

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

AGRONOMIA

**LODO DE ESGOTO AUMENTA A CAPACIDADE DE
TAMPONAMENTO DO pH DE SOLO CULTIVADO COM
ABACAXIZEIRO**

GUSTAVO DE OLIVEIRA ALVES



Gustavo de Oliveira Alves

**LODO DE ESGOTO AUMENTA A CAPACIDADE DE TAMPONAMENTO DO
pH DE SOLO CULTIVADO COM ABACAXIZEIRO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Agronomia.

Orientador: Regynaldo Arruda Sampaio

Montes Claros

2021

Gustavo de Oliveira Alves

Lodo de esgoto aumenta a capacidade de tamponamento do pH de solo cultivado com abacaxizeiro

Aprovado pela banca examinadora constituída por:

Paula Wellen Barbosa Gonçalves - Doutoranda UNESP

Paulo Henrique Silveira Cardoso - Doutorando CENA/USP

Prof. Rodinei Facco Pegoraro - ICA/UFMG



Prof. Regynaldo Arruda Sampaio - Orientador ICA/UFMG

Montes Claros, 30 de agosto de 2021

Dedico este trabalho meus pais, avós e Cintia,
por serem a fonte de inspiração, força e
determinação frente aos desafios.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus e ao meu mestre por todo o conhecimento alcançado. Gostaria de agradecer em especial a minha família: minha mãe, meu pai e meus avós que muito me motivaram em persistir em todas as ações desenvolvidas.

Aos amigos, colegas e companheiros que adquirir durante a graduação, onde compartilhamos importantes momentos de felicidades, tristeza, tensão e rodas de conversas. Destaco, em especial, o Saulo Souza, Luísa Rocha, Rafael Dias, Eduardo Côrtes e Clóvis Henrique, além de Ana Clara Duarte, Ana Paula e Alex Couto, pessoas estas que mudaram minha vida e foram fontes de amizade e companheirismo ao longo destes anos.

A Cintia, por todo companheirismo, carinho, amor, fraternidade, incentivo e cumplicidade, além da ajuda na execução deste projeto.

Ao Prof. Regynaldo por toda orientação, incentivo, ensinamentos, inteligência e confiança aos longos de mais de 5 anos de atividades. A você, sou extremamente grato a todo o companheirismo e empatia, um exemplo que desejo seguir em minha vida.

Aos Prof. Rodinei e Delacy, tenho profundo carinho por vocês, por todo incentivo, ensinamentos, competência e orientação em atividades, projetos e conversas, estabelecendo um forte vínculo de amizade. Terei vocês como modelos a seguir.

Aos companheiros de laboratório Adelane, Jessica Mendes, Jonas, Isabella, Erica, Ane e, em especial, ao Marcio Neves, Paula Wellen, Fernanda e Paulo Cardoso, que se tornaram grandes amigos, compartilhando momentos de dificuldades, ensinamentos, alegria, trabalho e orientações, importantes para o meu desenvolvimento interpessoal e tecno-científico.

Agradeço profundamente ao Programa de Educação Tutorial - PET Agronomia, onde fui bolsista e executei atividades ao longo de 4 anos. A todos os membros do grupo, sou muito grato pelos momentos e experiências. Ao nosso tutor, Prof. Ernane Ronie Martins, tenho grande admiração e carinho, e agradeço por toda sabedoria, conhecimento, empatia, incentivo e ensinamentos aos longos destes anos. Uma pessoa que lembrarei sempre por toda minha vida.

A Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), a FUMP e ao Instituto de Ciências Agrárias (ICA) e as agências de pesquisa CAPES, CNPq e FAPEMIG, sempre serei grato pelo apoio, incentivo e a capacidade de transformação do indivíduo por meio do conhecimento, fornecido através dos orientadores, professores, técnicos e os demais trabalhadores indiretos e diretos destas instituições.

“O estado é desordem... Não estou interessado em migalhas de compaixão jogadas da mesa de alguém que se considera meu senhor. Eu quero todo o cardápio dos direitos.”

(Desmond Tutu)

RESUMO

O lodo de esgoto apresenta elevado potencial tamponante do pH do solo em virtude da presença de elevados teores de matéria orgânica (MO). Além disso, o processo de higienização do resíduo e o tipo de solo para sua utilização interferem nas propriedades tamponantes de cargas e pH do solo. Nesse contexto, o estudo avaliou o efeito da aplicação de lodo de esgoto proveniente de diferentes métodos de higienização na dinâmica da MO, acidez e poder de tamponamento do pH em dois tipos de solos (Argissolo Vermelho Amarelo – PVA e Nitossolo Háplico - NX) no pós-cultivo de abacaxizeiro. Para tanto, foram avaliadas três aplicações de lodo de esgoto seco (LS), solarizado (LSol) e compostado (LC), e a fertilização com adubação química (AQ) e testemunha sem adubação (T). Após o cultivo do abacaxizeiro, foram determinados os teores de carbono orgânico (CO), N, capacidade de troca de cátions potencial (CTC_T), pH, Al^{+3} , $H^+ + Al^{+3}$ e capacidade de tamponamento do pH do solo (pHCT). Os teores de CO e MO dos solos fertilizados com LS, LC e LSol foram 93,5, 84,4, 69,3%, respectivamente, superiores aos manejos com AQ e a T. O N dos solos foi elevado nos tratamentos com lodo de esgoto, com o PVA apresentando os maiores valores nas aplicações com LC e LS, e em NX nos manejos com LS e LSol. A relação C/N comportou-se inversamente proporcional aos valores de N nos solos, com a T, AQ e NX adubado com LC, tendo os maiores valores para esta variável. O Al^{+3} e $H^+ + Al^{+3}$ incrementaram à medida que os solos se tornaram ácidos. Dentre os solos, o NX foi mais ácido que PVA, enquanto entre os manejos, a AQ, LSol, LC e LS foram 19,08; 14,97; 10,69 e 5,92%, respectivamente, mais ácidos que a T. A CTC_T de todos os solos adubados com os bio sólidos de lodo foi incrementada em relação a T e AQ. Apesar disto, o PVA demonstrou maior incremento na CTC_T que NX, exceto no manejo com o LC. A pHCT dos solos foi incrementada em todas as fertilizações com lodo de esgoto, no entanto, o LC apresentou os maiores valores em ambas ordens de solos, seguido pelas aplicações de LS em NX e LSol em PVA. Observou-se nesse estudo que o LC apresenta o maior efeito sob a pHCT, devido à maior proporção de material estruturante (celulose e a lignina) adicionado e persistência da MO. Entre os solos, a ordem PVA apresenta o maior efeito de condicionamento com a aplicação do LS e LC, e no NX este efeito foi alcançado, semelhantemente, com a aplicação de todos os métodos de higienização do lodo de esgoto avaliados.

