuais e os teores quantificados na data posterior, multiplicando os valores negativos por zero (0) e somando as diferenças positivas. Para a obtenção do N inorgânico disponibilizado no solo ($\text{NI}_{(\text{disp.})}$), as diferenças foram obtidas entre o teor de NI atual e o imediatamente anterior, multiplicando os valores negativos por zero (0) e somando-se as diferenças positivas (PAULA *et al.*, 2013).

A cinética de mineralização do carbono e nitrogênio orgânico e disponibilização do N inorgânico nos solos foi avaliada por meio da metodologia descrita por Paula *et al.* (2013). Para isso, os dados foram ajustados pelo modelo exponencial simples de cinética química de primeira

ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), o qual foi adotado para descrever o processo de mineralização, conforme equações abaixo:

$$CO_{(min.)} = CO_{(0)} * (1 - e^{-(kC*t)}) \quad \text{Equação (3)}$$

$$NO_{(min.)} = NO_{(0)} * (1 - e^{-(kN*t)}) \quad \text{Equação (4)}$$

$$NI_{(disp.)} = NI_{(0)} * (1 - e^{-(kNI*t)}) \quad \text{Equação (5)}$$

Em que

$CO_{(min.)}$: teor de carbono orgânico mineralizado e acumulado do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo (dag kg⁻¹);

$CO_{(0)}$: teor de carbono orgânico potencialmente mineralizável do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo (dag kg⁻¹);

k_C : coeficiente de mineralização do CO no lodo (dia⁻¹);

t : tempo referente ao período de incubação do lodo no solo (dias);

$NO_{(min.)}$: teor de nitrogênio orgânico mineralizado e acumulado do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo (mg kg⁻¹);

$NO_{(0)}$: teor de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo (mg kg⁻¹);

k_N : coeficiente de mineralização do NO no lodo (dia⁻¹);

$NI_{(disp.)}$: teor de nitrogênio inorgânico disponibilizado e acumulado do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo (mg kg⁻¹);

$NI_{(0)}$: teor de nitrogênio inorgânico potencialmente mineralizável do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo (mg kg⁻¹);

k_{NI} : coeficiente de disponibilização do NI no lodo (dia⁻¹).

2.6.1 Fração de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos no solo

As frações de mineralização (FM) do CO e NO dos resíduos foram obtidas, por meio do ajuste do modelo de cinética química de primeira ordem, conforme Paula *et al.* (2013).

O método utiliza os parâmetros ajustados, nas equações exponenciais de primeira ordem, que são os valores de $CO_{(0)}$ e $NO_{(0)}$ e os coeficientes de mineralização para obtenção dos valores de $CO_{(min.)}$ e $NO_{(min.)}$. Desta forma, utilizam-se as equações 3 e 4 para obtenção dos valores de FM do CO e NO, obtidas pelas equações:

$$FMCO_{(min.)} = 100 * (CO_{(min.)} / CO_{(adic.)}) \quad \text{Equação (8)}$$

$$FMNO_{(min.)} = 100 * (NO_{(min.)} / NO_{(adic.)}) \quad \text{Equação (9)}$$

As FM obtidas pelas equações 8 e 9 foram calculadas com os parâmetros ajustados, usando a quantidade de CO e NO adicionado por quilograma de solo via lodo de esgoto.

2.7 Disponibilidade de nutrientes

2.7.1 Taxa de disponibilização dos macronutrientes

Usando os teores de macronutrientes obtidos pelos extratores de rotina, fez-se a taxa de disponibilização dos nutrientes P, K, Ca e Mg. A taxa de disponibilização dos nutrientes foi calculada por meio da equação:

$$TDN = \frac{(tAR - tSR)}{tAR} * 100$$

em que

- TDN: taxa de disponibilização de determinado nutriente;
- tAR: refere-se ao teor do nutriente disponível no solo após a adição de lodo (LC ou LE);
- tSR: refere-se ao teor do nutriente disponível no solo controle (sem a adição dos resíduos de lodo).

Os valores obtidos de TDN, quando positivos (+), indicam disponibilização do nutriente ou mineralização positiva do nutriente no solo após a aplicação de lodo; quando negativos (-), indicam não disponibilização ou imobilização do nutriente; quando o valor é igual a zero (0), indica não alteração na disponibilidade do nutriente no solo.

2.7.2 Uso do milho como planta extratora de nutrientes

Aos 145 dias de montagem das covas, fez-se a semeadura do milho nas unidades experimentais para avaliar a biodisponibilidade dos nutrientes adicionados via lodo. Foram semeadas de quatro a cinco sementes do milho híbrido simples RB9060® em cada cova. Após 17 dias, quando as plantas apresentavam de dois a três pares de folhas, fez-se o desbaste, deixando as duas plantas mais uniformes por cova (Figura 3). Nessa fase, também iniciaram-se as avaliações semanais de crescimento: altura, diâmetro do caule e número de folhas. Para descrever o crescimento das plantas de milho, utilizou-se o modelo de regressão sigmoidal simples com três parâmetros:

$$y = \frac{a}{1 + e^{-(x-x_0/b)}}$$

Figura 3. Imagens ilustrativas das plantas de milho após a emergência e no início do período de crescimento



Fonte: da autora.

Ao final do ciclo vegetativo (50 dias), quando algumas plantas já começaram a emitir pendão, as plantas foram coletadas, cortando-se o caule rente ao solo, separadas em caule e folhas e levadas ao laboratório para a mensuração da massa fresca. As plantas foram acondicionadas em sacos de papel devidamente identificados e levadas para a estufa de circulação forçada de ar a 65 ± 2 °C até peso constante e, posteriormente pesadas, para a obtenção da massa seca. Após secas e pesadas, as amostras foram trituradas em moinho tipo Willey e armazenadas em sacos plásticos até o momento das análises. As análises dos macros e micronutrientes foram realizadas apenas nas folhas, a fim de se realizar a avaliação nutricional das plantas, conforme Malavolta (1997).

Para a quantificação dos teores de macro e micronutrientes, exceto N, as amostras foram digeridas com mistura de ácido nítrico e ácido perclórico (2:1), em bloco digestor, conforme metodologia descrita por Malavolta (1997). A extração do nitrogênio fez-se por digestão sulfúrica das amostras vegetais em bloco digestor e destilação em destilador kjeldahl, seguida de determinação via titulação em meio ácido (H_2SO_4 $0,05 \text{ mol L}^{-1}$). A determinação do teor de cálcio, magnésio e dos micronutrientes foi realizada, em espectrofotômetro de absorção atômica Varian, modelo AA240. A determinação do teor de fósforo foi realizada por espectrofotômetro UV/Vis, utilizando o comprimento de onda 420 nm. A determinação do teor de potássio foi realizada em fotômetro de chama.

2.8 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) ($p < 0,05$), fazendo-se teste de comparação múltipla para os parâmetros qualitativos, textura e tipos de resíduos, usando o teste Tukey a 5% de probabilidade. Para os dados quantitativos, como os tempos de avaliação, foi feita a análise de regressão, com os coeficientes testados pelo teste t até 10% de probabilidade. A análise foi realizada utilizando o *software* R versão 3.4.2.

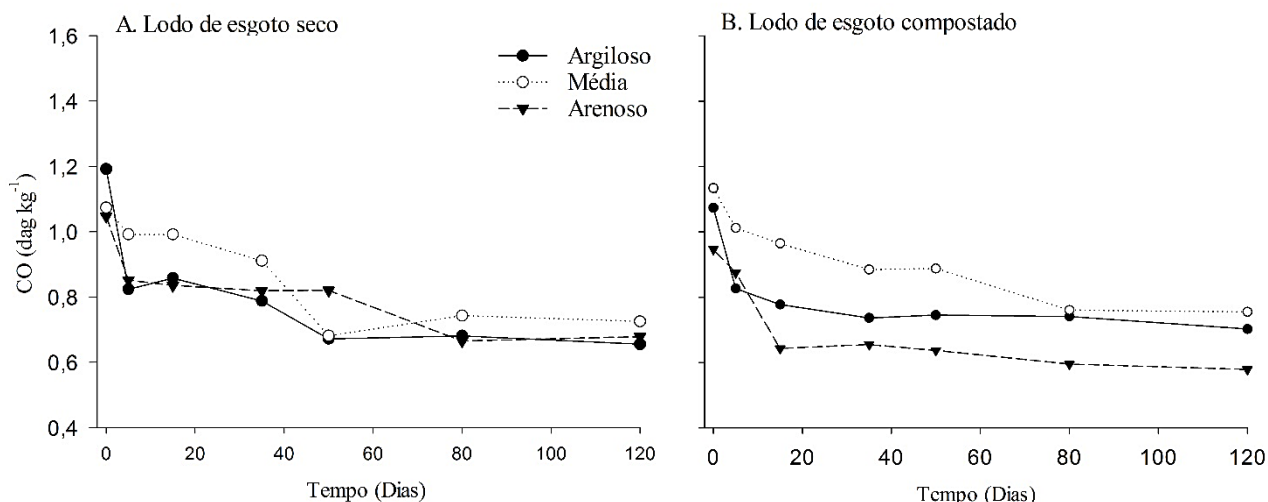
Para descrever a mineralização do CO e NO e a disponibilização do N mineral, utilizou-se a equação de regressão não linear, ajustando-se o modelo exponencial simples de primeira ordem, como proposto por Stanford & Smith (1972).

3 RESULTADO E DISCUSSÃO

3.1 Mineralização dos compostos de carbono e nitrogênio presentes no lodo

A aplicação de lodo de esgoto seco ou compostado reduziu os teores de carbono orgânico nos solos estudados, ao longo do período de avaliação (Gráfico 1). Percebeu-se que nos primeiros 20 dias, a redução no teor de C do solo foi mais intensa (Gráficos 1A, B), com estabilização do processo a partir desse período, não sendo observadas variações significativas.

Gráfico 1. Decaimento do teor de carbono orgânico (CO) nos solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado



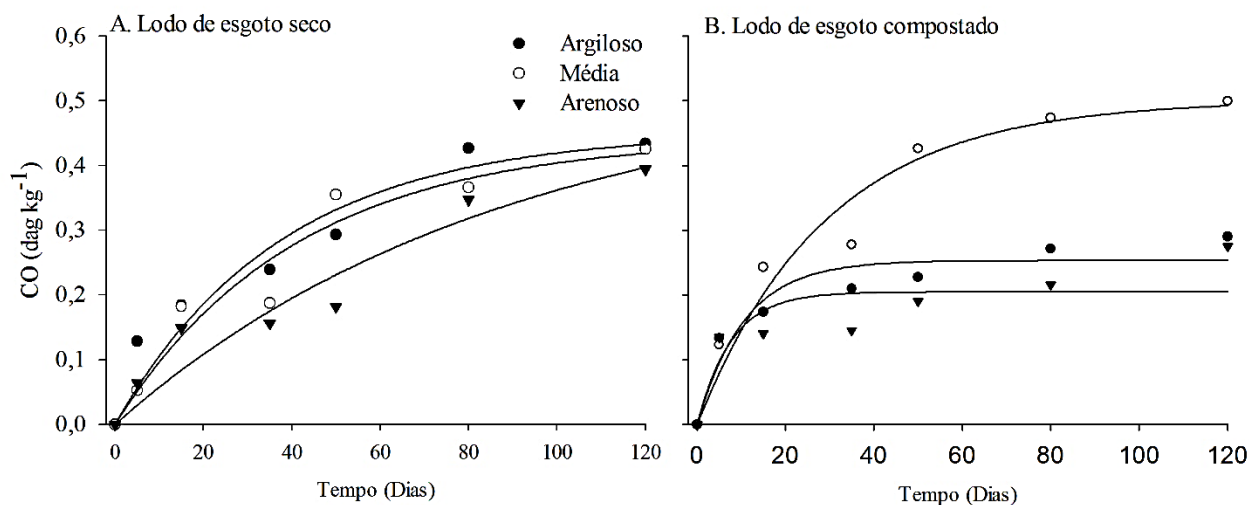
Fonte: da autora.

Legenda: Dados obtidos descontando os teores dos tratamentos controle.

A redução nos teores de CO no solo, após a adição de composto orgânico, pode ocorrer por processo de degradação da matéria orgânica nativa do solo, liberando C-CO₂ para a atmosfera via respiração microbiana. A incorporação do lodo ao solo provoca aumento da população de fungos e bactérias, o que contribui para evolução de CO₂ (METZGER *et al.*, 1987).

Os menores teores de CO acumulado foram observados, no solo de textura arenosa, para os dois lodos estudados (Gráfico 2, Tabela 4), em virtude de menor proteção física da MO pela argila. Obtiveram-se maiores teores de CO acumulado para os solos com adição de LE e para o solo de textura média com adição de LC.

Gráfico 2. Teores de carbono orgânico mineralizado e acumulado nos solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado



Fonte: da autora.

Tabela 4. Coeficientes da equação de cinética de primeira ordem obtidos a partir do ajuste dos dados de C orgânico

Textura	Resíduo	CO ₍₀₎	kC	R ²	CO _(min) (dag kg ⁻¹)			
					30 d	60 d	90 d	120 d
Argilosa	LE	0,45 ***	0,027 *	0,93	0,25	0,36	0,41	0,43
Média	LE	0,44 ***	0,025 *	0,95	0,23	0,34	0,39	0,42
Arenosa	LE	0,53 *	0,011 ns	0,93	0,15	0,26	0,34	0,40
Argilosa	LC	0,25 ***	0,094 *	0,91	0,24	0,25	0,25	0,25
Média	LC	0,50 ***	0,034 ***	0,96	0,32	0,44	0,48	0,49
Arenosa	LC	0,20 ***	0,129 ns	0,75	0,20	0,20	0,20	0,20

Fonte: da autora.

Legenda: CO₍₀₎: Carbono orgânico potencialmente mineralizável (dag kg⁻¹); kC coeficiente de mineralização do C orgânico; R²: coeficiente de determinação; CO_(min): carbono orgânico mineralizado e acumulado ao longo do tempo; d: dias utilizados para cálculo de CO mineralizado e acumulado.

No solo tratado com LC, obteve-se a menor FD (Tabela 5), possivelmente em decorrência do maior grau de estabilização da MO depois do processo de compostagem. No processo de compostagem do lodo, ocorre a formação de substâncias húmicas, sendo percebida pela redução da quantidade de compostos alifáticos e aumento de compostos aromáticos, sendo estes menos satisfatórios como fonte de energia e substrato orgânico para os microrganismos, o que favorece a estabilização da MO (ANDRADE *et al.*, 2006; HERNÁNDEZ-APAOLAZA *et al.*, 2000).

Tabela 5. Fração de mineralização do CO e NO obtidas pelo ajuste de cinética química de primeira ordem

Variável	Textura	Resíduo	FD do CO e FM do NO (%)			
			30 d	60 d	90 d	120 d
CO degradado	Argiloso	LE	48,5	69,7	79,4	83,8
	Média	LE	44,6	66,0	76,3	81,2
	Arenoso	LE	29,9	51,1	66,2	76,9
	Argiloso	LC	55,7	59,0	59,2	59,2
	Média	LC	45,0	61,0	67,0	69,0
	Arenoso	LC	46,9	47,8	47,9	47,9
NO mineralizado	Argiloso	LE	22,1	36,0	45,0	50,5
	Média	LE	23,0	40,3	53,3	63,0
	Arenoso	LE	36,4	57,1	69,0	75,6
	Argiloso	LC	23,4	38,0	47,0	52,7
	Média	LC	23,6	40,9	53,6	62,9
	Arenoso	LC	47,8	70,0	80,3	85,1

Fonte: da autora.

Legenda: FD/FM: fração de degradação e mineralização; d: dias utilizados para cálculo da taxa de mineralização. Método usando o CO e NO adicionado ao solo.

Aos 30 dias de monitoramento, foram observados FD superiores a 40% nos solos de texturas argilosa e média, com a adição do LE e, em todos os solos, após a adição do LC (Tabela 5). O processo de degradação da matéria orgânica ocorre de forma mais intensa, nos primeiros dias de incorporação dos resíduos, pela decomposição de compostos facilmente degradáveis, independente do resíduo aplicado, como também observado por Andrade *et al.* (2006). Os autores monitoraram a liberação de C-CO₂, em lodo digerido anaerobiamente e de um lodo compostado e observaram que a liberação de CO₂ foi semelhante, para ambos os resíduos, nos primeiros dez dias de monitoramento, porém, posterior a isso, houve intensa liberação de CO₂ nos tratamentos com adição do lodo digerido.

As maiores FD do CO, aos 120 dias de monitoramento, foram observadas nos solos com textura argilosa e média após a adição do LE. Justifica-se o fato de que estes solos possuem maior teor de MO nativa e, quando se adicionam novos compostos orgânicos ao solo, há estimulação dos microrganismos que intensificam sua atividade. Paula *et al.* (2013) obtiveram 100% de degradação do CO com o experimento em campo para o lodo digerido e compostado. Os autores relatam que essas FD elevadas são relacionadas ao efeito *priming*, que ocorre por intensificação, na atividade dos microrganismos, que consomem os compostos facilmente biodegradáveis da MO dos resíduos e, após seu consumo, induzem à degradação do CO facilmente oxidável presente no solo. A maior FD observada foi de 83,8% no solo argiloso adubado com LE (Tabela 5). Estudos em condições controladas realizados em laboratório obtiveram frações mineralizáveis menores, variando de 5 a 45%, tanto para lodos digeridos, quanto compostado (ANDRADE *et al.*, 2013; MORETTI *et al.*, 2015). Porém, em campo, foi observado que a degradação da MO é mais intensa, por vários fatores que favorecem a atividade biológica, como as elevadas temperaturas do ar e do solo e por ser um sistema aberto que garante maior interação com o ambiente.

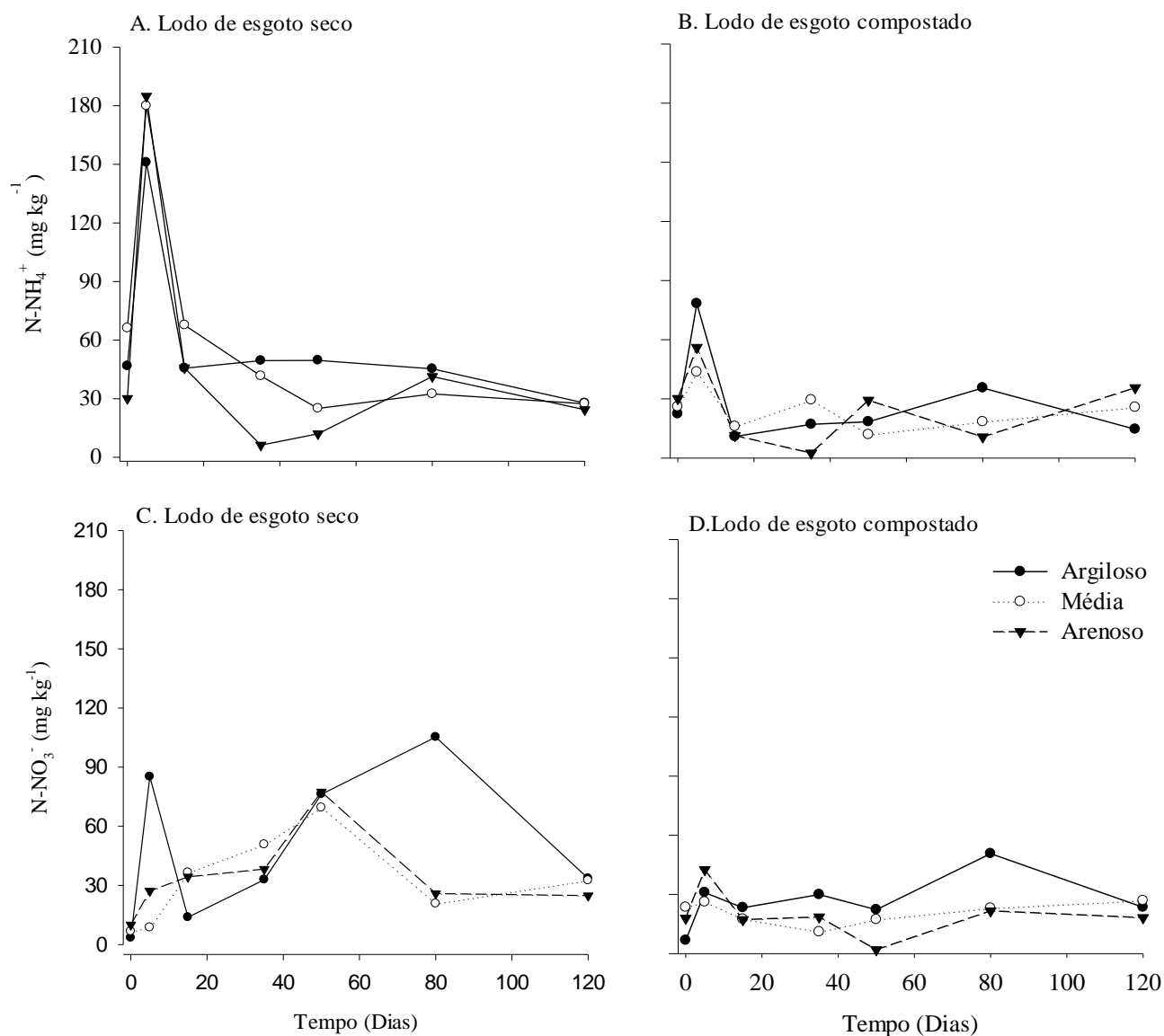
Outras pesquisas realizadas com lodo de esgoto em ambiente natural, obtiveram elevadas taxas de degradação do CO. Diniz (2014) obteve frações de degradação do CO de 71,6% para lodo digerido e incorporado e 97% para lodo não digerido e caleado. Paula *et al.* (2013), utilizando a equação de cinética de primeira ordem, obtiveram fração de degradação de 89,3% para o LC e de 100% para o lodo digerido, aos 120 dias de monitoramento, assim como Silva (2017), que também observou 100% de degradação do CO total aos 215 dias.

Os maiores teores de amônio foram observados, aos cinco dias de incubação dos resíduos, tanto no LE (Gráfico 3A) quanto no LC (Gráfico 3B), com redução dos teores ao longo do tempo, pela oxidação do amônio em nitrato. Nesse intervalo de cinco dias de avaliação, também observou-se a seguinte ordem decrescente de teor de NH₄⁺ nos solos adubados com LE: textura arenosa, média e argilosa com 184,7; 179,9 e 151,0 mg kg⁻¹, respectivamente (Gráfico 3A). E, para os solos adubados com LC, obteve-se a ordem decrescente de teor: textura argilosa, arenosa e média com 78,3; 53,1 e 43,6 mg kg⁻¹, respectivamente (Gráfico 3B).

Os teores, tanto de NH₄⁺ quanto de NO₃⁻, foram maiores em todos os solos que receberam LE (Gráfico 3A, C), comparativamente aos solos que foram condicionados com LC (Gráfico 3B, D). Os teores de formas nítricas aumentaram substancialmente nos solos entre os 45 e 80 dias

de avaliação, com depleção aos 120 dias (Gráfico 3C, D). Esses fatos corroboram com os resultados encontrados por Sevilla-Parea *et al.* (2014), que relataram maior produção de NH_4^+ em lodo de esgoto seco ao ar em comparação ao lodo compostado. Carneiro *et al.* (2013) constataram que há predomínio das formas de N nítrica no solo após as primeiras semanas de monitoramento.

Gráfico 3. Teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- nos solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado



Fonte: da autora.

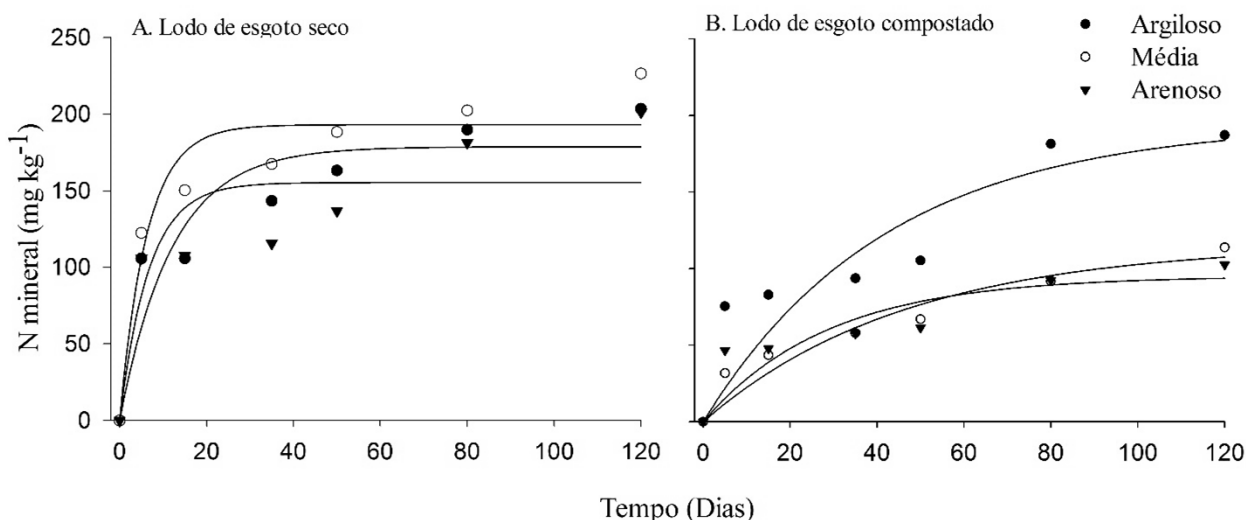
Legenda: Gráfico: Dados obtidos descontando os teores dos tratamentos controle.

No início do estudo, 94,9% do N total do LE se encontrava na forma orgânica e 5,1% na forma inorgânica. Já no LC, apenas 1,4% do N total se encontrava na forma inorgânica (Tabela 3), podendo inferir que, durante o processo de compostagem do lodo seco a 350 °C, ocorreram perdas do N inorgânico para o meio. Dessa forma, os processos diferenciados de estabilização

garantem diferentes teores de N. Além disso, o maior grau de estabilização do lodo compostado diminuiu a liberação de N mineral para o solo, em relação ao lodo seco a 350 °C, que lhe deu origem, como também observado por Corrêa *et al.* (2012), devido ao maior grau de humificação do resíduo submetido ao processo de compostagem (FRANCOU *et al.* 2005).

Nos Gráficos 4A e B são apresentados os teores acumulados e mineralizados de nitrogênio mineral ou inorgânico para o LE e LC, respectivamente. Independente do resíduo aplicado, os menores teores de N mineral foram observados no solo com textura arenosa.

Gráfico 4. Teores acumulados de N mineral nos solos de textura argilosa, média e arenosa adubado com lodo de esgoto seco e compostado ao longo do período de monitoramento



Fonte: da autora.

Legenda: Dados obtidos descontando os teores dos tratamentos controle.

Tabela 6. Coeficientes da equação de cinética de primeira ordem obtidos a partir do ajuste dos dados de N mineral

Textura	Resíduo	NI ₍₀₎	kNI	R ²	R ² aj	NI _(disp)			
						30 d	60 d	90 d	120 d
Argilosa	LE	178,67 ***	0,08 °	0,86	0,83	163,8	177,4	178,6	178,7
Média	LE	193,04 ***	0,16 **	0,92	0,90	191,4	193,0	193,0	193,0
Arenosa	LE	155,34 ***	0,15 ns	0,76	0,71	153,6	155,3	155,3	155,3
Argilosa	LC	195,01 **	0,02 ns	0,80	0,77	99,2	148,0	171,9	183,7
Média	LC	116,42 **	0,02 *	0,92	0,90	55,2	84,2	99,5	107,5
Arenosa	LC	95,04 **	0,03 ns	0,77	0,73	61,7	83,3	90,9	93,6

Fonte: da autora.

Legenda: NI₍₀₎: nitrogênio inorgânico potencialmente disponível (mg kg⁻¹); kNI: coeficiente de disponibilização; R²: coeficiente de determinação; R²aj: coeficiente de determinação ajustado; NI_(disp): nitrogênio disponibilizado e acumulado ao longo do tempo (mg kg⁻¹); d: dias utilizados para cálculo de CO mineralizado e acumulado. ***, **, * e ns - significância dos coeficientes com p < 0,001; 0,01; 0,05 e não significativo, respectivamente.

O solo com a textura arenosa apresentou menores teores de $NI_{(disp)}$ ao final de 120 dias, para ambos os resíduos (Tabela 6), sendo justificado pelo menor teor de argila e menor teor de matéria orgânica original no próprio solo, como também observado por Carneiro *et al.* (2013). Esses autores obtiveram maiores teores de N mineralizado, em todos os resíduos estudados e, também na testemunha com um Latossolo Vermelho distroférico, com maiores teores de argila e MO que o Latossolo Vermelho-Amarelo, que é mais pobre em MO e CTC.

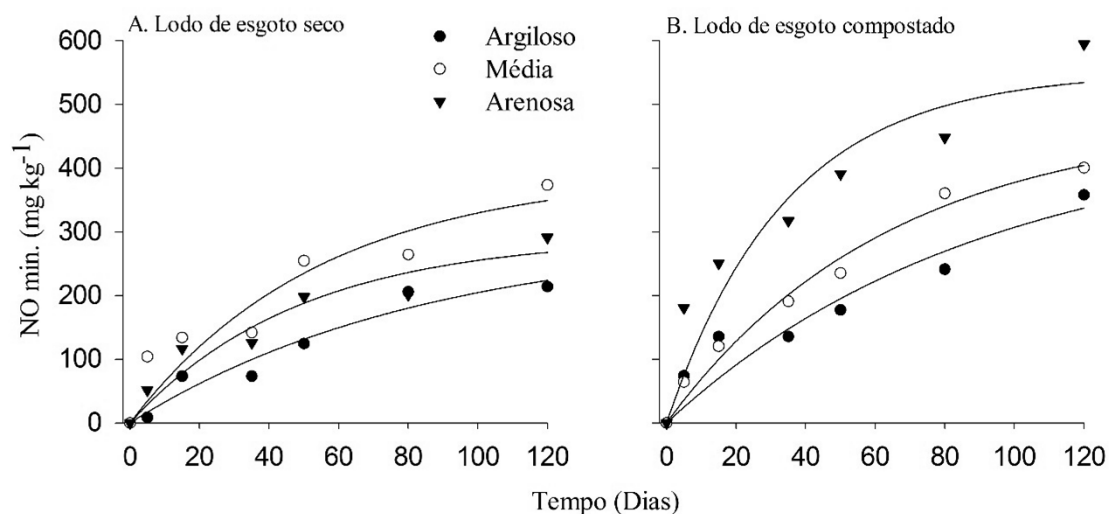
Além disso, as precipitações que ocorreram no período de realização do experimento, é outro fator que pode ter influenciado os menores teores de $NI_{(disp)}$ aos 120 dias nos solos de textura arenosa (Figura 1). Pois, o nitrato é considerado elemento móvel no solo, e pode ser facilmente perdido por lixiviação. Paula *et al.* (2013) também relatam perdas de $NI_{(disp)}$ devido as precipitações que ocorreram no período de monitoramento de seu estudo.

Embora os teores de $NI_{(disp)}$ no solo de textura arenosa tenham sido menores que nas demais, o coeficiente de disponibilização kNI, no tratamento com adição do LE foi 1,9 vezes maior na textura arenosa quando comparado à textura argilosa (Tabela 6). Nos tratamentos com o LC, o solo com a textura arenosa foi 1,5 vezes maior, quando comparado aos demais (Tabela 6), indicando maior velocidade de mineralização de N nos solos com maior granulometria. Consequentemente, o maior teor de N, na solução do solo com uma menor CTC efetiva, contribuirá para as perdas desse elemento.

Os solos que receberam o LE tiveram maior velocidade de mineralização, quando comparado ao LC (Tabela 6), com os kNI 4,8 e 7,5 vezes maiores, respectivamente, nas texturas argilosa, média e arenosa.

No Gráfico 5, são apresentadas as curvas ajustadas do modelo de cinética química de primeira ordem, em que se observaram maiores teores de $NO_{(min)}$ no solo com textura arenosa em ambos os resíduos. Além disso, naquele com textura arenosa, obteve-se maior velocidade de mineralização, com kN de $0,019 d^{-1}$ nos tratamentos com LE e $0,026 d^{-1}$ nos tratamentos com LC (Tabela 7).

Gráfico 5. Teores de nitrogênio orgânico mineralizado e acumulado em solos com texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado



Fonte: da autora.

Legenda: Dados obtidos descontando os teores dos tratamentos controle.

Tabela 7. Coeficientes da equação de cinética de primeira ordem obtidos a partir do ajuste dos dados de N orgânico

Textura	Resíduo	NO ₍₀₎	kN	R ²	NO _(min)			
					30 d	60 d	90 d	120 d
Argilosa	LE	319,19 **	0,015 *	0,94	116,88	190,96	237,92	267,68
Média	LE	491,17 *	0,010 °	0,93	121,80	213,40	282,28	334,09
Arenosa	LE	447,33 ***	0,019 **	0,98	192,83	302,54	364,95	400,46
Argilosa	LC	316,18 *	0,016 ns	0,86	119,36	193,66	239,91	268,70
Média	LC	452,44 ns	0,010 ns	0,78	120,27	208,57	273,39	320,99
Arenosa	LC	454,81 ***	0,026 **	0,94	243,80	356,91	409,39	433,74

Fonte: da autora.

Legenda: NO₍₀₎: nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹); kN coeficiente de mineralização do N orgânico (d⁻¹); R²: coeficiente de determinação; NO: nitrogênio mineralizado e acumulado ao longo do tempo (mg kg⁻¹); d: dias utilizados para cálculo de CO mineralizado e acumulado. ***, **, *, ° e ns significância dos coeficientes com p < 0,001; 0,01; 0,05 e 0,1 e não significativo, respectivamente.

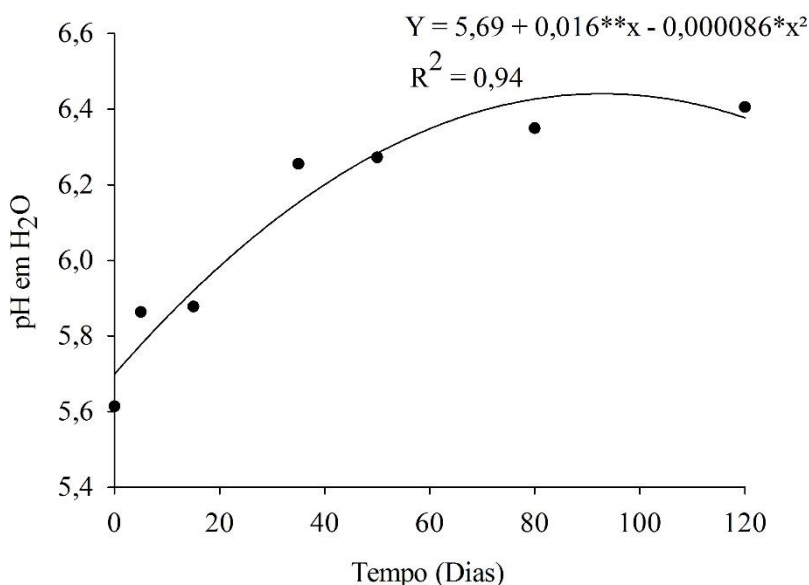
A mineralização do NO foi maior nos solos com textura arenosa, com base nos coeficientes de mineralização (Tabela 7) e na FM (Tabela 5). A FM do NO aumentou com o incremento do teor de areia (Tabela 5). A relação C/N do LC (8:1) foi mais estreita, quando comparado ao LE (9:1), o que pode ter contribuído para a maior mineralização do LC. Segundo Masunga *et al.* (2016), a matéria orgânica de alta qualidade é aquela que apresenta menor relação C/N e com N suficiente, para sustentar o crescimento microbiano, porém a FM não foi expressivamente diferente entre os resíduos. Corrêa *et al.* (2012) observaram baixas FM em lodo compostado, constituído de estruturas orgânicas estáveis que retardam a mineralização.

3.2 Atributos químicos do solo

3.2.1 Comportamento do pH do solo

O pH do solo foi influenciado pelo tempo de incubação (Gráfico 6). Obteve-se o aumento de 0,74 unidades de pH, aos 93 dias de monitoramento, com média de 6,43, valor de pH considerado ideal para o desenvolvimento de plantas de milho.

Gráfico 6. Comportamento do pH do solo ao longo do período de avaliação da taxa de mineralização do lodo



Fonte: da autora. Legenda: **, * - significativo a 0,01 e 0,05 pelo teste t, respectivamente.

Considerando os efeitos simples para as texturas, o pH da solução do solo, nos tratamentos com textura argilosa, manteve-se menor que os das texturas média e arenosa (Tabela 8). Esse fato deve-se à utilização de água com altas concentrações de carbonato de cálcio, com concentração de 222,0 mg L⁻¹ (DUARTE, 2010), que foi utilizada no processo de construção dos solos com texturas média e arenosa. O maior pH no solo com textura arenosa, em comparação aos demais solos, foi relacionado ao menor poder tamponante daquele, em razão do menor teor de argila.

Tabela 8. pH (H₂O) obtido para os solos com distintas texturas e após a aplicação dos diferentes tipos de lodo

Textura	pH	Resíduos	pH
Argilosa	5,61 c	Lodo Seco	5,90 B
Média	6,18 b	Lodo Compostado	6,10 A
Arenosa	6,38 a	Sem Resíduo	6,20 A

Fonte: da autora. Legenda: análise de pH em água (1:2,5). Letras distintas nas colunas indicam diferença estatística pelo teste Tukey (p<0,05).