Palavras-chave: Acidez do solo, biossólido; compostagem, condicionamento do solo, fertilizante orgânico.

ABSTRACT

Sewage sludge has a high buffering potential for soil pH due to the presence of high levels of organic matter (OM). In addition, the waste sanitation process and the type of soil for its use interfere with the buffering properties of loads and soil pH. In this context, the study evaluated the effect of the application of sewage sludge from different cleaning methods on the dynamics of OM, acidity and pH buffering power in two types of soils (Red Yellow Argisol - PVA and Haplic Nitosol - NX) in post-cultivation of pineapple. Therefore, three applications of dry sewage sludge (LS), solarized (LSol) and composted (LC), and fertilization with chemical fertilization (AQ) and control without fertilization (T) were evaluated. After pineapple cultivation, organic carbon (CO), N, potential cation exchange capacity (CTC_T), pH, Al^{+3} , $H^+ + Al^{+3}$ and soil pH buffering capacity (pHCT) were determined. The CO and MO contents of the soils fertilized with LS, LC and LSol were 93.5, 84.4, 69.3%, respectively, higher than the AQ and T managements. N of the soils was high in sewage sludge treatments sewage, with PVA presenting the highest values in applications with LC and LS, and in NX in managements with LS and LSol. The C/N ratio behaved inversely proportional to the N values in the soils, with T, AQ and NX fertilized with LC, having the highest values for this variable. Al^{+3} and $H^+ + Al^{+3}$ increased as soils became acidic. Among the soils, NX was more acidic than PVA, while among the managements, AQ, LSol, LC and LS were 19.08; 14.97; 10.69 and 5.92%, respectively, more acidic than T. CTC_T of all soils fertilized with sludge biosolids was increased in relation to T and AQ. Despite this, PVA showed a greater increase in CTC_T than NX, except in the management with LC. The pHCT of the soils was increased in all fertilizations with sewage sludge, however, the LC presented the highest values in both orders of soils, followed by the applications of LS in NX and LSol in PVA. It was observed in this study that LC has the greatest effect on pHCT, due to the higher proportion of structuring material (cellulose and lignin) added and the persistence of OM. Among the soils, the order PVA has the greatest conditioning effect with the application of LS and LC, and in the NX this effect was achieved, similarly, with the application of all evaluated sewage sludge sanitation methods.

Keywords: Soil acidity, biosolids, composting, soil conditioning, organic fertilizer.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Gráfico 1. Capacidade de tamponamento do pH solo (pHCT) adubado com diferentes formas de lodo de esgoto e fertilização química.	37
Gráfico 2. Análise de Componentes Principais (ACP) das interações das diferentes fertilizações com lodo de esgoto e adubação química em relação as distintas ordens de solos avaliadas....	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos solos e resíduos antes da aplicação dos adubos, e os teores de carbono e nitrogênio adicionados após aplicação dos fertilizantes.	25
Tabela 2. Efeito das diferentes fontes de fertilização sob a matéria orgânica do solo.	29
Tabela 3. Atributos das diferentes ordens de solos em resposta da fertilização com diferentes higienizações com lodo de esgoto e adubação química.	32
Tabela 4. Matrix de correlação de diferentes solos adubados com lodo de esgoto e adubação química.	41

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

MO – Matéria orgânica

pHCT – Capacidade de tamponamento do pH do solo

LE – Lodo de esgoto

CTC – Capacidade de troca de cátions

CTC_T – Capacidade de troca de cátions total

PVA – Argissolo Vermelho Amarelo

NX – Nitossolo Háplico

T – Testemunha

AQ – Adubação química

LC – Lodo compostado

LS – Lodo de seco em secadora

LSol – Lodo solarizado

CO – Carbono Orgânico total

N – Nitrogênio total

Al⁺³ – Alumínio trocável

NT-ad – Nitrogênio total adicionado

ND-ad – Nitrogênio disponível adicionado

NO – Nitrogênio orgânico adicionado

NO/ND – Relação entre nitrogênio orgânico e disponível adicionado.

CO-ad – Carbono orgânico total adicionado

H⁺ + Al⁺³ – Acidez potencial

SB – Soma de base

V – Saturação por base

ACP – Análise de Componentes Principais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO	15
2.1	Objetivo geral.....	15
2.2	Objetivos específicos.....	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	Capacidade de tamponamento do pH do solo e a matéria orgânica.....	16
3.2	Lodo de esgoto	17
3.3	Uso do lodo de esgoto na agricultura	18
3.4	Aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas: matéria orgânica e pH.....	19
3.5	Lodo de esgoto como fonte de fertilização em cultivo de abacaxizeiro	22
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4.1	Tratamentos e delineamento estatístico.....	23
4.2	Análise de carbono orgânico, capacidade de troca de cátions e acidez do solo.....	26
4.3	Curva de tamponamento do pH do solo	27
4.4	Análises estatísticas.....	28
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
5.1	Matéria orgânica e nitrogênio do solo.....	28
5.2	Acidificação e capacidade de troca de cátions dos solos	31
5.3	Capacidade de tamponamento do pH dos solos manejados com lodo de esgoto.....	35
5.4	Relações entre os atributos orgânicos, acidez e pHCT dos solos.....	40
6	CONCLUSÃO	44
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45

1 INTRODUÇÃO

A capacidade de tamponamento do pH do solo (pHCT) está ligada diretamente com a mineralogia de formação e a matéria orgânica formada no solo (NELSON; SU, 2010; XU *et al.*, 2012). O poder de tamponamento do solo caracteriza-se pelo controle de toda e qualquer reação de protonação e/ou desprotonação na superfície de partículas, argilas, silte, matéria orgânica, óxidos, compostos orgânicos como humina e ácidos húmicos, minerais, dissoluções e precipitados (BLOOM; SKYLLBERG, 2011).