Nos tratamentos em que foram adicionados LE, observaram-se menores valores de pH da solução, comparativamente àqueles com LC e testemunha (Tabela 8). O lodo compostado apresenta maior estabilização comparado ao lodo seco. Dessa forma, quando o LE foi adicionado ao solo ocorreu intenso processo de decomposição da matéria orgânica. Segundo Boeira *et al.* (2002), a acidificação da solução do solo ocorre pela formação de ácidos orgânicos e pelo processo de nitrificação do resíduo. Borba *et al.* (2018) realizaram o monitoramento por período de 10 anos de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico e observaram maior acidificação da solução do solo, nos primeiros anos, após a aplicação do lodo de esgoto. Os autores atribuíram essa redução de pH ao processo de oxidação do nitrito em nitrato.

3.2.2 Fertilidade do solo após a aplicação dos tipos de lodo no solo com distintas texturas

Aos 120 dias após a aplicação dos tipos de lodo, obteve-se a redução da acidez potencial (H+Al) com o aumento da granulometria do solo, nos tratamentos com a adição do LC (Tabela 9). Nos tratamentos com adição de LE e na testemunha, o H+Al foi maior no solo com textura argilosa comparado aos demais (Tabela 9). Isso indica o maior poder tamponante dos solos com textura argilosa, explicando os menores valores de pH obtidos, nesse tratamento, mesmo quando submetido à adição de resíduos.

Ambos os resíduos elevaram a CTC do solo, não havendo diferença estatística entre si, e os solos com maior teor de argila apresentaram maior CTC (Tabela 9). A adição de lodo e o maior teor de matéria orgânica em solos argilosos favorecem o aumento de cargas no solo.

Tabela 9. Atributos químicos de solo com diferentes texturas e condicionado com lodo compostado e lodo seco a 350 °C

Atributos	Argilosa	Média	Arenosa	Argilosa	Média	Arenosa
----- P (mg dm ⁻³) -----						
LC	10,15 Ba	13,93 Aa	14,51 Aa	177,05 Aab	156,05 Bb	125,10 Ca
LE	7,19 Bb	9,24 Ab	10,22 Ab	184,47 Aa	160,21 Bab	121,83 Ca
SR	1,89 Ac	2,49 Ac	2,56 Ac	176,87 Ab	165,64 Ba	127,63 Ca
----- Ca (cmol _c dm ⁻³) -----						
LC	3,88 Aa	4,05 Aa	3,54 Ba	1,66 Aa	1,53 Aa	1,22 Ba
LE	3,94 Aa	3,96 Aa	3,40 Ba	1,80 Aa	1,67 Aa	1,22 Ba
SR	3,12 Ab	3,33 Ab	2,94 Bb	1,29 Ab	1,31 Ab	0,98 Bb
----- CTC (cmol _c dm ⁻³) -----						
LC	8,15 Aa	7,75 Ba	6,63 Ca	2,15 Aa	1,77 Ba	1,55 Cb
LE	8,32 Aa	7,77 Ba	6,68 Ca	2,10 Aa	1,73 Ba	1,73 Ba
SR	6,75 Ab	6,62 Ab	5,64 Bb	1,89 Ab	1,50 Bb	1,40 Bb

Fonte: da autora. Letras iguais minúsculas nas colunas e maiúsculas nas linhas não diferem entre si pelo teste Tukey ($p > 0,05$). CTC: capacidade de troca catiônica. H+Al: acidez potencial.

A aplicação de lodo aumentou os teores de fósforo no solo, em comparação ao tratamento sem resíduo (Tabela 9). O incremento de fósforo no solo foi proporcional à redução do teor de argila e adição do LE em comparação ao LC. Com isso, no solo arenoso, observou-se o incremento de 11,9 mg dm⁻³ (4,1 vezes ou 299%) após a aplicação do LE e 7,6 mg dm⁻³ (5,7 vezes ou 466,8%) após a aplicação do LC, ambos em comparação ao solo testemunha. No solo com textura média, houve incremento de 11,4 mg dm⁻³ (5,6 vezes ou 459%) e 6,7 mg dm⁻³ (3,7 vezes ou 271%), nos teores de P, após a aplicação do LC e LE, respectivamente. No solo com textura argilosa, o teor de P aumentou 9,0 mg dm⁻³ (5,4 vezes ou 437%) após a adição do LC e 5,4 mg dm⁻³ (3,8 vezes ou 280%) após a aplicação de LE. O solo com textura argilosa apresentou menores teores de P em comparação aos demais.

Estes resultados evidenciam que o lodo de esgoto pode ser utilizado como fonte secundária de fósforo para a nutrição de plantas, contribuindo para a redução do consumo de jazidas naturais de fosfato, visto que atualmente a fonte de P utilizada nos fertilizantes em maior parte é processada, a partir de rochas fosfáticas, prática considerada não sustentável, por ser recurso natural não renovável (SMIL, 2000).

Diante disso, destaca-se a importância de fontes orgânicas de P, como alternativa às fontes minerais, principalmente, nos solos tropicais com alto grau de intemperismo, pobres em matéria orgânica e com elevada capacidade de adsorção específica de fosfatos. Para o fósforo, não há processo natural de recuperação em solos tropicais, como ocorre com o ciclo do N, ou seja, quando aplicado, não pode ser reciclado naturalmente em curto prazo (SMIL, 2000).

O fósforo que se acumula nos sedimentos pode ser recuperado para uso agrícola, de forma indireta por processos físico-químicos de extração, ou com a aplicação do material diretamente no solo (EFTHYMIOU *et al.*, 2018). Estudos usando o lodo de esgoto como fertilizante demonstraram a alta disponibilização de P para as culturas. Franco *et al.* (2010) utilizaram lodo de esgoto como fonte de N e P, na adubação da cana-de-açúcar e concluíram que a aplicação de 10,8 t ha⁻¹, com base nos teores de N do lodo, reduziu a utilização de 100% do N mineral e 30% do uso de P₂O₅, e aumentou em 22% a produtividade dos colmos, em relação à adubação mineral com NPK. De acordo com Kahiluot *et al.* (2015), o lodo de esgoto aumentou a disponibilidade de P no solo, quando comparado a fontes inorgânicas. Os autores esclarecem, ainda, que o lodo de esgoto previne a sorção de P quando no solo, o que contribui para aumentar a disponibilidade de P.

A aplicação de LC e LE proporcionaram elevadas taxas de disponibilização (TDs) de fósforo extraído pelo Mehlich 1, com TDs superiores a 50% para ambos os lodos (Tabela 10). Os resíduos disponibilizaram P de forma constante, durante todo o período de incubação, sendo que as maiores TDs foram observadas nos solos com adição do LC. As maiores taxas de disponibilidade com a aplicação do lodo compostado foi justificada pelo maior teor de P no lodo compostado em comparação ao lodo seco. Isso ocorre, pois, no processo de compostagem, há decomposição da matéria orgânica por ação de microrganismos que liberam carbono na forma de CO₂, promovendo a mineralização de nutrientes como o fósforo.

Tabela 10. Taxa de disponibilidade (%) dos macronutrientes (P, K, Ca e Mg) em solo de diferentes texturas condicionado com lodo de esgoto seco e compostado

Textura	Tempo de Coleta	Taxa de Disponibilidade de Nutrientes							
		LC	LE	LC	LE	LC	LE	LC	LE
		----- P -----		----- K -----		----- Ca -----		----- Mg -----	
Argilosa	0	82,32	77,36	3,64	4,95	22,68	19,97	28,32	26,12
	5	85,52	78,10	-1,43	7,32	24,79	25,88	30,89	24,63
	15	78,89	67,27	-4,11	10,46	10,88	12,50	41,58	46,31
	35	87,45	81,44	2,55	9,97	22,59	20,98	33,00	41,36
	60	76,14	61,69	2,07	-0,66	18,34	26,13	28,94	34,10
	80	88,18	86,47	-1,30	3,03	18,00	23,83	26,10	27,44
	120	63,02	53,26	0,29	-3,81	17,43	19,62	21,69	37,69
	Média	80,22	72,23	0,24	4,47	19,24	21,27	19,63	32,87
Média	0	82,09	76,80	3,70	2,25	21,41	23,94	21,13	28,43
	5	86,49	77,95	-4,21	3,37	20,10	13,75	21,85	25,45
	15	81,64	72,77	-9,14	1,91	17,61	9,72	29,76	43,81
	35	83,19	74,99	-7,03	-9,38	20,93	19,62	19,91	47,47
	60	80,29	60,57	-6,05	-3,50	12,71	5,73	16,10	27,86
	80	88,16	81,27	-3,18	-4,67	11,22	22,68	26,79	29,03
	120	69,65	60,35	-2,65	-9,98	21,32	18,08	10,37	25,95
	Média	81,64	72,10	-4,08	-2,86	17,90	16,22	10,55	25,83
Arenosa	0	82,70	68,81	6,44	6,72	25,87	21,22	25,88	31,70
	5	84,03	77,66	-5,04	1,13	24,16	16,34	33,81	36,46
	15	86,33	77,54	-2,71	-0,97	9,93	17,80	51,98	40,20
	35	85,49	82,23	-5,04	-2,97	15,13	19,63	27,86	41,93
	60	78,74	70,87	-1,00	-7,92	20,78	15,85	-27,76	12,99
	80	86,91	83,30	0,04	-7,85	21,40	14,06	-6,71	30,21
	120	63,73	57,36	-6,17	-17,64	-0,88	-7,58	27,46	40,27
	Média	81,13	73,97	-1,93	-4,21	16,63	13,90	15,37	18,38

Valores negativo (-) indicam indisponibilidade ou imobilização, valores positivos indicam disponibilização ou mineralização, valores iguais a zero indicam que nada ocorreu, imobilização igual à mineralização

As TDs de P foram elevadas independente da textura (Tabela 10). Esse resultado foi atribuído aos elevados teores de P nos resíduos. Condições adequadas de pH da mistura de solo e lodo (pH na faixa de 5,5 a 6,5) também contribuíram para a maior disponibilização de P, em comparação aos demais nutrientes. Raymond *et al.* (2018) concluíram que pH e os teores de carbono e nitrogênio, em biochar e lodo de esgoto, foram as características que mais influenciaram na solubilização do P, pois esses atributos intensificaram a atividade microbiana, em especial, os fungos. Afif *et al.* (1994) relatam que a matéria orgânica, embora não impeça o processo de adsorção de fosfato, tem papel fundamental nos solos do cerrado, pois retarda o processo, contribuindo na disponibilização do P.

Os teores de P nos solos de textura argilosa, foram inferiores às demais texturas, para ambos os resíduos, como mencionado anteriormente (Tabela 9). Xiao *et al.* (2017) constataram que os solos mais desenvolvidos e ácidos apresentaram mecanismo de adsorção de P mais complexa, devido aos seus materiais de origem, sendo que os fatores que mais interferiram na adsorção de P foram os óxidos de ferro e a textura do solo. Segundo Novais *et al.* (2007), dependendo da mineralogia do solo e do grau de intemperismo, o aumento no teor de argila fará com que o solo tenha maior caráter de dreno de fósforo. Esse fato se justifica, porque solos do cerrado pobres em P de textura média ou arenosa são mais produtivos que os solos argilosos (NOVAIS *et al.*, 2007).

Os teores de K⁺ foram reduzidos à medida que se aumentou a granulometria do solo, com menor teor obtido no solo com textura arenosa (Tabela 9). Já os resíduos não contribuíram de forma relevante para o teor de K⁺ no solo.

Houve baixa taxa de disponibilização de K⁺ no solo, após a aplicação dos resíduos, com valores negativos, após a primeira avaliação, indicando a sua indisponibilidade ou imobilização para as plantas, após a aplicação de lodo. As maiores TDs foram observadas nos solos de textura argilosa e com o LE (Tabela 10). Nestes casos, mesmo com baixas TDs, houve disponibilização constante, ao longo de todo o período de incubação. As menores TDs foram observadas, nos solos com texturas média e arenosa, de forma geral, apenas no início da aplicação dos lodos, com TD de K⁺ positiva até 15 dias na textura média e até 5 dias na textura arenosa, em ambos os casos nos tratamentos com a adição do LE.

O lodo de esgoto utilizado no estudo apresenta baixos teores de K⁺ em sua composição (Tabela 3). Isso ocorre, porque o potássio não participa de nenhum composto orgânico estável da matéria orgânica (NOVAIS *et al.* 2007) e, possivelmente, fica solúvel na água residuária das estações de tratamento de esgoto. Além disso, no LC o processo de compostagem com umedecimento das leiras, para o controle da temperatura, pode provocar perda de K⁺ por lixiviação.

No solo com maior teor de argila, as taxas de disponibilidade de K⁺ foram maiores, em virtude de sua maior CTC (Tabela 9), propiciando menor potencial de perda de K⁺ por lixiviação. Werle *et al.* (2008) observaram, por meio de experimento com tubo de PVC estratificado, que em solos argilosos, a lixiviação de K⁺ foi menos intensa, no início do experimento e no solo de textura arenosa, as perdas de K⁺ ocorreram de forma imediata ao longo do tempo de avaliação.

Além disso, o pH dos solos aumentou, durante a adição dos resíduos, o que pode ter contribuído para a adsorção do K⁺ às cargas negativas, localizadas na superfície dos argilominerais, aumentando, em consequência, o poder tamponante de potássio. Steiner e Lena (2018), em estudo sobre a contribuição do K não trocável em solos, relataram que os solos que não receberam adubação potássica, o cultivo sucessivo de plantas resultou na depleção de K, nas formas trocável e não trocável, porém foi menos acentuado nos solos que apresentavam maior poder tampão de potássio.

Os teores de Ca²⁺ trocável, em todos os solos, foram classificados como “Bom”, mesmo nos tratamentos sem adição do resíduo, segundo Ribeiro *et al.* (1999). Os teores de Mg²⁺ trocável

foram considerados “Muito bons” apenas nas texturas argilosa e média que receberam os LC e LE, e os tratamentos SR, nestas texturas, são classificados como “Bom”. Na textura arenosa, a classificação foi “Bom”, mesmo com a adição dos resíduos, de acordo com a classificação de Ribeiro *et al.* (1999).

A aplicação de lodo (LC ou LE) aumentou os teores de Ca e Mg no solo, em comparação ao tratamento testemunha (Tabela 9). Com isso, no solo com textura argilosa, a adição do LC aumentou em 24,4 e 28,7% os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , respectivamente, e a adição do LE elevou em 26,3 e 39,5% os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , respectivamente. Naquele com textura média, o LC aumentou os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} em 21,6 e 16,8% e o LE em 18,9 e 27,5%, respectivamente. No solo com textura arenosa, o LC aumentou os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} do solo em 20,4 e 24,5% e o LE em 15,6 e 24,5%, respectivamente.

A disponibilização de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo ocorreu de forma constante na maioria dos períodos de incubação (Tabela 10). No entanto, aos 120 dias após a aplicação dos lodos, obtiveram-se taxas negativas de disponibilização de Ca, no solo com textura arenosa, indicando o esgotamento da mineralização desse nutriente no solo e/ou sua maior imobilização por microrganismos.

A relação entre K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis no solo deve estar adequada para que não ocorra efeito antagônico de absorção entre si. Neste estudo, as relações entre $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ ficaram, em média, para todas as texturas, em torno de 2,5:1, sendo consideradas adequadas de acordo com Sousa e Lobato (2004).

3.3 Cultivo de milho como planta indicadora de disponibilidade de nutrientes

O crescimento da planta, avaliado por meio da altura, diâmetro do caule e número de folhas foram influenciados pela interação tripla, conforme quadro da ANOVA (Tabela 11). Para descrever o crescimento das plantas, ajustou-se o modelo sigmoidal com três parâmetros, que apresentou significância da maioria dos coeficientes e elevados valores de R^2 .

Tabela 11. Quadro da ANOVA resumido dos atributos da planta de milho

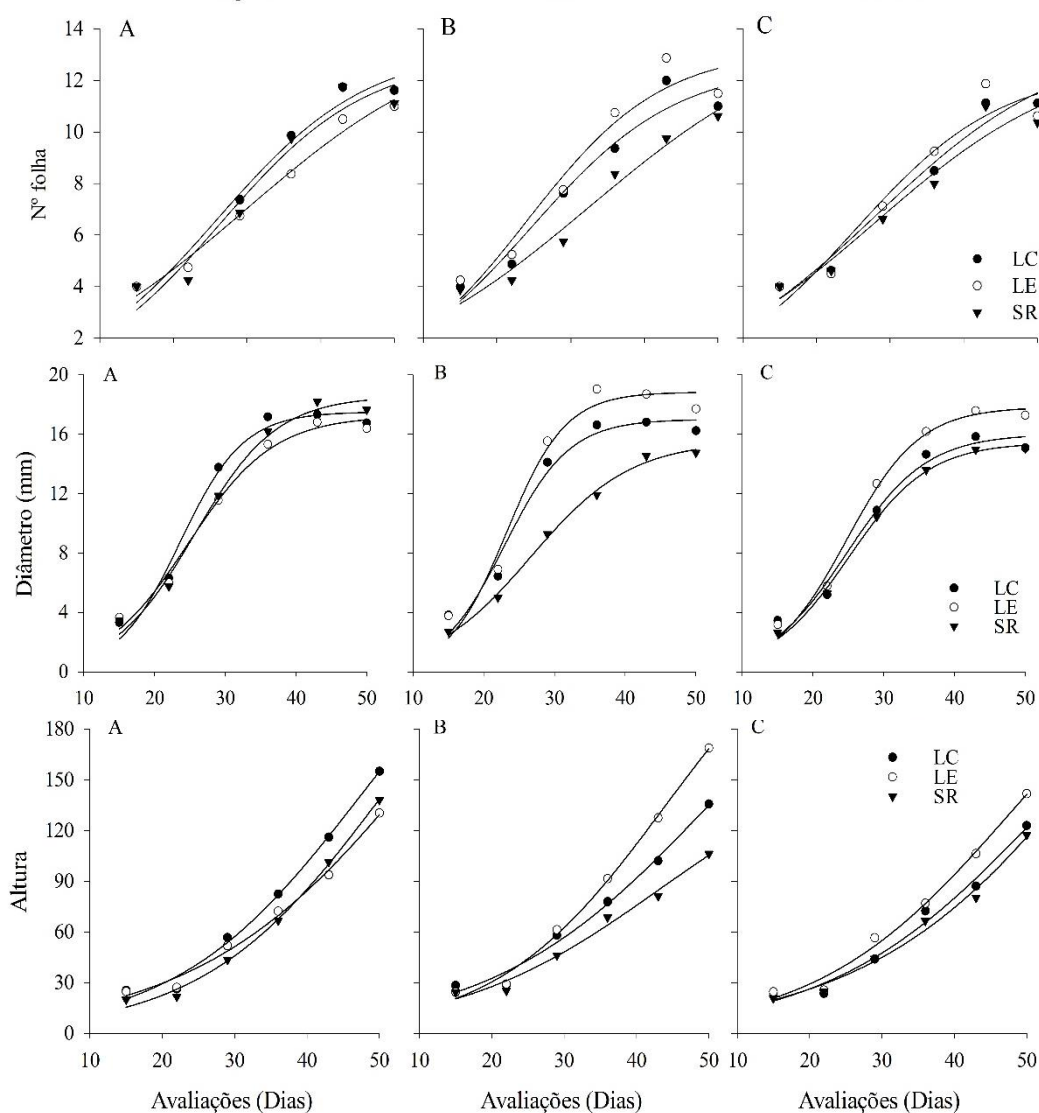
Fontes de variações	GL	Quadrado médio dos parâmetros da planta				
		Altura	Diâmetro	NF	Clorofila A	Clorofila B
Textura (FA)	2	951,0 ^{ns}	19,5 ^{ns}	1,7 ^{ns}	4,4 ^{ns}	10,3 ^{ns}
Resíduo (FB)	2	3297,0 [*]	54,9 [*]	7,3 [*]	41,2 ^{ns}	20,5 ^{ns}
Bloco	3	1947,0 [*]	9,3 ^{ns}	1,8 ^{ns}	46,7 [°]	35,4 [*]
FA: FB	4	1286,0 ^{ns}	32,6 [*]	6,5 [*]	27,1 ^{ns}	20,4 ^{ns}
Erro I	24	604,0	11,5	1,8	16,6	10,6
Tempo de coleta (FC)	6	68767,0 ^{***}	1201,3 ^{***}	359,0 ^{***}	156,0 ^{***}	100,9 ^{***}
FA: FC	12	129,0 ^{ns}	1,3 ^{ns}	0,5 ^{ns}	5,3 ^{ns}	2,5 ^{ns}
FB: FC	12	274,0 ^{**}	4,0 ^{**}	0,4 ^{ns}	3,3 ^{ns}	1,5 ^{ns}
FA: FB: FC	24	302,0 ^{***}	2,8 [*]	1,0 ^{***}	3,4 ^{ns}	1,5 ^{ns}
Erro II	162	109,0	1,4	0,4	6,1	1,9

Fonte: da autora.

***, **, *, ° e ns significância dos coeficientes com $p < 0,001$; $0,01$; $0,05$ e $0,1$ e não significativo, respectivamente. GL: grau de liberdade. Diâmetro: do caule. NF: número de folhas.

Nos solos com textura média e arenosa, observou-se maior crescimento das plantas, nos tratamentos que receberam os resíduos, na ordem: lodo seco, lodo compostado e sem adição de resíduo, com maiores médias de diâmetro, número de folha e altura (Gráfico 7). E, nos solos com textura argilosa, o maior crescimento foi observado nos tratamentos que receberam o LC. Na Tabela 12, são apresentados os coeficientes ajustados para o modelo.

Gráfico 7. Crescimento das plantas de milho adubadas com lodos compostado e seco



Fonte: da autora.

Legenda: Gráficos A, B e C referem-se aos solos de textura argilosa, média e arenosa, respectivamente. Avaliação da altura da planta em cm.

Percebe-se que a aplicação dos resíduos teve maior influência no desenvolvimento das plantas, nos solos de textura média, que mostraram maior diferenciação em comparação ao tratamento testemunha (Gráfico 7). A textura do solo tem papel importante, no crescimento

radicular de plantas de milho, por aumentar a resistência do solo à penetração das raízes, diminuindo o comprimento e no número de raízes adventícias (ROSOLEM *et al.*, 1999). Isso reduz a absorção de nutrientes e, conseqüentemente, reduz o crescimento das plantas em solos muito argilosos, como observado neste estudo. Os solos arenosos, por sua vez, apresentaram menor CTC e por isso, estão mais sujeitos à lixiviação de alguns nutrientes.

Tabela 12. Equações referentes ao ajuste do modelo sigmoidal na avaliação do crescimento da planta de milho

Variável	Textura	Resíduo	Equação	R ²	R ² ajustado
	Argilosa	LC	$y = 13,27^{**}/(1+\exp(x-25,97^{**})/10,28^*)$	0,97	0,96
		LE	$y = 14,03^{**}/(1+\exp(x-29,92^*)/14,31^*)$	0,99	0,98
		SR	$y = 12,92^{**}/(1+\exp(x-26,39^{**})/9,88^0)$	0,95	0,91
Nº de folha	Média	LC	$y = 12,62^{**}/(1+\exp(x-24,68^*)/9,88^{**})$	0,95	0,92
		LE	$y = 13,20^{**}/(1+\exp(x-24,18^{**})/9,11^{**})$	0,94	0,90
		SR	$y = 14,26^*/(1+\exp(x-32,67^{**})/14,26^*)$	0,97	0,96
	Arenosa	LC	$y = 13,59^*/(1+\exp(x-28,19^*)/12,68^*)$	0,97	0,95
		LE	$y = 12,44^{**}/(1+\exp(x-25,28^*)/9,93^0)$	0,94	0,89
		SR	$y = 13,06^{**}/(1+\exp(x-28,14^{**})/14,26^{ns})$	0,95	0,91
	Argilosa	LC	$y = 278,40^0/(1+\exp(x-47,11^{**})/12,68^*)$	0,99	0,99
		LE	$y = 346,13^{ns}/(1+\exp(x-16,22^*)/58,34^*)$	0,99	0,99
		SR	$y = 280,78^{**}/(1+\exp(x-50,29^{**})/12,44^{**})$	1,00	0,99
Altura	Média	LC	$y = 273,05^{ns}/(1+\exp(x-50,30^*)/15,18^*)$	0,99	0,98
		LE	$y = 266,41^*/(1+\exp(x-43,72^{**})/11,60^{**})$	1,00	0,99
		SR	$y = 171,03^0/(1+\exp(x-43,25^{**})/14,16^*)$	0,98	0,97
	Arenosa	LC	$y = 259,53^*/(1+\exp(x-51,77^*)/14,57^*)$	0,98	0,97
		LE	$y = 258,57^0/(1+\exp(x-47,48^*)/13,35^*)$	0,99	0,98
		SR	$y = 378,23^{ns}/(1+\exp(x-63,68^{ns})/16,82^*)$	0,99	0,98
	Argilosa	LC	$y = 17,52^{***}/(1+\exp(x-23,62^*)/4,46^{***})$	0,98	0,97
		LE	$y = 17,23^{***}/(1+\exp(x-24,71^{***})/6,04^{***})$	0,99	0,98
		SR	$y = 18,58^{***}/(1+\exp(x-25,67^{***})/5,80^{***})$	0,99	0,98
Diâmetro	Média	LC	$y = 17,01^{***}/(1+\exp(x-22,91^{***})/4,58^*)$	0,97	0,96
		LE	$y = 18,84^{***}/(1+\exp(x-23,23^{***})/4,16^*)$	0,97	0,95
		SR	$y = 15,54^{***}/(1+\exp(x-26,69^{***})/7,06^{**})$	1,00	0,99
	Arenosa	LC	$y = 16,02^{***}/(1+\exp(x-24,78^{***})/5,64^*)$	0,98	0,97
		LE	$y = 17,84^{***}/(1+\exp(x-24,79^{***})/5,14^{***})$	0,99	0,99
		SR	$y = 15,46^{***}/(1+\exp(x-25,06^{***})/5,65^{ns})$	1,00	0,99

Fonte: da autora.

Legenda: R² e R² ajustado: coeficiente de determinação e coeficiente de determinação ajustado. ***, **, *, ⁰ e ns significância dos coeficientes com p < 0,001; 0,01; 0,05 e 0,1 e não significativo, respectivamente.

A massa seca da planta no solo de textura argilosa não foi estatisticamente diferente entre os resíduos estudados e em comparação ao tratamento testemunha. Nos solos de textura média

e arenosa, a massa seca da planta não diferiu entre os tratamentos com lodo, a qual foi superior àquelas obtidas no tratamento sem aplicação de resíduo (Tabela 13).

Tabela 13. Massa seca, em grama, das plantas de milho adubado com lodo compostado e seco em solos com distintas texturas

Textura	Resíduo		
	LC	LE	SR
Argilosa	181,55 Aa	148,45 Aa	183,88 Aa
Média	165,47 Aab	222,35 Aa	108,78 Bb
Arenosa	130,48 Aa	173,75 Aa	102,18 Ba
CV	26,93%		

Fonte: da autora.

Legenda: CV: coeficiente de variação. Letras diferentes, maiúsculas nas colunas e minúsculas nas linhas, não são estatisticamente iguais entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

A aplicação do LC e LE ao solo de textura média produziu 1,5 e 2 vezes mais massa seca das plantas de milho, respectivamente, quando comparados à testemunha. No solo de textura arenosa, aumentou-se a massa seca das plantas de milho em 1,3 e 1,7 vezes, após a aplicação de LC e LE, respectivamente. Segundo Corrêa e Silva, (2016) os bio sólidos podem substituir os fertilizantes nitrogenados, com eficácia similar ou superior para a obtenção de biomassa seca. Porém, deve ser considerado o processo de estabilização do lodo, a planta a ser cultivada e o tipo de solo.

Corrêa e Silva (2016) assinalam que, em curto prazo, o lodo de esgoto aplicado ao solo foi até duas vezes tão eficiente quanto a fertilização mineral, na primeira colheita de azevém. Com o efeito residual, o bio sólido aumentou de 2 a 4 vezes a produção de biomassa das plantas de azevém, comparativamente à adubação mineral. Em um experimento com aplicações sucessivas de lodo de esgoto, Bueno *et al.* (2011) não observaram diferenças entre o rendimento de grãos de milho em comparação à adubação mineral.

Os teores de N, K, P, Ca, Mg, Zn, Cu, Ni e Pb, nas folhas do milho, não diferiram para todos os fatores estudados (Tabela 14). No entanto, para os elementos Fe e Mn, foi observada influência da textura do solo.

Os teores de N nas folhas do milho, ficaram abaixo das concentrações descritas para a cultura no cerrado, que é de 28 a 35 g kg⁻¹ (SOUSA e LOBATO, 2004), embora visualmente as plantas não apresentassem nenhum sintoma de deficiência de N. No entanto Zuba Junior *et al.* (2013) relataram teores de 13,3 g kg⁻¹ de N, nas folhas no primeiro cultivo de milho da variedade BR 106, adubado com lodo de esgoto e 14,7 g kg⁻¹ no segundo plantio, com o efeito residual.

Tabela 14. Teores de macronutrientes, micronutrientes e elemento potencialmente tóxico em folhas de milho

Nutrientes	Textura			Resíduos			CV (%)
	Argilosa	Média	Arenosa	LC	LE	SR	
----- g kg ⁻¹ -----							
N	16,70	17,00	15,81	16,70	17,00	15,81	13,50
K	14,34	16,29	15,50	14,31	16,19	15,64	15,05
P	2,03	2,28	2,01	1,89	2,11	2,31	41,70
Ca	3,18	3,28	3,39	3,44	3,28	3,13	17,10
Mg	0,71	0,79	0,83	0,77	0,74	0,84	20,94
----- mg kg ⁻¹ -----							
Fe	159,7 ab	122,06 b	185,11 a	168,73	158,90	139,25	35,39
Zn	15,87	18,58	19,13	16,19	18,13	19,13	21,13
Cu	2,24	1,90	1,90	2,22	2,09	1,72	21,13
Mn	15,21 a	13,93 ab	11,57 b	12,68	14,67	13,37	23,84
Ni	0,95	1,06	1,23	1,00	1,04	1,18	27,39
Pb	5,94	6,27	5,42	5,38	5,68	6,58	34,84

Fonte: da autora.

Legenda: CV- coeficiente de variação. Letras minúsculas distintas nas linhas são estatisticamente diferentes entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Os menores teores de N, encontrados nas folhas de milho neste estudo, também podem ser justificados pela semeadura ter ocorrido, em período posterior à aplicação dos tipos de lodo (180 dias após a aplicação), com isso, parte do N mineralizado do lodo foi perdido do solo por lixiviação ou volatilização. Conforme já descrito, as maiores FMN (superiores a 50%) ocorreram, em período anterior, aos 120 dias de aplicação dos tipos de lodo, indicando a menor disponibilização de N mineral no solo em longo prazo (após 120 dias de aplicação do lodo).

Apesar de o solo apresentar teores adequados de Mg, na planta, os teores ficaram abaixo de 1,5 g kg⁻¹, mínimo recomendado por Sousa e Lobato (2004). Zuba Junior *et al.* (2013), em seu estudo sobre a produtividade de milho com efeito residual de lodo de esgoto com fosfato natural, relatam que deve ser dada atenção, quanto ao manejo do Mg, em adubações com lodo de esgoto. Pois além de no lodo, geralmente, haver baixos teores desse elemento, os autores observaram lixiviação para as camadas de 20-50 cm de profundidade.

Já os teores de P, Ca e K nas folhas estiveram dentro das faixas de teores recomendados por Sousa e Lobato, (2004). Os teores de P, K e Ca recomendados são de 1,8 a 3; 13 a 30 e 2,5 a 10 g kg⁻¹, respectivamente e, em todos os tratamentos, incluindo a testemunha, os teores ficaram dentro desta faixa. Possivelmente, nos tratamentos sem resíduo as raízes das plantas, podem ter atingido áreas além da cova.

Os teores de Fe e Zn ficaram dentro da faixa de 30 a 250 e 15 a 100 mg kg⁻¹, respectivamente, descritos por Sousa e Lobato (2004) em folhas de milho. Porém, os teores de Cu e Mn ficaram abaixo do recomendado por Sousa e Lobato (2004), que é de 6 a 20 e 20 a 200 mg kg⁻¹, respectivamente.

Os teores dos elementos potencialmente tóxicos As, Mo, Cr, Cd, Se e Ba ficaram abaixo dos limites de quantificação na planta, indicando a sua menor ou inexistente absorção. Dentre estes, apenas o Pb foi quantificado, porém não houve diferença estatística entre os tratamentos (Tabela 14), e os teores obtidos ficaram abaixo do limite máximo permitido estabelecido pela USEPA (1999), que é de 300 mg kg⁻¹. Percebe-se que houve redução nos teores de Pb nos tratamentos em que foram adicionados os resíduos. Merlino *et al.* (2010), também verificaram que o uso de lodo de esgoto não aumentou os teores de Pb tanto no solo quanto na planta.

4 CONCLUSÃO

Em campo, a degradação da matéria orgânica é mais intensa em solos que recebem lodo de esgoto seco a 350 °C e em solos que apresentam teores elevados de matéria orgânica, como o solo argiloso.

A granulometria do solo tem maior influência na mineralização do NO que a compostagem do lodo, com intensa liberação dos íons amônio e nitrato no lodo de esgoto seco.

As FMN para os lodos são superiores a 50, 60 e 75% nos solos de textura argilosa, média e arenosa, respectivamente.

As aplicações dos resíduos elevam as taxas de disponibilidade dos macronutrientes, especialmente P, Ca e Mg.

REFERÊNCIAS

AFIF, E.; BARRON, V.; TORRENT, J. Organic matter delays but does not prevent phosphate sorption by Cerrado soils from Brazil. *Soil Science*, v. 159, n. 3, p. 207-211, 1995.

ALCARDE, J. C. Manual de Análise de Fertilizantes. Piracicaba: FEALQ. 2009. 259p.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDRADE, C. A.; DE OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. *Bragantia*, v. 65, n. 4, 2006.

ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.48, n.5, p.536-544, 2013.

BACKES, C.; SANTOS, A. J. M.; GODOY, L. J. G. D.; VILLAS BOAS, R. L.; OLIVEIRA, M. R. D.; OLIVEIRA, F. C. D. Doses de lodo de esgoto compostado em produção de tapete de grama esmeralda imperial. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, p. 1402-1414. 2013.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. *Pesquisa Agropecuária*. Brasília, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

BORBA, R. P., RIBEIRINHO, V. S., DE CAMARGO, O. A., DE ANDRADE, C. A., KIRA, C. S., COSCIONE, A. R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. *Chemosphere*, v. 192, p.81-89, 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Brasília, 2006.

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A. D.; MARIA, I. C. D. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge¹. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(4), 1461-1470, 2011.

CARDOSO, M. M., PEGORARO, R. F., MAIA, V. M., KONDO, M. K., & FERNANDES, L. A. Crescimento do abacaxizeiro Vitória irrigado sob diferentes densidades populacionais, fontes e doses de nitrogênio. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 35(3), 769-781, 2013.

CARNEIRO, DE O. W. J.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; VILLELA SAVIAN; T. Mineralização de nitrogênio em Latossolos adubados com resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n.3, 2013.

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. *Soil Use and Management*, v. 28, n. 1, p. 12-18, 2012.

CORRÊA, R. S; SILVA, D. J. da. Effectiveness of five biosolids as nitrogen sources to produce single and cumulative ryegrass harvests in two Australian soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 40, 2016.

DINIZ, I. C. C. Taxa de degradação do material orgânico de lodo de esgoto sanitário no solo. Viçosa - MG, 2014.

EFTHYMIU, A.; GRØNLUND, M.; MÜLLER-STÖVER, D. S.; JAKOBSEN, I. Augmentation of the phosphorus fertilizer value of biochar by inoculation of wheat with selected *Penicillium strains*. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 116, p. 139-147, 2018.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa em Solo. Manual de Métodos de Análise de Solo. Rio de Janeiro. 1997. 212p.

EPA - Environmental Protection Agency. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Method 3051, 1994EPA Method 3051, Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils, 1994. Disponível em: <http://cem.com/media/contenttype/media/literature/516_MetNote_DiscSPD_EPA_3051.pdf>. Acessado em: 14 Set. 2016.

FRANCO, A.; ABREU JUNIOR, C. H., PERECIN, D.; OLIVEIRA; F. C.; GRANJA, A. C. R., BRAGA, V. S. Sewage sludge as nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n.2, p. 553-561, 2010.

FRANCOU, C.; POITRENAUD, M.; HOUOT, S. Stabilization of organic matter during composting: influence of process and feedstocks. *Compost science & utilization*, v. 13, n. 1, p. 72-83, 2005.

HERNÁNDEZ-APAOLAZA, L.; GASCO, J. M.; GUERRERO, F. Initial organic matter transformation of soil amended with composted sewage sludge. *Biology and fertility of soils*, v. 32, n. 5, p. 421-426, 2000.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. BDMEP – Banco de dados históricos. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 01 Ago. 2018.

KAHILUOTO, H.; KUISMA, M. I. A.; KETOJA, E.; SALO, T., HEIKKINEN, J. Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. *Environmental Science & technology*, v. 49, n. 4, p. 2115-2122, 2015.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2. ed., 319 p., Piracicaba: POTAFOS, 1997.

MALUF, H. J. G. M.; SOARES, E. M. B.; SILVA, I. R.; NEVES, J. C. L.; SILVA, M. F. O. Disponibilidade e recuperação de nutrientes de resíduos culturais em solo com diferentes texturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.39, p.1690-1702, 2015.

MASUNGA, R. H.; UZOKWE, V. N.; MLAY, P. D.; ODEH, I.; SINGH, A.; BUCHAN, D.; DE NEVE, S. Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. *Applied Soil Ecology*, 101, 185-193, 2016.

MELO, T. M.; BOTTLINGER, M.; SCHULZ, E.; LEANDRO, W. M.; DE AGUIAR FILHO, A. M.; WANG, WANG, H.; & RINKLEBE, J. Plant and soil responses to hydrothermally converted sewage sludge (sewchar). *Chemosphere*, 206, 338-348, 2018.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. Matéria orgânica do solo: métodos de análise. Viçosa: UFV, 2005, 107p.