A maior disponibilidade de matéria orgânica na camada superficial do solo, decorrente da presença de serrapilheira ou adição de fertilizantes orgânicos, como o biossólidos, propiciam à maior resistência do solo a variações no valor do pH, em consequência do aumento na quantidade de sítios de troca do H^+ e OH^- (CURTIN *et al.*, 2016; SHI *et al.*, 2019; CURTIN; TROLOVE, 2013). Portanto, nota-se que a pHCT é influenciada pela deposição de resíduos orgânicos, visto que há o aumento da capacidade de troca de cátions e ânions, além de aumentar a adsorção de nutrientes, sobretudo os facilmente volatilizados, como o NH_4^+ (BLOOM; SKYLLBERG, 2011; LATIFAH *et al.*, 2017).

O lodo de esgoto (LE) é o subproduto obtido do processo de tratamento de águas residuais em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) (SAITO, 2007). Trata-se de resíduo com elevados teores de matéria orgânica e carbono orgânico, além de quantidades significantes de nutrientes, como nitrogênio e fósforo (CARVALHO *et al.*, 2015; USMAN *et al.*, 2012). Tais características tornam esse composto orgânico opção promissora como potencial fertilizante e condicionador de solos agrícolas (USMAN *et al.*, 2012).

A utilização do lodo de esgoto na agricultura é dependente da adoção de processos de estabilização, em virtude de riscos ecotoxicológicos, causados pela disponibilidade de metais pesados e moléculas orgânicas potencialmente tóxicas, como os clorobenzenos e outros xenobióticos (ALVARENGA *et al.*, 2017; LINDHOLM-LEHTO *et al.*, 2017; BITTENCOURT *et al.*, 2016). Inúmeros estudos com compostagem, vermicompostagem, caleação e biochar do lodo bruto têm avaliado a eficiência sanitária e os impactos na segurança ambiental (SOUSA *et al.*, 2020; ZUBA JUNIO *et al.*, 2019). Esses processos estabilizam a matéria orgânica dos resíduos, tornando-a mais mineralizada e com menor quantidade de substâncias fitotóxicas (CARVALHO *et al.*, 2015; PARAISO; SAITO, 2005), interferindo na formação e quantidade de sítios com cargas que irão contribuir para a formação da CTC e CTA de solos tropicais (BARBOSA *et al.*, 2017; NASCIMENTO *et al.*, 2014).

A adição do lodo de esgoto em solos não atua apenas na sua fertilização, mas também no incremento nos teores de matéria orgânica, carbono orgânico, desenvolvimento microbiológico, aumento da capacidade de troca de cátions, além de auxiliar na manutenção do pH dos solos (CARVALHO *et al.*, 2015; USMAN *et al.*, 2012; BRIDLE; PRITCHARD, 2004).

Neste contexto, a fertilização com o LE, atua diretamente nas principais características associadas a manutenção da pHCT, pois a matéria orgânica disponibilizada pelos resíduos, ao interagir com partículas minerais, aumentam a superfície específica dos aglomerados e, conseqüentemente, os sítios de troca que governam a protonação e desprotonação (BLOOM; SKYLLBERG, 2011; LATIFAH *et al.*, 2017). Desse modo, é importante avaliar os efeitos de diferentes formas de higienização do lodo de esgoto na pHCT e nos teores de carbono orgânico do solo, explorando a eficiência da matéria orgânica do resíduo em minimizar a flutuação do pH em solos cultivados.

Uma cultura que tem sido explorada com o emprego do LE na sua fertilização e os possíveis impactos na sua segurança alimentar, é a cultura do abacaxizeiro (MOTA *et al.*, 2018, 2021; ZUBA JUNIO *et al.*, 2019). Neste sentido, a aplicação de lodo de esgoto em solos de cultivo de abacaxizeiro pode modificar o pHCT do solo, devido ao aumento dos teores de carbono do solo, possibilitando, conseqüentemente, o incremento do número de sítios de trocas para a reação com os prótons de H^+ e OH^- . Logo, o presente estudo tem o objetivo de avaliar os efeitos de diferentes formas de higienização do lodo de esgoto na pHCT e nos teores de matéria orgânica e carbono orgânico, explorando a eficiência da matéria orgânica do LE em minimizar a flutuação do pH em solos cultivados com abacaxizeiro.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Avaliar os efeitos da fertilização com lodo de esgoto sob diferentes formas de higienização sobre os teores de matéria orgânica, carbono orgânico, capacidade de troca de cátions e a capacidade de tamponamento do pH do solo cultivado com abacaxizeiro.

2.2 Objetivos específicos

Determinar a curva de tamponamento do pH de cada solo, Argissolo Vermelho Amarelo (PVA) e Nitossolo Háptico (NX), sob cada tratamento de higienização do lodo de esgoto.

Avaliar a influência da higienização do lodo de esgoto sobre cada ordem de solo em relação à matéria orgânica, teores de carbono orgânico total e capacidade de troca de cátions, a capacidade de tamponamento do pH do solo e acidez.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Capacidade de tamponamento do pH do solo e a matéria orgânica

A capacidade de tamponamento do pH do solo (pHCT) é a reguladora de todos os processos de protonação e/ou desprotonação nas superfícies dos constituintes do solo (BLOOM; SKYLLBERG, 2011). Geralmente, o valor do pH do solo pode ser influenciado pela quantidade de H^+ ou OH^- adicionados na solução do solo (NELSON; SU, 2010), cuja flutuação do pH é dependente da pHCT e da relação entre a quantidade cargas livres na estrutura mineralogia e na matéria orgânica que se adsorvem nas reações de protonação e desprotonação (BLOOM; SKYLLBERG, 2011). Tal efeito ocorre pela adsorção de prótons nas superfícies de argilas, silte e areia, além de colóides, interações entre os íons, partículas de matéria orgânica e substâncias orgânicas, como os ácidos fúlvicos, húmicos, humina, compostos fenólicos, enólicos, entre outros (BLOOM; SKYLLBERG, 2011; CURTIN *et al.*, 2016; SHI *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2012).

A pHCT decresce à medida que se reduz o teor de matéria orgânica do solo, se estabilizando com base na capacidade de geração de sítios de troca da mineralogia do solo (BLOOM; SKYLLBERG, 2011). Nelson e Su (2010) relataram que, em camadas mais profundas dos solos, há menor presença da matéria orgânica e teor de carbono, o que reduz o poder de tamponamento dos solos. Observações como estas também foram notificadas por Curtin e Trolove (2013) e XU *et al.* (2012). Neste contexto, nota-se que a aplicação de adubo orgânico pode favorecer a manutenção do pH do solo, dada ao incremento dos sítios de troca oriundos da MO (CURTIN *et al.*, 2016; ZHUO *et al.*, 2014).