MERLINO, L. C. S., MELO, W. J. D., MACEDO, F. G. D., GUEDES, A. C. T. P., RIBEIRO, M. H., MELO, V. P. D., & MELO, G. M. P. D. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, p. 2031-2039, 2010.

METZGER, L.; LEVANON, D.; MINGELGRIN, U. The Effect of Sewage Sludge on Soil Structural Stability: Microbiological Aspects 1. *Soil Science Society of America Journal*, v. 51, n. 2, p. 346-351, 1987.

MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, JMAS. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. 2009.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Aplicação do método de mineralização de nitrogênio com lixiviação para solo tratado com lodo de esgoto e composto orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p.622-631, 2013.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROSO, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.37, p.1729-1741, 2013.

RAYMOND, N. S.; STÖVER, D. M.; PELTRE, C.; NIELSEN, H. H.; JENSEN, L. S. Use of *Penicillium bilaiae* to improve phosphorus bioavailability of thermally treated sewage sludge—A potential novel type biofertiliser. Process Biochemistry, v. 69, p. 169-177, 2018.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª aproximação. Viçosa, MG, 1999.

ROSOLEM, C. A., FERNANDEZ, E. M., ANDREOTTI, M., & CRUSCIOL, C. A. C. Crescimento radicular de plântulas de milho afetado pela resistência do solo à penetração. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 34, n. 5, p. 821-828, 1999.

SEVILLA-PEREA, A., ALMENDROS, G., MINGORANCE, M. D. Quadratic response models for N and P mineralization in domestic sewage sludge for mining dump reclamation. Applied soil ecology, v. 75, p. 106-115, 2014.

SMIL, V. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. Annual review of energy and the environment, v. 25, n. 1, p. 53-88, 2000.

SILVA, D. A. P. Mineralização da matéria orgânica de lodo aplicado no solo e produtividade do capim-tifton 85, 2017. Disponível: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1311M.PDF>

SOUSA, D. D., & LOBATO, E. Cerrado: correção do solo e adubação. 2ª edição, Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 36:465-471, 1972.

STEINER, F.; LANA, M. D. C. Contribution of non-exchangeable K in soils from Southern Brazil under potassium fertilization and successive cropping. Revista Ciência Agronômica, v. 49, n. 4, p. 547-557, 2018.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2ª Edição. Porto Alegre: Departamento de Solos. UFRGS. 174p. 1995. (Boletim Técnico, 5).

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Title 40 CFR: part 503: final rules standards for the use for disposal of sewage sludge. Washington, 1999. <<http://www.epa.gov/>>. 09 Ago. 2016.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, p. 2297-2305, 2008.

XIAO, Y.; TANG, J. L.; WANG, M. K.; ZHAI, L. B.; & ZHANG, X. F. Impacts of soil properties on phosphorus adsorption and fractions in purple soils. Journal of Mountain Science, v.14 n.12, p. 2420-2431, 2017.

ZUBA JUNIO, G. R., SAMPAIO, R. A., NASCIMENTO, A. L., CARNEIRO, J. P., SANTOS, L. D., & FERNANDES, L. A. Produção de milho adubado residualmente com composto de lodo de esgoto e fosfato de Gafsa. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n.12, p. 1289-1297, 2012.

CAPÍTULO 3—MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS COM DISTINTAS TEXTURAS ADUBADOS COM LODO DE ESGOTO EM CONDIÇÕES CONTROLADAS

RESUMO

Os objetivos deste trabalho foram determinar a fração de mineralização do nitrogênio e degradação do carbono, em solos com distintas texturas adubados com lodo de esgoto seco e compostado, em condições de laboratório e avaliar a capacidade dos solos em reter carbono e nitrogênio. O estudo foi realizado em laboratório, adotando o delineamento inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial 3x3x6 com quatro repetições. Os fatores consistiram em solos de textura (argilosa, média e arenosa), nos tipos de lodos: lodo seco - LE, compostado- LC e sem adição de lodo – SR e nas coletas realizadas aos 0, 15, 30, 60, 90 e 120 dias, após a incubação do material. Para isso, 100 g dos solos foram incubados em recipiente plástico com capacidade de 500 dm³ e mantidos com umidade até 70% da capacidade de campo. Foram feitas as análises de C orgânico (CO), N mineral e total, para a obtenção do N orgânico (NO), evolução do C-CO₂, fracionamento das substâncias húmicas e abundância natural do $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância ($p < 0,05$). As médias obtidas, para o fator qualitativo, foram comparadas pelo teste Tukey, e o fator quantitativo foi representado por meio do uso de modelos de regressão. As frações de mineralização do NO (FM) e de degradação do CO (FD) foram calculadas com base no modelo de cinética de primeira ordem ajustado. Os solos que receberam o LC tiveram maior tempo de meia-vida para o C e o N. Para ambos os lodos, a FM do NO foi superior a 40%, independente da textura do solo. Maior respiração acumulada foi observada nos solos que receberam o LE, com evolução do C-CO₂ superior a 230 mg kg⁻¹ nos solos de textura argilosa e arenosa e de 196 mg kg⁻¹ no solo de textura média. Já nos solos com adição do LC, a respiração foi inferior a 100 mg kg⁻¹. As FD do CO obtidas pela equação, para os solos de textura argilosa, média e arenosa com adição do LC, foram de 12,5; 5,4 e 13,3%, respectivamente, sendo inferiores aos solos que receberam o LE de 26, 31 e 17%, respectivamente. A fração húmica (HU) foi responsável pela estocagem majoritária de C e N. Mais de 65, 68 e 50% do CO total dos solos de textura argilosa, média e arenosa se encontravam nessa fração. Mais de 60% do N total do solo, em todos os tratamentos, foram observados na HU. Pela análise isotópica do $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, identificou-se que mais do que 40% do N e do C ficam estocados nos solos após a adição de algum tipo de lodo de esgoto.

Palavras-chave: reciclagem de resíduo, matéria orgânica, aporte de C, substâncias húmicas.

1. INTRODUÇÃO

Em decorrência da expansão da urbanização e exigência da preservação dos recursos hídricos, tem-se produzido grandes quantidades de lodo de esgoto, que é o resíduo resultante do processo de tratamento do esgoto (ANDREOLI, 2006). O tratamento e a disposição final desse resíduo são um entrave às empresas de saneamento, em razão dos custos envolvidos no tratamento e no descarte e também a questões ambientais (GODOY, 2013).

Os elevados teores de matéria orgânica e macro e micronutrientes, tornam a aplicação do lodo de esgoto nos solos agrícolas e florestais um método eficiente de disposição desse material. Porém, o resíduo deve ser submetido a algum processo de pós-tratamento, para que a sua utilização não se torne um risco ao ambiente e aos seres humanos, uma vez que no resíduo pode haver patógenos, contaminantes orgânicos, metais pesados e possibilidade de lixiviação de nitrogênio no perfil do solo.

Os processos de pós-tratamento ou estabilização do lodo de esgoto reduzem a carga patogênica, sendo os mais comuns a compostagem, digestão anaeróbia e aeróbia. Contudo alguns desses processos não garantem a estabilização completa do resíduo (FERNANDES; SOUZA, 2001). Além disso, tem-se o questionamento se esses processos não alteram a cinética de mineralização do nitrogênio e a degradação da matéria orgânica (CORRÊA; SILVA, 2016).

A dose de lodo de esgoto, para a aplicação em solos cultivados, é calculada com base nos teores de nitrogênio e na fração de mineralização do nitrogênio orgânico. Para verificar a liberação de nitrogênio mineral ao solo a partir do lodo de esgoto, ou outras fontes de matéria orgânica, geralmente, o material é incubado com solo (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009). A incubação em campo garante condições reais para a mineralização e degradação do resíduo. Porém, em virtude do grande dinamismo do N, a incubação em laboratório deve ser testada para comprovação das frações de mineralização obtidas em estudos em campo.

Outra preocupação recorrente é se o solo é capaz de reter C e N após a aplicação de lodo de esgoto. Uma vez que alguns estudos indicam elevadas frações de mineralização de N e degradação de compostos de C (PAULA *et al.*, 2013), pode implicar aumento de gases do efeito estufa para a atmosfera (PITOMBO *et al.*, 2015) não contribuindo para o estoque de carbono em curto prazo.

Diante do exposto, os objetivos deste trabalho foram determinar a fração de mineralização do nitrogênio e degradação do carbono, em solos com distintas texturas adubados com lodo de esgoto seco e compostado, em condições de laboratório e avaliar a capacidade dos solos em reter carbono e nitrogênio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local de realização do estudo

O estudo foi realizado no Laboratório de Análise de Resíduo para Aproveitamento Agrícola (LARAA), no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (ICA/UFMG), localizado na cidade de Montes Claros, Minas Gerais.

2.2 Coleta do solo e montagem das texturas

Para a montagem das classes texturais, fez-se a coleta de um solo de textura argilosa classificado como Nitossolo. A coleta do solo foi realizada, na camada do horizonte B, com a finalidade de reduzir a interferência da matéria orgânica nativa do solo presente na camada superficial dos solos. O solo coletado foi misturado com areia, a fim de se obter proporções com 25 e 35% de argila, compondo assim distintas classes texturais.

Para a composição das classes texturais, foi utilizada areia fina de construção, passada em peneira de 2 mm, a fim de retirar as partículas mais grosseiras. A mistura solo-areia foi homogeneizada em leiras e mantidas por um período de incubação de 10 ciclos de umedecimentos e secagem subsequentes, seguida de revolvimento do solo a cada ciclo e umedecimento até 70% da capacidade de campo. Esse processo foi realizado com o intuito de garantir a obtenção de material agregado, promovendo a interação entre os constituintes minerais e evitar a segregação de areia e solo (MALUF *et al.*, 2015). Após a obtenção dos solos com as diferentes texturas, eles foram submetidos à análise granulométrica (Tabela 1) pelo método da pipeta proposto pelo IAC, usando como agente dispersante uma solução de hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio (MONIZ *et al.*, 2009) e caracterização dos atributos químicos (Tabela 2), conforme Embrapa, 1997.

Tabela 1. Caracterização granulométrica dos solos utilizados no estudo após a adição de areia.

Textura	Areia	Silte	Argila	Classificação textural
		----- % -----		
Argilosa	13,0	30,6	56,4	Argiloso
Média	41,8	21,3	36,9	Franco Argiloso
Arenosa	61,2	13,9	24,9	Franco Arenoso

Fonte da autora.

A caracterização dos atributos químicos foi realizada conforme Embrapa (1997) (Tabela 2). A análise de pH foi realizada em H₂O (1:2,5). Fez-se a extração de fósforo remanescente, fósforo e potássio trocável pelo Mehlich 1. Cálcio e Magnésio trocáveis foram extraídos por KCl (1 mol L⁻¹). A acidez potencial (H+Al) foi determinada pelo método indireto em solução tampão SMP. O teor de carbono orgânico do solo (CO) foi analisado pelo método indireto colorimétrico usando dicromato de potássio – Walkley & Black. Obteve-se a CTC total pela soma das bases

trocáveis e acidez potencial. A extração dos elementos traços do solo (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb e As) foi feita em forno micro-ondas e análise por espectrometria de absorção atômica, conforme método EPA3051 (EPA, 1994).

Tabela 2. Caracterização química dos solos utilizados na montagem do estudo

Solo	pH	P rem	P	K	Ca	Mg	H+Al	CO
	-----	mg L ⁻¹	----- mg dm ⁻³ -----	-----	-----	cmol _c dm ⁻³ -----	-----	dag kg ⁻¹
Argiloso	5,5	12,48	1,60	218	3,15	1,39	2,45	1,78
Médio	6,5	22,84	2,61	147	2,53	0,75	1,25	1,02
Arenoso	6,7	29,03	2,71	117	2,54	0,33	1,41	0,90

Solo	CTC	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Pb	As
	cmol _c dm ⁻³	g kg ⁻¹	-----	-----	mg kg ⁻¹ -----	-----	-----	µg kg ⁻¹
Argiloso	7,55	59,51	248,08	0,41	18,79	10,54	35,76	385,60
Médio	4,91	28,77	120,26	0,15	18,78	8,76	25,20	228,10
Arenoso	4,58	18,08	88,81	0,03	18,21	5,99	18,28	404,80

Fonte: da autora.

P rem: fósforo remanescente, P: fósforo Mehlich.

2.3 Obtenção e estabilização do lodo de esgoto

O lodo de esgoto seco utilizado no estudo foi coletado da Estação de Tratamento de Esgotos da Copasa da cidade de Montes Claros, Minas Gerais, onde é realizado o tratamento térmico a 350 °C por 30 minutos, apresentando umidade final em torno de 8%.

O lodo de esgoto compostado foi obtido a partir do lodo de esgoto seco. A compostagem do lodo ocorreu em leiras, após o seu umedecimento e revolvimento constantes, sendo monitorado constantemente a temperatura e umidade, durante o período de sessenta dias de compostagem. O processo de estabilização do lodo garante a redução do odor e atração de insetos vetores. A caracterização química do lodo de esgoto seco e compostado (ALCARDE, 2009) foi descrita na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização química do lodo de esgoto seco a 350 °C e estabilizado por meio de compostagem, utilizado no estudo.

Atributos	Unidade	Lodo	
		Seco a 350 °C	Compostado
Nitrogênio total	g kg ⁻¹	36,50	32,70
N-amoniacal	g kg ⁻¹	1,82	0,03
N-nitrato	g kg ⁻¹	0,03	0,43
N-orgânico	g kg ⁻¹	34,64	32,24
Carbono Orgânico	g kg ⁻¹	338,80	269,90
Cálcio	g kg ⁻¹	9,81	13,89
Magnésio	g kg ⁻¹	2,02	1,66
Fósforo	g kg ⁻¹	7,09	10,00
Potássio	g kg ⁻¹	3,73	2,80
Sódio	mg kg ⁻¹	573,28	151,06
Ferro	mg kg ⁻¹	2.349,16	6.815,64
Manganês	mg kg ⁻¹	114,54	163,06
Cobre	mg kg ⁻¹	115,48	159,59
Zinco	mg kg ⁻¹	317,75	411,41
Níquel	mg kg ⁻¹	21,81	21,44
Arsênio	mg kg ⁻¹	0,16	0,22
Cromo	mg kg ⁻¹	2,87	19,00
Chumbo	mg kg ⁻¹	28,54	35,69

Fonte: da autora.

Nitrogênio total e Carbono orgânico analisados pelo CHNS acoplado a espectrômetro de massas. Nitrogênio mineral (amônio e nitrato) extraídos com KCl e analisados em destilador Kjeldahl. Fósforo total extraído por digestão nítrico-perclórica 2:1 (v.v) e analisado em espectrofotômetro UV VIS. Potássio total extraído por digestão nítrico-perclórica 2:1 (v.v) analisado em fotômetro de chamas. Cálcio, magnésio e demais elementos extraídos por digestão nítrico-perclórica 2:1 (v.v) e analisados em espectrofotômetro de absorção atômica.

2.4 Delineamento experimental

Adotou-se o delineamento inteiramente casualizado (DIC) com 4 repetições. Os tratamentos foram dispostos, em esquema fatorial 3x3x6, totalizando 216 unidades experimentais. Os fatores consistiram nas texturas (argilosa, média e arenosa), nos resíduos (LC, LE, SR) e nos tempos de avaliação (0, 15, 30, 60, 90 e 120 dias). As unidades experimentais foram compostas por potes plásticos com capacidade de 500 mL (Figura 1), nos quais foram adicionados 100g de solo, de acordo com os respectivos tratamentos.

Figura 1. Imagem ilustrativa das unidades experimentais do estudo em condições de laboratório.



Fonte: da autora.

Fez-se a análise da capacidade de campo (CC) dos solos, utilizando o extrator de Richards, para que os solos fossem umedecidos com água destilada até 70 % da CC. Os recipientes foram mantidos fechados e abertos por 5 min para trocas gasosas e reposição de água quando necessário.

2.5 Métodos Analíticos

Em cada período de avaliação, fez-se a medição da temperatura da superfície dos solos, utilizando um termômetro digital e análise imediata do nitrogênio mineral: amônio ($N-NH_4^+$) e nitrato/nitrito ($N-NO_3^- + N-NO_2^-$), usando o método de arraste de vapor, com destilador Kjeldahl, conforme metodologia proposta por Tedesco (1995).

Após a análise do nitrogênio mineral, os recipientes permaneceram abertos para a secagem do solo ao ar. Posteriormente, as amostras de solo foram maceradas em almofariz de porcelana, passadas em peneira com malha 0,2 mm e armazenadas em sacos plásticos até as análises dos atributos: carbono orgânico total (CO), nitrogênio total (NT) e pH.

Os teores de NT, $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ e $N-NO_2^-$ obtidos durante o período de incubação dos resíduos orgânico ao solo, foram utilizados para a determinação dos teores de N mineral (N_m) e N orgânico (N_o), de acordo com as equações descritas abaixo:

$$N_m = (N-NH_4^+) + (N-NO_3^- + N-NO_2^-) \quad \text{Eq. 1}$$

$$N_o = N_t - N_m \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

- N_m : corresponde ao somatório do N amoniacal e do N nitrato e nitrito.

- N_o : diferença entre o N_t e o N mineral

2.5.1 Respiração basal e fracionamento químico

As unidades experimentais referentes ao último tempo de avaliação, que foi a coleta aos 120 dias, para a avaliação da mineralização do CO e do N, foram usadas também para a avaliação da atividade dos microrganismos, por meio da evolução do CO₂ e o fracionamento químico das amostras.

Para isso, nas 36 unidades experimentais da última coleta (120 dias) foram adicionados recipientes plásticos com capacidade para 50 mL, contendo 20 mL de hidróxido de sódio 0,5 mol L⁻¹ (Figura 2). Os recipientes permaneceram fechados até o momento da avaliação da evolução do CO₂, conforme Embrapa (2007). As avaliações ocorreram nos dias: 3, 6, 13, 30, 45, 60, 73, 90 e 120 dias após a instalação do experimento.

Figura 2. Imagem das unidades experimentais, contendo recipiente com hidróxido de sódio, para a verificação da evolução do C-CO₂



O fracionamento químico das substâncias húmicas do solo foi realizado, conforme metodologia de Mendonça e Matos (2005) e, em seguida, determinaram-se os teores de carbono e nitrogênio das frações humina, ácidos húmicos e fúlvicos, conforme descrito anteriormente.

2.5.2 Determinação $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$

A razão isotópica $^{13}\text{C} / \text{C}^{12}$ foi expressa por ‰, em relação ao padrão internacional PDB (Pee Dee Belemnite), que é uma formação carbonatada do cretáceo, sendo definida pela forma: $\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}) / R_{\text{padrão}}] \times 1.000$; em que $R_{\text{amostra}} = ^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$, na amostra e $R_{\text{padrão}} = ^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ no padrão, neste caso, $R_{\text{PDBstandard}} = 0,0112372$. A determinação dos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foi feita utilizando-se espectrômetro de massa Finnigan Delta E.