Shi *et al.* (2019) observaram que o enriquecimento dos teores de matéria orgânica e carbono orgânico do solo ampliaram capacidade de troca de cátions e a quantidade de sítios de troca de H^+ ou OH^- , deixando o solo mais estável quanto à variação dos valores de pH devido ao incremento da pHCT. Além disso, a deposição de ácidos húmicos decorrentes da decomposição dos adubos orgânicos no solo, prolonga a capacidade de retenção de cátions e nutrientes, como a NH_4^+ de fácil volatilização, devido à maior adsorção de cátions aos sítios de troca livre oriundos da MO (LATIFAH *et al.*, 2017).

3.2 Lodo de esgoto

Durante o tratamento das águas residuais nas Estações de Tratamento de Esgoto – ETE's a produção do lodo de esgoto (LE) como subproduto deste processo, onde o seu manejo e descarte têm encontrado dificuldades ambientais e sociais (PARAIBA; SAITO, 2005). A matriz do LE é complexa, e sua composição está relacionada com a estrutura social e econômica do local de origem (LAMASTRA *et al.*, 2018).

De forma geral, o LE são constituídos por aglomerados de matéria orgânica, argila, areia, e nutrientes como N, P, Ca e Mg, além de elementos traços, como o Zn, Pb, Cu e Cr (LAMASTRA *et al.*, 2018; USMAN *et al.*, 2012; CARVALHO *et al.*, 2015; SAITO, 2007). Além de compostos orgânicos com potencial ecotoxicológicos pode estar presentes em sua estrutura (LINDHOLM-LEHTO *et al.*, 2017). Dentre eles, destacam-se os pentaclorofenol, isoforona, organoclorados, naftaleno, benzenos, clorobenzenos, cresóis, poluentes orgânicos emergentes, entre outros xenobióticos (ALVARENGA *et al.*, 2017; PARAIBA; SAITO, 2005; SAITO, 2007; BITTENCOURT *et al.*, 2016).

A constituição do LE influencia diretamente as interações entre a matriz do próprio resíduo e o meio ambiente onde será introduzido (LAMASTRA *et al.*, 2018). Paraíba e Saito (2005) observaram que poluentes e a matéria orgânica presentes no LE podem se concentrar em compartimentos ambientais, como a água, o solo e a planta. Além disso, a bioacumulação e toxicidade podem ser graves aos afetados (animais, plantas e a microbiologia) quando há altas proporções dos poluentes sob forte associação aos sedimentos orgânicos e/ou matéria orgânica (AHLF; FÖRSTNER, 2001). Tal situação, prolongando a presença dos contaminantes no solo, em função de não estarem disponíveis para serem degradados ou adsorvidos no solo (AHLF; FÖRSTNER, 2001; SINGH *et al.*, 2012).

Por isso, o descarte do LE tem sido discutido pelos órgãos competentes, regido no Brasil pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2020b), já que práticas inadequadas podem ter consequências em toda a estrutura ambiental e em contaminações dos lençóis freáticos (PARAIBA; SAITO, 2005; SAITO, 2007). Lamastra *et al.* (2018), observaram a diferentes formas de descarte do lodo de esgoto, como por incineração ou em aterros sanitários, contudo, ambas são processos com baixa eficácia logística e de risco de securitária ambiental (AFÁZ *et al.*, 2017; D'AVILA *et al.*, 2019). Tais processos, também necessitam de gastos com transporte e armazenamento em aterros, além de impactos ambientais com a emissão de gases tóxicos durante a queima (USMAN *et al.*, 2012).

Apesar disso, o emprego do LE na agricultura tem demonstrado ser o método mais eficiente e prático do seu destino (D'AVILA *et al.*, 2019; SAITO, 2007). Com a finalidade de regulamentação desta atividade no Brasil, a Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020 (BRASIL, 2020b) possibilita que as entidades produtoras de LE urbano, rural e industrial destino o lodo de esgoto para a aplicação em solos agrícolas.

3.3 Uso do lodo de esgoto na agricultura

O LE utilizado na agricultura deve apresentar baixos índices de contaminação e estar livre de patógenos (BRASIL, 2020a). Trata-se do lodo classe A, onde tais características são alcançadas por meio de tratamentos sanitários logo após obtenção do lodo bruto nas ETEs (SAITO, 2007). Para tal fim, há necessidade de estabilizar a matéria orgânica por biodegradadores (LAMASTRA *et al.*, 2018), que quando combinados com espécies vegetais, atuam positivamente na redução de contaminantes, pelo processo de fitorremediação (ALVARENGA *et al.*, 2017, 2019).

Outros tratamentos secundários (pós-tratamentos), como compostagens, vermicompostagem, secagem a pleno sol (solarização), lodo tratado com cal virgem e transformação em biochar (ZUBA JUNIO *et al.*, 2019; NOGUEIRA *et al.* 2007, SOUSA *et al.*, 2020), são processos de higienização que contribuem com a redução de metais pesados. Este processo também é importante para elevar a disponibilidade de macronutrientes e micronutrientes sem causa fitotoxidez às culturas agrícolas (USMAN *et al.*, 2012; LAMASTRA *et al.*, 2018).

Uma das maiores vantagens do LE está ligada a disponibilidade de nutrientes. Isso deve-se à sua composição diversificada, formada pela mistura de compostos orgânicos e inorgânicos que contribuem com a reposição de nutrientes pela mineralização e acúmulo de MO ao solo (USMAN *et al.*, 2012). Na literatura, nota-se que a predominância de macronutrientes no LE, como nitrogênio, fósforo, cálcio, enxofre e magnésio (BRIDLE e PRITCHARD, 2004; WARMAN; TERMEER, 2004; CARVALHO *et al.*, 2015; USMAN *et al.*, 2012). Devido essas características nutricionais, o uso do LE no setor agrícola torna-se promissora por ser uma proposta economicamente viável, podendo reduzir o custo com a aplicação de adubos minerais convencionais.