Utilizou-se o modelo de mistura isotópica simples para determinar a porcentagem de carbono orgânico do solo e nitrogênio derivados dos lodos secos e compostados:

$$\% \text{CLC} = (\delta^{13}\text{C solo LC} - \delta^{13}\text{C solo SR}) / (\delta^{13}\text{C LC} - \delta^{13}\text{C solo SR}) * 100$$

$$\%CLE = (\delta^{13}C \text{ solo LE} - \delta^{13}C \text{ solo SR}) / (\delta^{13}C \text{ LE} - \delta^{13}C \text{ solo SR}) * 100$$

Em que:

%CLC; %CLE: refere-se à contribuição do LC ou LE para o estoque de C no solo;

$\delta^{13}C$ solo LC; $\delta^{13}C$ solo LE: refere-se ao $\delta^{13}C$ (‰) do solo que recebeu algum resíduo;

$\delta^{13}C$ solo SR: refere-se ao $\delta^{13}C$ (‰) do solo de referência, sem adição de resíduo;

$\delta^{13}C$ LC; $\delta^{13}C$ LE: refere-se ao valor de $\delta^{13}C$ (‰) dos resíduos.

O mesmo cálculo foi realizado, a fim de verificar a contribuição do nitrogênio para a matéria orgânica do solo.

2.6 Cinética de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos no solo

A cinética de mineralização do carbono e nitrogênio orgânico e disponibilização do nitrogênio inorgânico nos solos foi avaliada por meio da metodologia descrita por Paula *et al.* (2013). Para isso, os dados foram ajustados pelo modelo exponencial simples de cinética química de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), sendo esse o modelo adotado para descrever o processo de mineralização, conforme equações abaixo:

$$CO_{(min.)} = CO_{(0)} * (1 - e^{-(kC*t)}) \quad \text{Equação (3)}$$

$$NO_{(min.)} = NO_{(0)} * (1 - e^{-(kN*t)}) \quad \text{Equação (4)}$$

Em que

$CO_{(min.)}$: teor de carbono orgânico mineralizado e acumulado do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo ($dag \text{ kg}^{-1}$);

$CO_{(0)}$: teor de carbono orgânico potencialmente mineralizável do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo ($dag \text{ kg}^{-1}$);

kc : coeficiente de mineralização do CO no lodo (dia^{-1});

t : tempo referente ao período de incubação do lodo no solo (dias);

$NO_{(min.)}$: teor de nitrogênio orgânico mineralizado e acumulado do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo ($mg \text{ kg}^{-1}$);

$NO_{(0)}$: teor de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável do lodo, por unidade de massa de solo, em determinado período de tempo ($mg \text{ kg}^{-1}$).

2.6.1 Fração de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos no solo

As frações de mineralização (FM) do CO e NO dos resíduos foram obtidas, por meio do ajuste do modelo de cinética química de primeira ordem, conforme Paula *et al.* (2013).

O método utiliza os parâmetros ajustados nas equações exponenciais de primeira ordem, que são os valores de $CO_{(0)}$ e $NO_{(0)}$ e os coeficientes de mineralização, para a obtenção dos

valores de CO_(min.) e NO_(min.). Desta forma, utilizam-se das equações 3 e 4 para a obtenção dos valores de FM do CO e NO, obtidas pelas equações:

$$FMCO_{(min.)} = 100 * (CO_{(min.)} / CO_{(adic.)}) \quad \text{Equação (5)}$$

$$FMNO_{(min.)} = 100 * (NO_{(min.)} / NO_{(adic.)}) \quad \text{Equação (6)}$$

$$FMCO (obs) = 100 * (CO_{(inicial)} - CO_{(final)}) / CO_{(inicial)} \quad \text{Equação (7)}$$

$$FMNO (obs) = 100 * (NO_{(inicial)} - NO_{(final)}) / NO_{(inicial)} \quad \text{Equação (8)}$$

As FM obtidas pelas equações 5 e 6 foram calculadas com os parâmetros ajustados, usando o CO e NO adicionado por quilograma de solo. As FM obtidas pelas equações 7 e 8 foram obtidas com os dados de teores de carbono e nitrogênio orgânicos durante o período de 120 dias de monitoramento. Os teores referentes aos tratamentos foram subtraídos da testemunha.

2.6 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) ($p < 0,05$), fez-se teste de comparação múltipla para os parâmetros qualitativos, textura e tipos de resíduos, usando o teste Tukey a 5 % de probabilidade. E, para os dados quantitativos, tempos de avaliação, foi feita a análise de regressão, com os coeficientes testados pelo teste t até 10% de probabilidade. A análise foi realizada utilizando o *software* R versão 3.4.2.

Para descrever a mineralização do CO e NO e a disponibilização do N mineral, utilizou-se a equação de regressão não linear, ajustando-se o modelo exponencial simples de primeira ordem, como proposto por Stanford e Smith (1972).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Avaliação do pH nos solos após a aplicação do lodo de esgoto

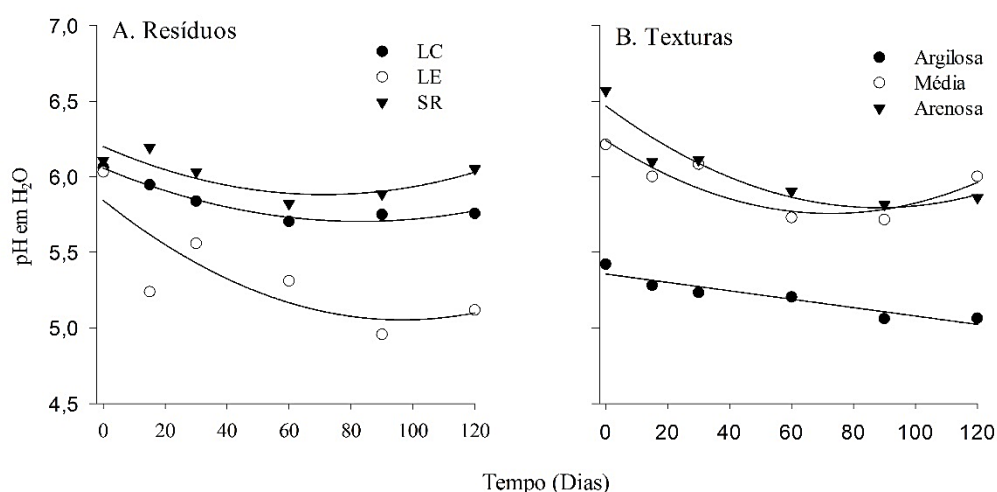
Para o pH do solo, não se obteve interação tripla entre tipos de solo x tipos de resíduos x tempo ($p > 0,05$). Porém, as interações duplas entre tipos de lodo x tempo e textura x tempo foram significativas.

Os solos que receberam os resíduos de lodo apresentaram maior redução no pH (H₂O), ao longo do tempo de incubação, quando comparados ao tratamento testemunha (Gráfico 1A e Tabela 4). Dentre os solos tratados com lodo, aqueles adubados com LE tiveram maior redução do pH, possivelmente em decorrência da maior disponibilidade de compostos orgânicos mineralizáveis, responsáveis pela liberação de íons H⁺ ao solo. A acidificação do solo, decorrente do uso de lodo de esgoto, já foi relatada em outros estudos. Sevilla – Perea *et al.* (2014) relataram que a adição de lodo de esgoto reduziu significativamente o pH do solo quando comparado à testemunha. Boeira e Souza (2007) relataram que a utilização de lodo consecutivamente por três períodos de cultivo de milho, causaram a acidificação na camada superficial e em profundidade no solo. A decomposição da matéria orgânica dos lodos favorece a acidificação da solução do

solo, porque nesse processo há liberação de H⁺ pela formação de ácidos orgânicos e também pelo processo de oxidação do nitrato a nitrito (BORBA *et al.*, 2018).

Os solos com distintas texturas também apresentaram redução do pH com aumento do tempo de incubação (Gráfico 1B e Tabela 4). No entanto, o solo com textura argilosa teve menor pH, em comparação aos demais. No período inicial de incubação (zero dias), o solo argiloso apresentou 0,8 unidades de pH inferior aos demais solos e esse fenômeno foi atribuído à utilização de água calcária, no momento do preparo dos solos, para a obtenção das distintas texturas, conforme descrito no material e métodos. Tal utilização favoreceu a elevação do pH dos solos com textura média e arenosa, em detrimento do solo argiloso que apresenta maior proporção de compostos tamponantes da alcalinização em sua fração coloidal.

Gráfico 1. Comportamento do pH ao longo dos períodos de avaliação da mineralização



Fonte: da autora.

Tabela 4. Equações de regressão dos efeitos duplos de pH

	Equações	R ²
----- Resíduo -----		
LC	$y = 6,058 - 0,008^{***}x + 0,00005x^2$	0,96
LE	$y = 5,845 - 0,016^{***}x + 0,00008^{***}x^2$	0,70
SR	$y = 6,200 - 0,0089^{**}x + 0,00006x^2$	0,51
----- Textura -----		
Argilosa	$y = 5,356 - 0,0028^{***}x$	0,88
Média	$y = 6,245 - 0,013x + 0,00009x^2$	0,81
Arenosa	$y = 6,470 - 0,015^{**}x + 0,00008x^2$	0,90

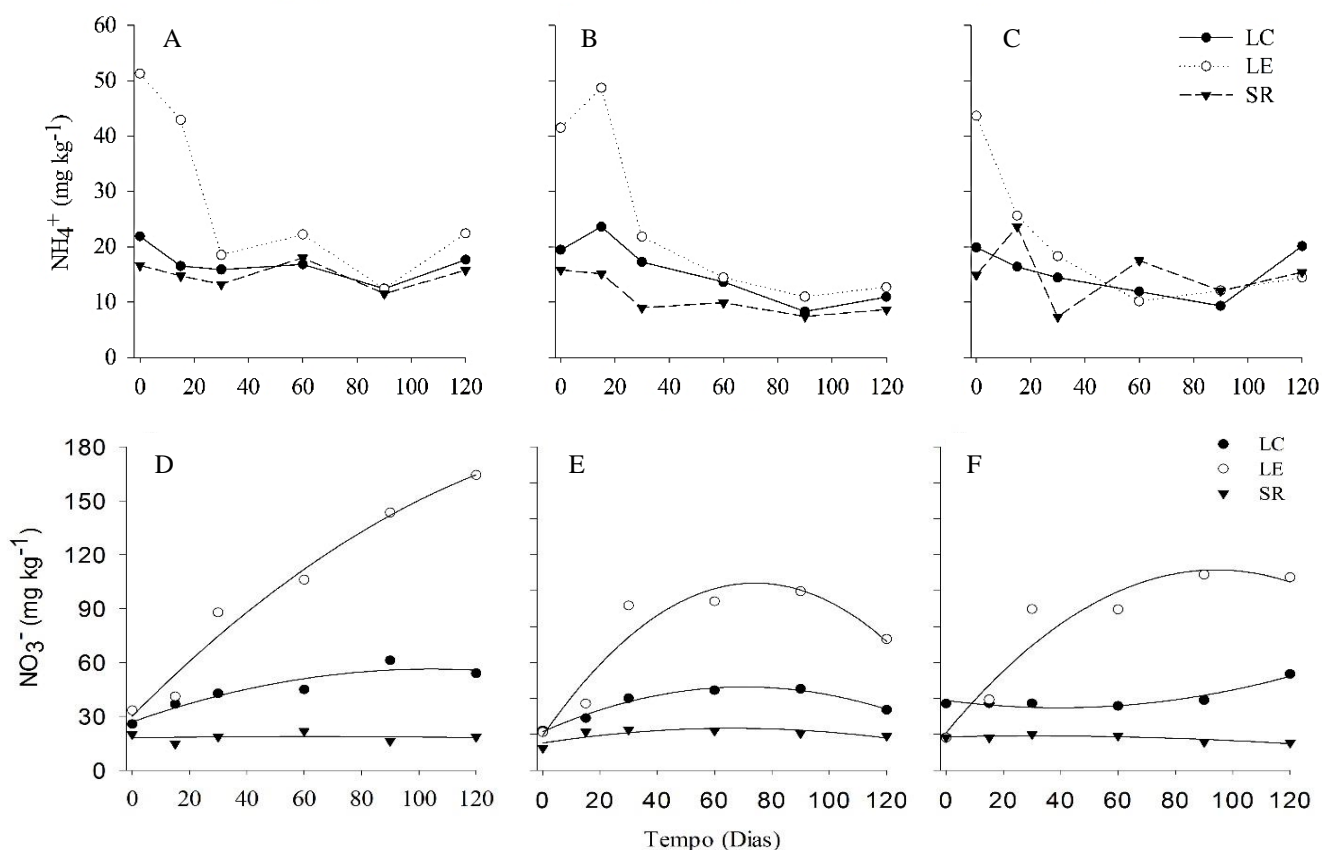
Fonte: elaborado pela autora.

Legenda: *, **, *** significativos a 0,1, 1 e 5%, respectivamente. R²: coeficiente de determinação.

3.2 Mineralização dos compostos de nitrogênio presente nos resíduos

Não houve ajuste matemático para descrever o comportamento do íon amônio, ao longo do tempo de monitoramento. No entanto, observaram-se nos períodos iniciais de monitoramento (tempo zero e aos 20 dias), maiores teores de N-NH_4^+ nos três solos estudados e, após a aplicação do LE e LC, em comparação ao tratamento testemunha (Gráfico 2). Nesse período inicial, os teores de N-NH_4^+ também foram superiores no solo adubado com LE, devido à maior disponibilidade de formas orgânicas mineralizáveis de N no solo, intensificando o processo microbiano de aminação e amonificação do N no solo.

Gráfico 2. Teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- nos solos com textura argilosa (A e D), média (B e E) e arenosa (C e F) após a aplicação de lodo de esgoto seco e compostado



Fonte: da autora.

Após o período inicial de incubação, verificou-se a redução dos teores de N-NH_4^+ em todos os solos (Gráfico 2), em decorrência de sua transformação em NO_3^- e NO_2^- , por meio do processo de nitrificação.

Nota-se que os teores médios de N-NO_3^- nos solos adubados com lodo foram superiores àqueles obtidos para N-NH_4^+ , após os 20 dias de incubação (Gráfico 2). Tais resultados foram relacionados ao processo natural de nitrificação do N no solo, devido a estimulação da atividade

microbiana, após a adição de matéria orgânica (lodo). Esse fato também foi relatado por Carneiro *et al.* (2013), ao estudarem a mineralização de N de resíduos orgânicos, incluindo lodo de esgoto e eles observaram maiores teores de NO_3^- ao final de 260 dias de monitoramento.

A dinâmica dos teores do íon nitrato (N-NO_3^-) nos solos, ao longo do tempo de monitoramento, foi descrita por meio do modelo polinomial quadrático (Gráficos 2D, 2E e 2F e Tabela 5). Os solos adubados com LE apresentaram os maiores teores de N-NO_3^- ao longo dos tempos de monitoramento, em comparação aos tratamentos com LC e testemunha. Os menores teores de N-NO_3^- obtidos nos solos com LC foram atribuídos ao processo inicial de estabilização desse lodo via compostagem, em que há redução nos teores totais de N, devido a perdas por volatilização. Ainda, segundo Corrêa *et al.* (2012) durante a compostagem, os microrganismos presentes nos resíduos mineralizam matéria putrescível e humificam os componentes orgânicos mais complexos. Por isso, a compostagem de resíduos propicia a formação de estruturas orgânicas estáveis (substâncias húmicas) que retardam a mineralização de compostos orgânicos no solo (YU *et al.*, 2019).

Tabela 5. Equações ajustadas para os teores de N-NO_3^- nos solos de diferentes texturas adubados com LE e LC ao longo do tempo de monitoramento

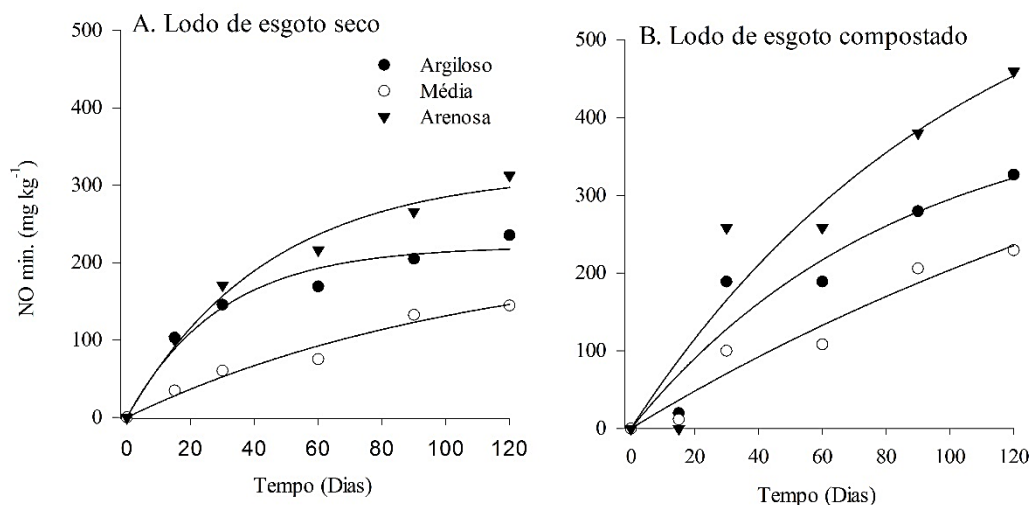
Textura	Resíduo	Equação ajustada para N-NO_3^-	R ²
Argilosa	LC	$y=20,894+0,563^*x-0,0027^{ns}x^2$	0,90
	LE	$y=30,018+1,601^{**}x-0,0041^*x^2$	0,97
	SR	$\hat{y} = \bar{y} = 0,441$	
Média	LC	$y=21,430+0,707^{**}x-0,005^{**}x^2$	0,98
	LE	$y=19,294+2,289^*x-0,015^{**}x^2$	0,90
	SR	$\hat{y} = \bar{y} = 0,404$	
Arenosa	LC	$y=38,841-0,210^{\circ}x+0,003^*x^2$	0,92
	LE	$y=20,826+1,923^{***}x-0,010^{**}x^2$	0,92
	SR	$\hat{y} = \bar{y} = 0,308$	

Fonte: da autora.

Legenda: ***, **, *, ° e ns significância dos coeficientes com $p < 0,001$; 0,01; 0,05 e 0,1 e não significativo, respectivamente.

Os teores de N orgânico nos solos, após a adubação com lodo ao longo do tempo de monitoramento, foram descritos por meio de modelos de cinética química de primeira ordem (Gráfico 3 e Tabela 6). Os maiores teores de N orgânico potencialmente mineralizável ($\text{NO}_{(0)}$), foram obtidos nos solos com a textura arenosa para os LC e LE, com teores de 669,3 e 318,2 mg kg^{-1} , respectivamente, seguido das texturas argilosa e média. O coeficiente de velocidade de mineralização (k_{NO}) para o LC variou de 0,0043 a 0,012 dia^{-1} e para o LE de 0,0091 a 0,034 dia^{-1} . Os k_{NO} obtidos para os solos com a adição do LC foram menores, comparativamente aos obtidos para o LE, em decorrência da maior recalcitrância dos compostos orgânicos mineralizáveis, presentes no tratamento com lodo compostado.

Gráfico 3. Nitrogênio orgânico mineralizado e acumulado nos solos de texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo compostado e seco



Fonte: da autora.

Tabela 6. Coeficientes obtidos a partir dos dados de N orgânico acumulado nos solos de textura argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado

Textura	Resíduo	NO ₍₀₎ (mg kg ⁻¹)	k _{NO}	R ²	T ½	NO _(min) (mg kg ⁻¹)			
						30 d	60 d	90 d	120 d
Argilosa	LE	220,865 ***	0,0342 **	0,97	20,27	141,70	192,49	210,69	217,22
Média	LE	220,196 *	0,0091 ns	0,97	76,17	52,61	92,64	123,12	146,31
Arenosa	LE	318,214 ***	0,0226 **	0,98	30,67	156,68	236,21	276,59	297,08
Argilosa	LC	422,084 *	0,0120 ns	0,92	57,76	127,61	216,63	278,75	322,08
Média	LC	584,094 ns	0,0043 ns	0,95	161,20	70,69	132,83	187,44	235,45
Arenosa	LC	669,340 ns	0,0094 ns	0,90	73,74	164,48	288,53	382,11	452,69

Fonte: da autora.

Legenda: NO₍₀₎: nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹); k_{NO} coeficiente de mineralização do N orgânico (d⁻¹); R²: coeficiente de determinação; T ½ tempo de meia vida; NO_{min}: nitrogênio orgânico mineralizado e acumulado ao longo do tempo (mg kg⁻¹); d: dias utilizados para cálculo de NO mineralizado e acumulado. ***, **, *, ° e ns: significância dos coeficientes a p < 0,001; 0,01; 0,05 e 0,1 e não significativo, respectivamente.

Os solos de textura argilosa obtiveram maiores k_{NO} para ambos os lodos (Tabela 6). No tratamento com LC do solo argiloso, as constantes de mineralização foram 2,71 e 1,28 vezes maior, em comparação às médias encontradas nos solos com textura média e arenosa, respectivamente, e no tratamento com LE, foram de 3,76 e 1,51 vezes maiores do que no solo com textura média e arenosa, respectivamente.

O coeficiente de mineralização (k_{NO}) indica a intensidade de degradação do N orgânico no solo, nesse sentido, quanto maior o k_{NO} menor será o tempo necessário para ocorrer a mineralização do N. Os coeficientes de velocidade de mineralização obtidos por Paula *et al.* (2013) foram, aproximadamente, de 0,0012 dia⁻¹ para lodo digerido anaerobiamente e de 0,0034 dia⁻¹ para o lodo compostado, quando estes resíduos foram incorporados a um Latossolo

Vermelho-Amarelo distrófico. Diniz (2014) por sua vez, obteve coeficientes de velocidade de mineralização de 0,0147 e 0,0274 dia⁻¹ para lodo digerido e compostado, respectivamente, quando incorporados ao solo.

Ao final de 120 dias de incubação, os teores de N orgânico potencialmente mineralizável (NO₍₀₎) foram superiores aos teores de N orgânico mineralizado (NO_(min)) (Tabela 6). Segundo Boeira *et al.* (2002) isso indica que uma fração do nitrogênio orgânico ainda estará disponível para mineralização posteriormente ao período de monitoramento. Os solos com textura arenosa apresentam maior NO₍₀₎ e NO_(min) em comparação ao solo argiloso, indicando maior taxa de mineralização do N em solos arenosos.

O tempo de meia vida (T_{1/2}) do N no solo, pode ser encontrado utilizando a equação $\ln(2)/k_{NO}$, que se refere ao tempo necessário para mineralização de 50% do N orgânico. O maior tempo de meia vida foi obtido após a aplicação do LC no solo com textura média e correspondeu a 161,2 dias (Tabela 6). Os maiores tempos de meia vida foram observados nos solos adubados com LC em comparação àqueles com LE. Esses fatores resultaram numa fração de mineralização (FM) do N menos intensa no início do período de incubação no tratamento com LC, principalmente nos solos com textura média e arenosa (Tabela 7), que variaram de 12 a 27%, respectivamente, enquanto nesses solos, após a aplicação de LE, a FM variou de 24 a 30%, respectivamente, aos 30 dias de incubação.

Tabela 7. Frações de mineralização do nitrogênio orgânico (NO) dos lodos compostado e seco

Textura	Resíduo	Frações de Mineralização do NO - FM (%)				
		30 dias	60 dias	90 dias	120 dias	Observada
Argilosa	LC	25,0	42,5	54,7	63,2	43,6
Média	LC	12,1	22,7	32,1	40,3	33,4
Arenosa	LC	24,6	43,1	57,1	67,6	36,5
Argilosa	LE	26,7	36,3	39,8	41,0	59,5
Média	LE	23,9	42,1	55,9	66,4	44,3
Arenosa	LE	29,6	44,6	52,2	56,1	31,2

Fonte: da autora.

Legenda: LC Lodo compostado; LE lodo seco a 350 °C. 30, 60, 90 e 120 dias de monitoramento – tempo usado para cálculo das frações. NO: nitrogênio orgânico.

A mineralização do nitrogênio orgânico nos solos foi considerada intensa, nos primeiros 60 dias de avaliação, com FM superior a 40%, na maioria dos solos e lodos utilizados (Tabela 7). Aos 120 dias de incubação, obtiveram-se as máximas frações de mineralização do N orgânico, correspondendo a 68% no solo arenoso adubado com LC e 66% no solo de textura média adubado com LE, indicando a elevada mineralização do N orgânico aplicado nos solos do Norte do estado de Minas Gerais.

As frações de mineralização observadas, utilizando os dados de teores do NO, para o LC em todos os solos, foram em média 1,5 vezes inferiores às FM obtidas pelo modelo ajustado (Tabela 7). Já as FM observadas para LE, nos solos de textura argilosa e arenosa, foram 1,4 e

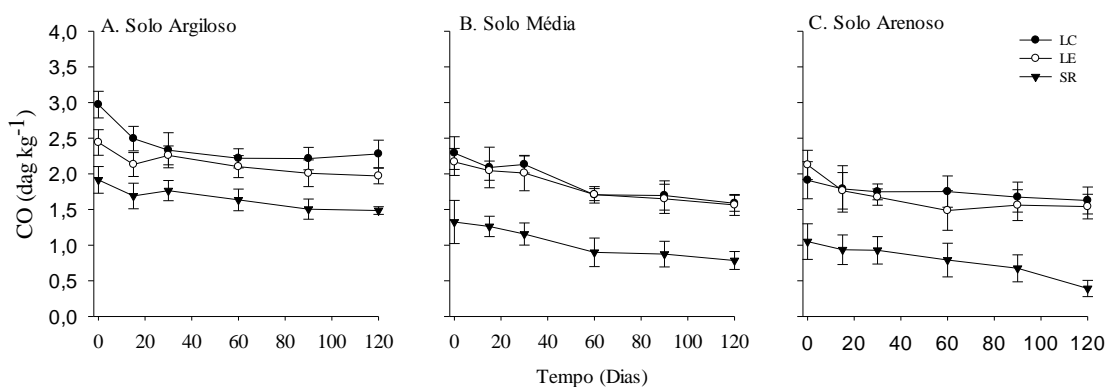
1,8 vezes superior às FM ajustadas, respectivamente, e nos solos de textura, a FM observada foi 1,5 vezes inferior à ajustada.

As FM obtidas por ambas as equações são superiores às estabelecidas pela Conama nº 375, de 20% para lodos digeridos e de 10% para lodos compostados. Em estudo com lodo de esgoto digerido anaerobiamente, incubado com um Latossolo Vermelho distroférico em laboratório, Boeira *et al.* (2002) obtiveram FM média de 31%. Em contrapartida, outros autores obtiveram FMN tanto para lodos compostados, quanto para lodos digeridos, acima de 85% em experimentos realizados em campo. Esses autores sugerem que a Resolução Conama nº 375/2006 seja revisada, uma vez que as FM do nitrogênio orgânico podem estar abaixo do real para condição de campo, levando ao erro de cálculo da dose de lodo de esgoto, que pode estar acima da demanda da planta (DINIZ, 2014; PAULA *et al.*, 2013).

3.3 Degradação dos compostos de carbono presente nos resíduos

Comparando com a testemunha, a adição dos lodos ao solo elevou os teores de carbono orgânico em média 1,3; 1,7 e 2 vezes nos solos de textura argilosa, média e arenosa, respectivamente (Gráfico 4). Ao longo do período de monitoramento, observou-se redução nos teores de CO em todos os solos estudados (Gráfico 4).

Gráfico 4. Decaimento do carbono orgânico nos solos de textura argilosa (A), média (B) e arenosa (C) adubados com lodo de esgoto seco e compostado



Fonte: da autora.

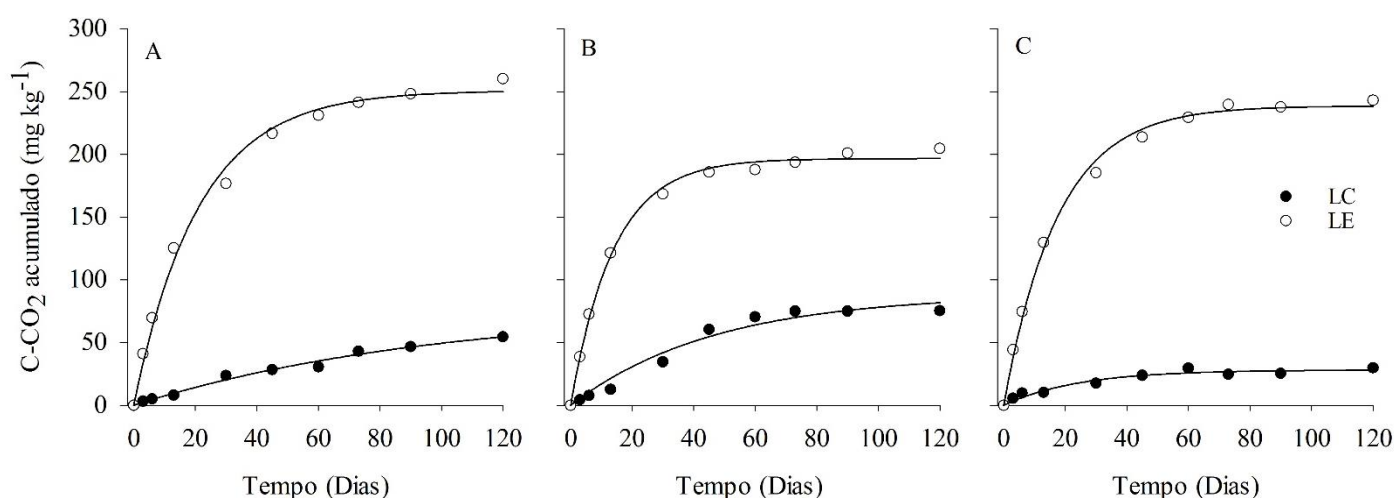
Legenda: LC - Lodo compostado; LE - Lodo seco a 350 °C; SR - Sem resíduo.

O decaimento do CO ocorreu de forma gradual ao longo de todo o período de avaliação. Corroborando com essa informação, Silva (2017), estudando a mineralização de lodos de esgoto submetidos a diferentes processos de estabilização, em campo, observou lento decaimento no teor de carbono orgânico do solo.

A menor estabilidade do carbono presente no resíduo de LE, em comparação ao LC, foi comprovada por meio da elevada taxa de evolução de C-CO₂ obtida ao longo do tempo de incubação daquele lodo nos solos (Gráfico 5). Para a evolução acumulada de C-CO₂ foram ajustadas equações de cinética química de primeira ordem, com todos os coeficientes de

regressão significativos e elevados valores de R^2 . Para verificar apenas o efeito da adição dos lodos, fez-se a subtração dos dados obtidos dos solos que foram adicionado aos lodos daqueles dos solos controle. A evolução acumulada de C-CO₂ obtida no solo adubado com LC foi inferior a 100 mg kg⁻¹, nos solos com textura argilosa e média e inferior a 30 mg kg⁻¹ no solo com textura arenosa, no final do período de incubação (Tabela 8). Já, após a adição do LE, os teores acumulados de C-CO₂ foram superiores e corresponderam a 230 mg kg⁻¹ nos solos com texturas argilosas e arenosas e igual a 196 mg kg⁻¹ no solo com textura média.

Gráfico 5. Evolução do CO₂ acumulado nos solos de texturas argilosa (A), média (B) e arenosa (C) adubados com lodo de esgoto seco (LE) e compostado (LC) por cento e vinte dias de avaliação



Fonte: da autora

Tabela 8. Coeficientes da equação cinética química de primeira ordem obtidos a partir dos dados de liberação C-CO₂ acumulado e evoluído de 100 g dos solos de textura argilosa, média e arenosa com adição dos lodos seco e compostado, em ensaio realizado em laboratório

Textura	Resíduo	C (0)	k _c	R ²	C-degradado
		-- mg kg ⁻¹ --	--- dia ⁻¹ ---		--- mg kg ⁻¹ ---
Argilosa	LC	77,64 ***	0,010 ***	0,99	54,25
	LE	250,81 ***	0,047 ***	0,99	249,92
Média	LC	88,55 ***	0,002 **	0,97	18,05
	LE	196,65 ***	0,070 ***	0,99	196,61
Arenosa	LC	28,16 ***	0,041 **	0,95	27,95
	LE	238,62 ***	0,050 ***	0,99	238,03

Fonte: da autora.

C (0): carbono potencialmente degradável em 120 dias de incubação (mg kg⁻¹); k_c: coeficiente de degradação por dia; R²: coeficiente de determinação; C-degradado: quantidade de carbono liberado e acumulado na forma de CO₂ (mg kg⁻¹).***, **, *, ° e ns significância dos coeficientes com p < 0,001; 0,01; 0,05 e 0,1 e não significativo, respectivamente.

A aplicação de LC resultou na obtenção de menores coeficientes de degradação (k_c) em todos os solos (Tabela 8), indicando que o carbono presente nesse resíduo tem maior tempo de

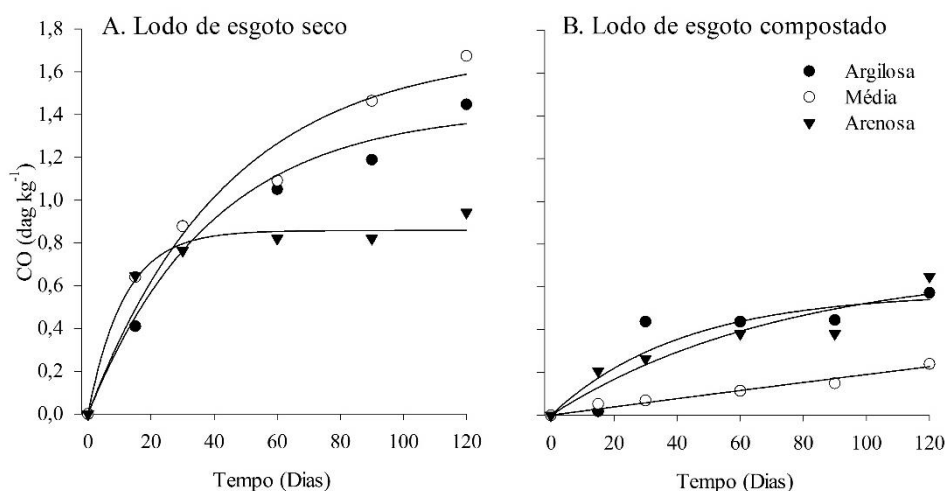
meia vida, ou seja, o carbono adicionado via LC permanecerá por maior período de tempo estabilizado nos solos. Ao contrário, no solo argiloso, o tratamento com LE provocou a perda de C-CO₂ 4,6 vezes maior do que no tratamento com LC, e essas diferenças foram maiores no comparativo entre solos com textura média (10,8 vezes maior no LE) e arenosa (8,5 vezes maior no LE).

Hernández *et al.* (2006) observaram que a evolução do CO₂ reduziu, quando o lodo de esgoto foi compostado, indicando redução na atividade microbiana. Esses fatos podem ser explicados pelo maior grau de estabilização da matéria orgânica do lodo compostado. González-Ubierna *et al.* (2012) constataram que o lodo de esgoto digerido anaerobiamente aumentou a quantidade de frações lábeis e facilmente mineralizáveis da matéria orgânica do solo, enquanto que o lodo compostado estocou maior porcentagem de formas recalcitrantes de carbono.

Além disso, o LE reduziu o pH do solo o que pode ter causado maior estresse aos microrganismos do solo. Mordomingo *et al.* (2013) estudaram mudanças na atividade microbiana sob condição de campo, no semiárido do mediterrâneo, após a aplicação de 160 Mg ha⁻¹ de massa seca de três lodos submetidos a diferentes processos de estabilização: compostado, digerido aerobiamente e digerido anaerobiamente. Esses autores constataram a redução do pH do solo e o aumento na condutividade elétrica, após a aplicação de lodos digeridos, causando estresse ecológico nos microrganismos, resultando em altos valores de quociente metabólico (qCO₂).

Atrelado a esses fatos, o lodo de esgoto compostado apresentou menores teores de carbono orgânico potencialmente degradado e acumulado em todos os solos, sendo ainda menor no solo de textura média, comparado aos solos que receberam o lodo seco (Gráfico 6). Os coeficientes de velocidade de mineralização (k_{CO}) obtidos para os solos com adição do LC, não foram significativos, porém foram menores, nos solos de textura média, repercutindo em maior $T_{1/2}$ (Tabela 9). No geral, os solos que receberam o LC tiveram maior tempo de meia vida. A adição de LE proporcionou maior k_{CO} de 0,0874 d⁻¹ no solo de textura arenoso, que foi 3,4 e 3,85 vezes maior que nos solos com textura argilosa e média, respectivamente.

Gráfico 6. C orgânico degradado e acumulado nos solos de texturas argilosa, média e arenosa adubados com lodo de esgoto seco e compostado ao longo do período de monitoramento



Fonte: da autora.

Tabela 9. Coeficientes obtidos a partir dos dados de C orgânico degradado e acumulado

Resíduo	Textura	CO ₍₀₎	k _{CO}	R ²	T _{1/2}	CO degradado (dag kg ⁻¹)			
						30 d	60 d	90 d	120 d
LC	Argilosa	0,5721 *	0,0242 ns	0,84	28,64	0,30	0,44	0,51	0,54
	Média	0,3495 ns	0,0006 ns	0,96	1.155,25	0,06	0,12	0,18	0,23
	Arenosa	0,7051 °	0,0136 ns	0,88	50,97	0,24	0,39	0,50	0,57
LE	Argilosa	1,4236 ***	0,0256 **	0,97	27,08	0,76	1,12	1,28	1,36
	Média	1,6997 ***	0,0227 *	0,97	30,54	0,84	1,26	1,48	1,59
	Arenosa	0,8577 ***	0,0874 **	0,98	7,93	0,80	0,85	0,86	0,86

Fonte: da autora.