Dentre os nutrientes presentes no lodo de esgoto, destaca-se o fósforo, onde 50% do total deste elemento presente no lodo de esgoto é disponibilizado no primeiro ano de aplicação (USMAN *et al.*, 2012; CARNEIRO *et al.*, 2013). Além disso, o LE apresenta em sua composição grandes concentrações de matéria orgânica que contribuem para o

condicionamento do solo, melhorando a qualidade física, química e biológica (CARVALHO *et al.*, 2015; USMAN *et al.*, 2012).

Neste contexto, diversos estudos com LE com diferentes propósitos e fases de produção com inúmeras culturas são encontrados na literatura. Por exemplo, Afáz *et al.* (2017), estudando o uso de LE na produção de mudas de eucalipto, percebeu que o uso do resíduo pode substituir a adubação convencional quando utilizada doses de 50% nos substratos, resultando em indivíduos tão vigorosos quanto a adubação química (NPK formulado). Resultados semelhantes também foram encontrados por Siqueira *et al.* (2019), onde concentrações de 20 e 40% de LE adicionados em dois diferentes substratos comerciais ampliaram o crescimento dos órgãos aéreo e radicular da *Plathymenia reticulata*, bem como a matéria seca e os teores de N, P e K nas plantas.

Devido à importância econômica e a utilização de extensas áreas de plantio das grandes culturas agrícolas, inúmeros estudos demonstraram os efeitos positivos da aplicação de LE na nutrição das plantas, segurança alimentar dos grãos e qualidade do solo das lavouras. No caso do milho (GOMES *et al.*, 2007; GUIMARAES *et al.*, 2015; WARMAN e TERMEER, 2004; YADA *et al.*, 2020), girassol (MOHAMED *et al.*, 2018; NASCIMENTO *et al.*, 2013; ALBUQUERQUE *et al.*, 2015a), soja, (VIEIRA *et al.*, 2005) e cana-de-açúcar (SILVA *et al.*, 1998; CAMIOTTI *et al.*, 2007; CHIBA *et al.*, 2008), a aplicação de LE elevou a produtividade das espécies, incrementando a biomassa, matéria seca, produtividade, peso dos grãos (exceto cana-de-açúcar), com níveis abaixo dos limites legais nacionais e internacionais. Estes mesmos autores também relataram ganhos na qualidade do solo, como incremento nos teores de carbono orgânico, MO, capacidade de troca de cátions e efeito residual de nutrientes após o cultivo.

3.4 Aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas: matéria orgânica e pH

A fertilização de solos com LE resulta em propriedades condicionadoras, devido à adição de carbono orgânico ao estoque do solo (CARVALHO *et al.*, 2015; CARNEIRO *et al.*, 2013). Estas partículas de matéria orgânica se associam aos minerais do solo (argila e silte), formando colóides com elevada superfície específica (CORRÊA *et al.*, 2009). Além disso, ao passo que a matéria orgânica do lodo de esgoto se transforma em frações mais humificadas, as mesmas encontram-se menos acessíveis aos microrganismos, demandam maior tempo para sua decomposição, alongando-se sua permanência no solo (PASSOS *et al.*, 2007; CARNEIRO *et al.*, 2013). Assim, amplia-se a manutenção prolongada do sistema de cargas livres do solo, devido ao aumento da humina e a associações de compostos orgânicos às partículas minerais

do solo, incrementando a capacidade de troca de cátions (CORRÊA *et al.*, 2009; LIU *et al.*, 2016).

A matéria orgânica do lodo de esgoto também pode colaborar para menor variação do pH do solo (SOARES *et al.*, 2008; XUE; HUANG, 2013; CARNEIRO *et al.*, 2013). A incorporação de sítios de troca livres da matéria orgânica do lodo de esgoto ao solo consegue ampliar o poder tampão, pois à maior capacidade de adsorção dos H^+ ou OH^- (LIU *et al.*, 2016; SOARES *et al.*, 2008). Segundo Liu *et al.* (2016) a liberação da OH^- e a capacidade de troca dos sítios ligantes (cargas positivas ou negativas) abundantes na matéria orgânica presente no LE, são os principais fatores que determinam o poder tampão do resíduo.

De modo geral, nota-se que a aplicação de adubos administrados em doses de cobertura ou plantio dos cultivos agrícolas pode modificar o pH do solo. Em especial, aos adubos nitrogenados, como o sulfato de amônio, ureia e o fosfato monoamônico (HELYAR, 2003; TRANI; CARRIJO, 2011; ZHUO *et al.*, 2014). O uso de LE com ou sem adubos químicos convencionais adicionais resultam no incremento da ação de microrganismos e no processo de mineralização, sustentada pela elevada disponibilidade de nitrogênio para a imobilização pela atividade microbiana (CHACÓN *et al.*, 2011; CARNEIRO *et al.*, 2013). O processo de mineralização, sobretudo a médio e longo prazo, é o principal meio de liberação de nitrogênio que está associado a compostos orgânicos de maior estabilidade, bem como a disponibilização de fósforo do lodo de esgoto (WARMAN; TERMEER, 2004; CARVALHO *et al.*, 2015).

Durante todo o processo de mineralização, a liberação contínua de ácidos orgânicos, H^+ e OH^- , que somados aos que são exsudados pelas plantas cultivadas ou daninhas, conseguem modificar o pH do solo (USMAN *et al.*, 2012; TAIZ *et al.*, 2017). Outro agente modificador do pH do solo é a água de irrigação, que dependendo da quantidade de íons de cálcio, magnésio, sódio e carbonatos, conseguem torná-lo alcalino (RENGASAMY, 2006).

A alteração do pH do solo modifica a dinâmica de disponibilidade de macronutrientes, micronutrientes e demais elementos traços no solo. Os nutrientes para as plantas estão solúveis e disponíveis em pH que varia 5,5 a 6,5 (TAIZ *et al.*, 2017). Quando o pH do solo é alterado para valores baixos (<5), há disponibilidade de elementos em níveis fitotóxicos, como Al e Mn trocáveis; ou valores altos (>7), diminui-se a disponibilidade Zn, Cu, B, Mo e P, levando a deficiência destes nutrientes.

Em pH maior que 7, há o aumento da fitotoxidez dos bicarbonatos as plantas (HELYAR, 2003; TAIZ *et al.*, 2017), condição está agravada quando a irrigação dos solos com água salobra (RENGASAMY, 2006). A perturbação do pH do solo também prejudica a disponibilidade dos

nutrientes no solo, em razão dos sítios de troca da CTC dos argilominerais serem ocupados, em maior parte, pelo H^+ , Mn^{2+} e o Al^{+3} tóxicos (HELYAR, 2003).

Deste modo, mesmo que a matéria orgânica do LE seja decomposta, a maior parte dos nutrientes pode não ser acessada completamente pelos vegetais, caso haja modificações do pH para faixas de indisponibilidade. No caso do fósforo, por exemplo, os íons fosfatos formam ligações de quimiossorção com a superfície de argilominerais (argilas 2:1 e 1:1) e óxidos de Fe e Al^{+3} (FOX; SEARLE, 1978). Na presença de pH ácido, há o aumento da eletropositividade superficial das partículas de característica oxídicas, favorecendo a adsorção dos fosfatos (FOX; SEARLE, 1978; BROGGI *et al.*, 2011). O LE é uma importante fonte de fertilização de fósforo, sendo, que a abundante matéria orgânica que o compõem, permite suprir o estoque do nutriente no solo a curto e longo prazo (WARMAN; TERMEER, 2004; SOARES *et al.*, 2008).

Portanto, qualquer perturbação no pH do solo pode prejudicar a nutrição de fósforo às plantas (TAIZ *et al.*, 2017). Por outro lado, a matéria orgânica pode agir na regulação da protonação e desprotonação do solo, conferindo maior capacidade tamponante, principalmente em solos com altos teores de óxidos de ferro em sua estrutura mineralógica (NELSON; SU, 2010; XU *et al.*, 2012).

Liu *et al.* (2016) observaram que a forte afinidade entre o OH^- e a matéria orgânica do LE, sobretudo as substâncias húmicas, podem mitigar as variações do pH do solo e influenciar a disponibilidade de fósforo, devido à capacidade tamponante regulatória dos sítios de cargas da matéria orgânica do lodo de acordo com o pH. Para o mesmo autor, em condições ácidas, a matéria orgânica do lodo libera OH^- para a solução, deixando ânions de fósforo livres para serem adsorvidos nas cargas positivas livres. Já em meios alcalinos, a própria presença de OH^- no meio altera a competição entre as moléculas livres de OH^- e os sítios da matéria orgânica do resíduo, diminuindo, assim, a liberação de OH^- da MO em detrimento da maior liberação de fósforo, implicando, por outro lado, em queda do pH, mas se mantendo estável próxima à neutralidade (pH = 7).

Quando se trata da utilização do LE em solos agrícolas outro ponto importante é a qualidade da matéria orgânica e a taxa de acúmulo de elementos com potencial fitotóxico à medida que a matriz do bio sólido é mineralizada (LAMASTRA *et al.* 2018). Além disso, a disponibilidade de metais pesados para as plantas também depende do pH do solo (LAMASTRA *et al.*, 2018; TAIZ *et al.*, 2017). Nelson e Su (2010) relatam que a pHCT pode ser utilizada para determinar a concentração de matéria orgânica e os teores de C.

No caso do lodo de esgoto, os metais pesados presentes estão em maior parte ligados a matéria orgânica pela sua propriedade quelante (CUSKE *et al.*, 2017). Elementos traços, como

Zn e Cu dependem diretamente do pH para maior solubilidade, e quando solúveis, são passíveis de formarem complexos húmicos e amina-metal estáveis que retardam a mineralização da matéria orgânica e evitam a sua fitoextração (CUSKE *et al.*, 2017; JÚNIOR *et al.*, 2008).

Nesse sentido, processos de higienização aplicados no LE que conseguem alterar o pH do lodo de esgoto, como a adição cal virgem, minimizam a disponibilidade de metais tóxicos, como o Pb no solo (NOGUEIRA *et al.*, 2007; ZUBA JUNIO *et al.*, 2019). Dessa forma, a fertilização com lodo higienizado adiciona matéria orgânica e eleva a capacidade de troca de cátions (CARVALHO *et al.*, 2015), podendo modificar a pHCT devido às correlações positivas entre estes atributos do solo (SHI *et al.* 2019; XU *et al.*, 2012; CURTIN *et al.*, 2016. Já que o LE pode incrementar a quantidade de sítios de protonação e desprotonação disponíveis (LIU *et al.*, 2016), a avaliação deste efeito sob a variação do pH torna-se importante para manutenção de correção dos solos agrícolas.

3.5 Lodo de esgoto como fonte de fertilização em cultivo de abacaxizeiro

A aplicação de LE como fonte de fertilização do abacaxizeiro tem sido estudada por diversos autores na literatura, investigando a segurança ambiental do resíduo. Mota *et al.* (2018) observaram que aplicação de LE incrementou apenas os teores de Zn e Cu no solo em comparação a adubação mineral, além de não alterar a qualidade sanitária dos frutos, mesmo tendo quantidades expressivas de As, Cd, Ba, Cr, Hg, Ni e Pb no lodo de esgoto utilizado.

Resultados semelhantes foram encontrados por Zuba Junio *et al.* (2019) analisando o uso de diferentes métodos de higienização do LE em três ordens de solos. Os autores concluíram que o uso de LE seco em estufa secadora e lodo tratado com cal virgem foram os que menos afetaram a segurança alimentar em relação ao acúmulo de Zn, As e Pb no fruto de abacaxi em solos da ordem Cambissolo e Nitossolo, enquanto no Argissolo, devido ao maior poder de adsorção, mineralização da matéria orgânica e presença de óxidos de ferro, houve o aumento de metais pesados no solo em comparação ao estado inicial (10 meses antes do plantio).

Quanto aos benefícios da matéria orgânica e estoque de carbono no solo, Pegoraro *et al.* (2020) observaram que o LE, quando utilizado como fonte de fertilização para o abacaxizeiro, conseguiu incrementar o estoque de carbono e nitrogênio do solo em comparação a adubação química convencional, após o cultivo. Os mesmos autores relataram que a aplicação de lodo na superfície do solo aumenta a taxa de humificação do carbono adicionado ao solo pelo lodo de esgoto, enquanto, na incorporação ao solo há lixiviação das frações húmicas e fúlvicas (C lábil) para camadas mais profundas do solo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Tratamentos e delineamento estatístico

O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Fazenda Experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro (FEHAN) do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros – MG, latitude 16°51'38" S e longitude 44°55'00" W, entre o período de novembro de 2014 a setembro de 2016. O delineamento utilizado foi em blocos casualizados, com três repetições, distribuídos em esquema fatorial 2 x 5. O primeiro fator consistiu nas ordens de solo Argissolo Vermelho Amarelo (PVA) e Nitossolo Háplico (NX). O segundo fator foi os tipos de adubação da cultura do abacaxizeiro.