Legenda: CO₍₀₎: Carbono orgânico potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹); k_{CO} coeficiente de mineralização do C orgânico (d⁻¹); R²: coeficiente de determinação; T_{1/2}: tempo de meia vida; CO_{min}: carbono orgânico degradado e acumulado ao longo do tempo (mg kg⁻¹); d: dias utilizados para cálculo de CO mineralizado e acumulado. ***, **, *, ° e ns significância dos coeficientes com p < 0,001; 0,01; 0,05 e 0,1 e não significativo, respectivamente.

Moretti *et al.* (2015) realizaram o monitoramento do C-CO₂ para quantificar a fração de degradação do C no lodo de esgoto e no composto de lodo. Os autores relataram que a taxa de decomposição do composto foi menor, k_{CO}, provavelmente pela presença de substâncias recalcitrantes resultantes do processo de humificação.

As FD obtidas para o CO calculadas a partir da equação, foram inferiores às observadas (Tabela 10). As FD observadas, considerando os teores de C orgânico, foram de 71,4; 65,6 e 50% nos solos de textura argilosa, média e arenosa, respectivamente, quando estes solos receberam o LC. E as FD observadas para os solos de textura argilosa, média e arenosa, que receberam o LE foram de 60,1; 71,7 e 81%, respectivamente. Sendo que as FD observadas para o LC foram inferiores às FD observadas para os solos com LE. Nesse caso, percebe-se que o solo com textura argilosa propiciou a obtenção das menores médias de FD.

Tabela 10. Frações de mineralização do carbono orgânico (CO) dos lodos compostado e seco

Textura	Resíduo	Frações de Degradação do CO - FD (%)				
		30 dias	60 dias	90 dias	120 dias	Observada
Argilosa	LC	6,9	10,2	11,9	12,6	71,4
Média	LC	1,4	2,8	4,1	5,4	65,6
Arenosa	LC	5,5	9,2	11,6	13,3	50,0
Argilosa	LE	14,8	21,7	24,8	26,3	60,1
Média	LE	16,3	24,5	28,7	30,8	71,7
Arenosa	LE	15,4	16,5	16,6	16,6	81,1

Fonte: da autora.

Legenda: LC Lodo compostado; LE lodo seco a 350 °C. 30, 60, 90 e 120 dias de monitoramento – tempo usado para cálculo das frações. CO: carbono orgânico.

Embora as FD obtidas pela equação tenham sido inferiores às FM observadas, também percebe-se que a adição de LC propiciou menores valores de FM do CO nos solos (Tabela 10). A adição do LC proporcionou, ao final de 120 dias de monitoramento, FD de 12,6; 6,9 e 13,3% para os solos com textura argilosa, média e arenosa, respectivamente, enquanto a adição de LE propiciou a FD de 26,3; 30,8 e 16,6%, para os solos com textura argilosa, média e arenosa, respectivamente.

Alguns autores relatam que os teores médios de C e N no solo estão sujeitos a possíveis erros, decorrentes do processo de amostragem e da complexidade da amostra. Por isso, a quantificação de FM e FD utilizando modelos matemáticos ajustados, para a obtenção das estimativas da mineralização, tem obtido maior sucesso, uma vez que, por meio de modelos, ajusta-se a tendência dos dados, eliminando possíveis erros decorrentes das análises (GIL *et al.*, 2011; SILVA, 2017).

3.4 Fracionamento químico das substâncias húmicas no solo

A fração humina-HU das substâncias húmicas foi responsável pela estocagem majoritária do carbono do solo (Tabela 11), correspondendo a 75, 70 e 65% do COT dos solos de textura argilosa, com a adição do lodo compostado, do lodo seco e sem resíduo, respectivamente. Nos solos de textura média, a fração humina correspondeu a 65, 67 e 58% do COT para o LC, LE e SR, respectivamente. E, no solo de textura arenosa, a fração humina correspondeu a 63, 70 e 49% dos teores de COT para o LC, LE e SR, respectivamente. Os teores de carbono obtido nas frações das substâncias húmicas seguiram a ordem: humina > ácido húmico (AH) > ácido fúlvico (AF). Os maiores teores de nitrogênio foram observados na fração humina, seguido da fração ácido fúlvico e húmico.

Tabela 11. Teores de carbono orgânico e nitrogênio das frações ácido fúlvico, ácido húmico e humina, obtidos dos solos de textura argilosa, média e arenosa adubados com lodo compostado e seco

Atributos	Ácido Fúlvico			Ácido Húmico			Humina		
	Argilosa	Média	Arenosa	Argilosa	Média	Arenosa	Argilosa	Média	Arenosa
----- Carbono (g kg ⁻¹) -----									
LC	1,64	0,79	1,12	5,31	8,39	7,68	21,15	17,55	15,10
LE	1,35	1,52	2,08	7,13	6,94	7,02	19,76	14,22	14,44
SR	1,71	1,38	1,46	4,70	6,66	4,04	11,69	11,35	8,23
Controle T0	7,61	5,36	4,77	3,34	0,59	1,57	11,91	10,19	1,70
----- Nitrogênio (g kg ⁻¹) -----									
LC	0,22	0,18	0,22	0,10	0,08	0,06	0,83	0,54	0,41
LE	0,21	0,21	0,19	0,11	0,05	0,02	0,66	0,52	0,43
SR	0,10	0,09	0,09	0,07	0,02	0,04	0,50	0,32	0,30
Controle T0	0,11	0,06	0,04	0,06	0,05	0,03	0,51	0,36	0,26

Fonte: da autora.

Controle T0: testemunha sem a adição dos lodos, no início do período de incubação dos solos.

Não houve diferença estatística entre os resíduos e entre as texturas pelo teste Tukey ($p < 0,05$), tanto para o carbono quanto para o nitrogênio nas frações. Porém, foi possível observar que os teores de CO na fração AF, foram maiores nos solos de textura média e arenosos após a adição do LE (Tabela 11), isso ocorreu porque o LE é menos maturado que o LC. Li *et al.* (2017) comentaram que resíduos que possuem maior teor de CO na fração AF encontram-se facilmente disponíveis para mineralização, pois essa fração é formada de compostos de menor peso molecular. Enquanto que maiores teores de AH indicam maior nível de humificação do material, por ser formada por compostos mais complexos. A fração humina possui compostos mais recalcitrantes e estáveis, por isso, são resistentes à atividade de microrganismos e podem se ligar à fração mineral do solo, como os óxidos (SELLAMI *et al.*, 2008).

A relação AH/AF foi maior para o LC, com valores de 1,0 e 1,1 para o C e N, respectivamente. A relação para o LE foi de 0,7 e 0,53 para o C e N, respectivamente. Essa relação indica o grau de polimerização, que reflete na formação de moléculas complexas (AH), a partir de moléculas mais simples (AF) e redução dos componentes não húmicos da fração de AF, mais facilmente degradados por microrganismos (SELLAMI *et al.*, 2008). Segundo Sellami *et al.* (2008), a relação aumenta com o processo de compostagem e atua como indicador de maior humificação do composto.

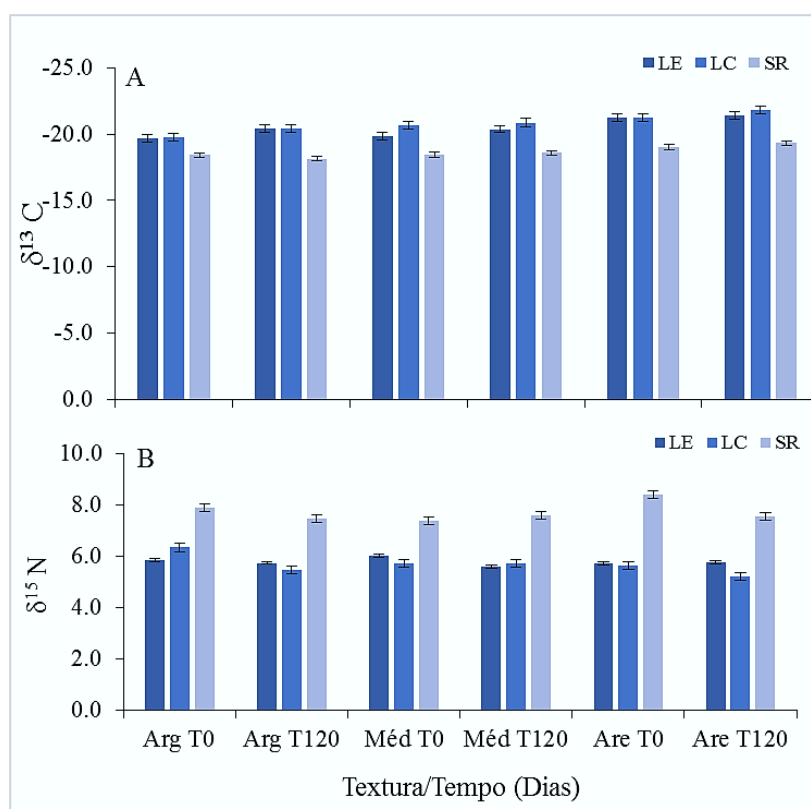
Comparando ao controle inicial, o teor de N aumentou nas frações. Na fração humina, o N aumentou em média 1,6 vezes em todas as texturas. O aumento no AH foi em média 1,5 vezes. E, na fração AF, o aumento mais expressivo foi na textura arenosa que aumentou em torno de 5 vezes os teores de N, na textura média 3 vezes e na argilosa 2 vezes. De todo N obtido ao final de 120 dias, mais de 60% se encontravam na fração humina e de 20 a 30% na fração AF. Isso indica que uma parte do N ainda pode ser facilmente mineralizada e uma maior parte compõe as frações mais estáveis.

3.5 Contribuição dos resíduos de lodo para a formação da matéria orgânica do solo

Com o intuito de avaliar a contribuição do lodo de esgoto, na estabilização do carbono no solo e formação da matéria orgânica do solo (MOS), caracterizaram-se os lodos estudados para a obtenção dos valores de abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) e ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$). As médias obtidas no LC e LE corresponderam a $-23,55\text{‰}$ e $-23,25\text{‰}$ para $\delta^{13}\text{C}$, respectivamente e 2,87 e 3,16 para $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente. Lynch *et al.* (2006) obtiveram valor de $\delta^{13}\text{C}$ de $-25,9\text{‰}$ para lodo de esgoto compostado e Fernandes *et al.* (2005) observaram valor de $\delta^{13}\text{C}$ de $-23,7\text{‰}$ para o lodo de esgoto. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para os lodos foram próximos, pois na compostagem do lodo não se utilizou material estruturante. Porém os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram considerados semelhantes aos encontrados na literatura.

A adição de lodo (LE ou LC) propiciou maior discriminação isotópica do ^{13}C no solo, aos 120 dias (Gráfico 7). Isso indica enriquecimento do solo com o carbono advindo dos lodos. Fernandes *et al.* (2005) relatam que a adição de lodo ao solo tornou o $\delta^{13}\text{C}$ mais negativo, sugerindo que o solo tenha retido carbono aportado pelo lodo de esgoto.

Gráfico 7. $\delta^{13}\text{C}$ (A) e $\delta^{15}\text{N}$ (B) no início e no final da incubação dos solos de textura argilosa, média e arenosa adubados com lodo seco e compostado



Utilizando a fórmula de mistura, foi possível calcular a contribuição dos lodos para o aporte de carbono e nitrogênio nos solos. Percebeu-se considerável contribuição do C e N proveniente dos lodos para a formação da MOS dos solos, aos solos ao final de 120 dias de incubação

(Tabela 12), confirmando os resultados do fracionamento químico do solo. Observou-se que a maior contribuição dos lodos, para o aporte de C e N no solo com textura arenosa (Tabela 12). Fernandes *et al.* (2005) constataram que, embora o lodo cause emissões dos gases CO₂, N₂O e CH₄ para a atmosfera, também ocorre o sequestro de C do resíduo pelo solo pelo processo de decomposição microbiano.

Tabela 12. Contribuição do lodo compostado e seco, para o aporte de C e N, nos solos de textura argilosa, média e arenosa a partir da análise isotópica do $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$

Atributos	Argilosa	Média	Arenosa	Argilosa	Média	Arenosa
	----- Carbono (%) -----			----- Nitrogênio (%)-----		
LC	46,94	45,95	58,86	42,49	39,64	52,11
LE	44,88	35,02	55,01	39,21	40,84	40,61

De forma geral, o LC contribuiu para a maior proporção de C e N nos solos. Lynch *et al.* (2006) relatam baixas perdas de C após a adição de lodo compostado, sendo que, aproximadamente, 90% do carbono adicionado ficaram no solo. Pitombo *et al.* (2015) observaram que, após aplicações anuais de lodo de esgoto, mesmo em condições tropicais, o solo foi capaz de sequestrar o carbono.

4 CONCLUSÃO

A fração de mineralização do N é superior a 40%, não sendo notada interferência da granulometria do solo.

O nitrogênio adicionado via lodo ainda fica retido na fração humina e pode ser utilizado como estoque de N evitando perdas para o ambiente.

O lodo compostado tem menores frações de degradação, por maior estabilização, o que repercute em menor atividade microbiana.

Independente da granulometria do solo, o carbono originário do lodo fica retido no solo.

REFERÊNCIAS

- ALCARDE, J. C. Manual de Análise de Fertilizantes. Piracicaba: FEALQ. 2009. 259p.
- ANDREOLI, C. A. Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: ABES. Projeto PROSAB. p. 417, 2006.
- BOEIRA, R. C.; DORNELAS DE SOUZA, M. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. Revista Brasileira de ciência do Solo, v. 31, n. 3, 2007.
- BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.
- BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, B. V. C. Mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto na quinta aplicação em Latossolo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, n. 3, 2009.
- BORBA, R.P.; RIBEIRINHO, V.S.; CAMARGO, O.A.; ANDRADE, C.A.; KIRA, C.S.; COSCIONE, A.R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. Chemosphere, v.192, p.81-89, 2018.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de Agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 de ago. de 2006. Seção 1. p.141-146
- CARNEIRO, DE O. W. J.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; VILLELA SAVIAN; T. Mineralização de nitrogênio em Latossolos adubados com resíduos orgânicos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 37, n.3, 2013.
- CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. Soil Use and Management, v. 28, n. 1, p. 12-18, 2012.
- CORRÊA, R. S; SILVA, D. J. da. Effectiveness of five biosolids as nitrogen sources to produce single and cumulative ryegrass harvests in two Australian soils. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 40, 2016.
- DINIZ, I. C. C. Taxa de degradação do material orgânico de lodo de esgoto sanitário no solo. Viçosa - MG, 2014.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Comunicado técnico 99 – Determinação da Respiração Basal (RBS) e Quociente metabólico do Solo (qCO₂). Seropédica – RJ, 2007. 4p.

EPA - Environmental Protection Agency. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Method 3051, Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils, 1994. Disponível em: <http://cem.com/media/contenttype/media/literature/516_MetNote_DiscSPD_EPA_3051.pdf>. Acesso em: 14 Set. 2016.

FERNANDES, F.; SOUZA, S. G. Estabilização de lodo de esgoto. Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final, p. 29, 2001.

FERNANDES, S. A. P., BETTIOL, W., CERRI, C. C., & CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil δ¹³C and on total soil carbon and nitrogen. Geoderma, v. 125, n.1-2, p. 49-57, 2005.

GIL, M.V.; CARBALLO, M.T.; CALVO, L.F. Modelling N mineralization from bovine manure and sewage sludge composts. Bioresource Technology, v.102, n.2, p.863-871, 2011.

GODOY, L. C. A logística na destinação do lodo de esgoto. Revista Científica on-line-Tecnologia, Gestão e Humanismo, v. 2, n. 1, 2013.

GONZÁLEZ-UBIARNA, S.; MARDOMINGO, J. I.; CARRERO-GONZÁLEZ, B.; DE LA CRUZ, M. T.; CASERMEIRO, M. Á. Soil organic matter evolution after the application of high doses of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. Journal of Soils and Sediments, v. 12, n.8, p. 1257-1268, 2012.

HERNÁNDEZ, T.; MASCIANDARO, G.; MORENO, J. I.; GARCÍA, C. Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludges. Waste Management, v. 26, n.12, p. 1370-1376, 2006.

LI, S.; LI, D.; LI, J.; LI, G.; ZHANG, B. Evaluation of humic substances during co-composting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates. Bioresource technology, v. 245, p. 1299-1302, 2017.

LYNCH, D. H.; VORONEY, R. P.; WARMAN, P. R. Use of ¹³C and ¹⁵N natural abundance techniques to characterize carbon and nitrogen dynamics in composting and in compost-amended soils. Soil Biology and Biochemistry, v. 38, n. 1, p. 103-114, 2006.

MALUF, H. J. G. M.; SOARES, E. M. B.; SILVA, I. R.; NEVES, J. C. L.; SILVA, M. F. O. Disponibilidade e recuperação de nutrientes de resíduos culturais em solo com diferentes texturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.39, p.1690-1702, 2015.

MARDOMINGO, J. I.; SOLER-ROVIRA, P.; CASERMEIRO, M.A.; LA CRUZ, M.T.; POLO, A. Seasonal changes in microbial activity in a semiarid soil after application of a high dose of different organic amendments. *Geoderma*, v. 206, p. 40-48, 2013.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. *Matéria orgânica do solo: métodos de análise*. Viçosa: UFV, 2005, 107p.

MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, JMAS. *Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônômico de Campinas*. 2009.

MORETTI, S.M.L.; BERTONCINI, E.I.; ABREU-JUNIOR, C.H. Aplicação do método de mineralização de nitrogênio com lixiviação para solo tratado com lodo de esgoto e composto orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p.622-631, 2013.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p.1729-1741, 2013.

PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B. D.; MARIA, I. C. D.; ANDRADE, C. A. D. Carbon sequestration and greenhouse gases emissions in soil under sewage sludge residual effects. *Scientia Agricola*, v. 72, n. 2, p.147-156, 2015.

SELLAMI, F.; HACHICHA, S.; CHTOUROU, M.; MEDHIOUB, K.; AMMAR, E. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresource technology*, v. 99, n. 15, p. 6900-6907, 2008.

SEVILLA-PEREA, A.; ALMENDROS, G.; MINGORANCE, M. D. Quadratic response models for N and P mineralization in domestic sewage sludge for mining dump reclamation. *Applied soil ecology*, v. 75, p. 106-115, 2014.

SILVA, D. A. P. Mineralização da matéria orgânica de lodo aplicado no solo e produtividade do capim-tifton 85, 2017. Disponível: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1311M.PDF>

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 36:465-471, 1972.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2ª Edição. Porto Alegre: Departamento de Solos. UFRGS. 174p. 1995. (Boletim Técnico, 5)

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Title 40 CFR: part 503: final rules standards for the use for disposal of sewage sludge. Washington, 1999. <<http://www.epa.gov/>>. 09 Ago. 2016.

YU, Z.; LIU, X.; ZHAO, M.; ZHAO, W.; LIU, J.; TANG, J.; ZHOU, S. Hyperthermophilic composting accelerates the humification process of sewage sludge: Molecular characterization of dissolved organic matter using EEM-PARAFAC and two-dimensional correlation spectroscopy. *Bioresource technology*, 274, 198-206, 2019.