Os tipos de fertilização e sanitização do lodo de esgoto utilizados no cultivo do abacaxizeiro, foram: adubação química (AQ) com uso de ureia, KCl e superfosfato simples; e diferentes formas de higienização do lodo de esgoto, sendo a adubação com lodo compostado (LC); lodo solarizado (LSol) e lodo seco em secadora (LS); e a testemunha (T), sem nenhuma fonte de adubação.

Para a obtenção dos diferentes tipos de higienização do lodo esgoto, empregou-se o lodo de esgoto centrifugado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Vieira), em Montes Claros – MG. Para a obtenção do lodo seco em secadora (LS), após a centrifugação do lodo pastoso, o resíduo foi mantido em secadora a 350 °C por 30 minutos. O lodo solarizado foi obtido pela secagem a pleno sol do lodo de esgoto centrifugado em ambiente impermeabilizado por concreto pelo período de três meses. Na consecução do lodo compostado foi usado o lodo centrifugado misturado com poda lignificada de grama batatais (*Paspalum notatum*) na proporção C/N de 30:1. O composto de lodo foi mantido sob pilhas, com a umidade e temperaturas monitoradas, junto de revolvimentos periódicos ao longo de 60 dias.

Os solos utilizados neste experimento foram coletados na própria instituição na profundidade de 0-20 cm, sendo, o PVA obtidos da área experimental de plantio de Eucalipto e o NX da área de cultivo agrícola com irrigação de pivô central. Após a coleta, os solos foram secos ao ar e passados em peneira de 4 mm, sendo, posteriormente, acomodados em vasos de polietileno de 10 dm³, preenchidos com 8 dm³ das respectivas ordens de solo. A quantidade dos adubos aplicados aos solos seguiu as recomendações referentes a cultura de abacaxizeiro conforme Ribeiro *et al.* (1999). Foi aplicado o equivalente a 9 g de N disponível para cada unidade de planta de abacaxi, sendo, empregado em cada unidade experimental uma planta de abacaxi cultivar “Perola”. No caso dos tratamentos oriundos do processo de higienização do

LE, a aplicação nos solos baseou-se na quantidade de N disponível no resíduo empregado como fonte de adubação.

Na Tabela 1 se encontra a caracterização dos solos e do lodo de esgoto sob as condições de higienização antes da aplicação dos tratamentos no cultivo experimental do abacaxizeiro. Além disso, os teores de nitrogênio total, N-orgânico e N-disponível; e carbono orgânico introduzidos aos solos pelas fontes de adubos aplicados também podem ser visualizados.

Tabela 1. Caracterização dos solos e resíduos antes da aplicação dos adubos, e os teores de carbono e nitrogênio adicionados após aplicação dos fertilizantes.

Ordem	pH	pHCT	MO	CO	N	Al ³⁺	H ⁺ + Al ³⁺	SB	CTC _T	V	Areia	Silte	Argila
	1:2,5 H ₂ O	mmol kg ⁻¹ pH ⁻¹	---dag kg ⁻¹ ---	g dm ⁻³	g dm ⁻³	-----cmol _c dm ⁻³ -----	%	-----dag kg ⁻¹ -----	-----dag kg ⁻¹ -----	-----dag kg ⁻¹ -----			
NX	5,80	53,74	5,19	3,01	6,46	0,00	2,09	6,63	8,72	76,00	30,35	27,13	42,52
PVA	6,40	52,06	6,56	3,81	6,04	0,00	1,87	10,94	12,81	86,00	36,42	24,23	39,35
Caracterização dos resíduos													
Fert.	N	CO	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Zn	Cu	Cr	Pb	As
-----g kg ⁻¹ -----							-----mg kg ⁻¹ -----						
AQ ¹	440	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LC	6,28	190,30	6,20	3,00	11,00	1,40	7,00	80,08	452,82	8,40	88,68	49,07	0,67
LSol	26,85	264,30	10,40	4,80	13,20	0,80	11,40	42,80	718,27	24,29	31,35	48,80	0,31
LS	32,56	326,00	32,56	5,80	18,20	1,20	21,60	33,23	778,85	26,10	32,83	51,08	0,27
Quantidade aplicada pelos fertilizantes													
	Dose	N-ad	NO-ad	ND-ad	CO-ad	C/N	NO/ND						
	kg planta ⁻¹	-----g planta ⁻¹ -----											
AQ ¹	0,20	8,80	0,00	9,00	-	-	-						
LC	2,43	15,26	6,26	9,00	462,43	30,30	0,70						
LSol	1,58	42,42	33,42	9,00	417,70	9,85	3,71						
LS	1,33	43,30	34,30	9,00	433,60	10,01	3,81						

Fonte: do autor.

NX: Nitossolo Háplico. PVA: Argissolo Vermelho Amarelo. Fert.: Tipo de fertilização. pHCT: Capacidade de tamponamento do pH (curva de -240 a 240 mmol kg⁻¹ de H⁺ ou OH⁻). MO: Matéria orgânica. CO: Carbono Orgânico total. N: Nitrogênio total. ND: Nitrogênio disponível. N-ad: Nitrogênio total adicionado. ND-ad: Nitrogênio disponível adicionado. NO-ad: Nitrogênio orgânico adicionado. NO/ND: Relação entre nitrogênio orgânico e disponível adicionado. CO-ad: Carbono orgânico total adicionado. H⁺ + Al³⁺: Acidez potencial. SB: Soma de base. CTC_T: capacidade de troca de cátions total. V: Saturação por base. AQ: Adubação química. LC: Lodo compostado. LS: Lodo seco. LSol: Lodo solarizado.

¹AQ: Em NX: 20 g/planta ureia; 16,7 g/planta de superfosfato simples (3,01 g de P; 3,34 g de Ca e 2,00 g de S); 8,6 g/planta de cloreto de potássio (4,99 g de K). Em PVA: 20 g/planta ureia; 16,7 g/planta de superfosfato simples (3,01 g de P; 3,34 g de Ca e 2,00 g de S); 17,2 g/planta de cloreto de potássio (9,97 g de K).

Metodologias de Tedesco *et al.* (1996), EMBRAPA (1997), Aitken e Moody (1994) e Alcarde (2009).

4.2 Análise de carbono orgânico, capacidade de troca de cátions e acidez do solo

O solo coletado ao final da colheita dos frutos de abacaxizeiro, que variou de 15 a 18 meses após o transplântio das mudas entre os tratamentos avaliados, foi utilizado para as análises químicas, orgânicas e de acidificação dos solos tratados. Antes das presentes avaliações, as amostras de solos foram submetidas a secagem ar livre se manter o peso constante por três dias vezes consecutivas. Em seguida, as amostras foram peneiradas em peneira de 2 mm e armazenadas em temperatura ambiente para a realização do carbono orgânico total do solo (CO), nitrogênio total (N), capacidade de troca de cátions total (CTC_T), alumínio trocável (Al⁺³) e acidez potencial (H⁺ + Al⁺³).

Os teores de CO foram determinados pelo método de oxidação por via úmida (YEOMANS; BREMNER, 1988). Assim, cerca de 0,5 g de solo seco foi colocado em tubo de digestão de 50 mL, onde adicionou-se 5 mL de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 7,5 mL de H₂SO₄ P. A. Em seguida, os tubos foram aquecidos em bloco digestor a 170°C por 30 minutos e, posteriormente, as amostras foram tituladas com Fe(NH₄)₂(SO₄)₂6H₂O 0,20 mol L⁻¹ em erlenmeyer com 50 mL de água destilada, 5 mL de H₃PO₄ P.A e 4 gotas do indicador difenilamina 1% em H₂SO₄ (v:v). Para estimar a matéria orgânica do solo multiplicou o teor de CO dag kg⁻¹ pelo fator Van Bemmelen de 1,724. No caso da caracterização dos diferentes métodos de higienização do lodo de esgoto, utilizou-se o mesmo procedimento para determinar o CO do solo, porém, pesando-se 0,2 g de resíduo e adicionando-se 12 mL de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 15 mL de H₂SO₄ P. A.

Os teores de nitrogênio dos solos e dos resíduos foram determinados pela digestão sulfúrica de 0,5 g de amostra em bloco digestor. Em seguida, as amostras foram destiladas no equipamento Kjeldahl, com a recuperação do nitrogênio em solução indicadora de ácido bórico 1N, sendo posteriormente titulado com ácido sulfúrico a 0,025 mol L⁻¹ (TESDESCO *et al.*, 1995). O pH do solo foi analisado pela adição de solo:água, na proporção de 1:2,5, sendo posteriormente agitados e mantidos sob repouso por 30 minutos antes da aferição. Os teores de metais pesados e nutrientes do lodo de esgotos de lodo de esgoto foram analisados segundo Alcarde (2009).

A acidez potencial (H⁺ + Al⁺³), o alumínio trocável (Al⁺³) e a CTC_T dos solos foram obtidos segundo metodologia proposta pela Embrapa (1997). A H⁺ + Al⁺³ foi verificada pela adição de 5 g de solo de cada parcela em 75 mL de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ a pH 7, sob agitação e descanso de 10 minutos e um pernoite, respectivamente. Em seguida, 25 mL do

sobrenadante foi titulado com NaOH 0,025 mol L⁻¹, adicionado da solução indicadora de fenolftaleína.

O valor da CTC_T foi calculado pela soma dos teores de Ca⁺², Mg⁺², K⁺, Na⁺ e H⁺ + Al⁺³, expresso em cmol_c dm⁻³ (EMBRAPA, 1997). Em resumo, foi determinado os teores de cátions trocáveis do solo Ca⁺², Mg⁺² e Al⁺³ com adição de 10 g de cada parcela experimental em 100 mL de solução extratora de KCl 1 mol L⁻¹. Deste processo, obteve-se o valor do Al⁺³ pela titulação de 25 mL do extrato da solução de KCl 1 mol L⁻¹ com NaOH 0,025 mol L⁻¹. Os teores de Ca⁺² + Mg⁺² foram logrados pelo método de compleximetria, onde 25 mL do extrato da solução de KCl 1 mol L⁻¹ foi titulado com a solução de EDTA 0,025 mol L⁻¹. Os teores de K⁺ e Na⁺ foram determinados adicionando 10 g de solo a 100 mL solução extratora de Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹). Posteriormente, os teores de potássio e sódio foram analisados pelo fotômetro de chama devidamente calibrado.

4.3 Curva de tamponamento do pH do solo

A determinação das curvas de acidificação e alcalinização dos solos foram realizadas conforme Aitken e Moody (1994). O solo coletado foi disposto para a secagem ao ar, aferido diariamente o peso em balança analítica até se manter o peso constante por no mínimo três vezes consecutivas. Em seguida, o solo foi destorroado e passado em peneira de 2 mm (45 mesh) e acondicionado em sacos plásticos devidamente identificados, acomodados em temperatura ambiente.

A determinação das curvas de tamponamento do pH do solo foi baseada na estabilização do H⁺ ou OH⁻ com as cargas do solo presentes na mineralogia de formação do solo e na matéria orgânica (XU *et al.*, 2012) mediante a adição de HCl ou NaOH (solução) em solo suspenso em água + solução na proporção de 1:5. Em tubos do tipo Falcon de 50 mL foram adicionados 5 gramas de solo de cada parcela experimental com 25+0; 24,75+0,25; 24,5+0,5; 24+1; 23,5+1,5; 23+2; 22+3; 21+4, 19+6 mL de água destilada + solução de HCl 0,04 mol L⁻¹ ou NaOH 0,04 mol L⁻¹, respectivamente, totalizando 17 pontos, sendo uma testemunha (somente água destilada) e oito simulações de acidificação ou alcalinização de 0, 10, 20, 40, 60, 80, 120, 160 e 240 mmol kg⁻¹ de H⁺ ou OH⁻.

Em cada tubo, também foi adicionado 1 mL de clorofórmio para inibir a atividade microbiana e 1 mL de CaCl₂ a 0,05 mol L⁻¹, para maior estabilização dos íons (XU *et al.*, 2012; SHI *et al.*, 2019). Todos os tubos foram agitados por sete dias em mesa agitadora, onde foram mantidos sob agitação intermitente a 250 rpm nas primeiras 24 horas para maior contato da suspensão da matriz do solo com as soluções (AITKEN E MOODY, 1994). Em seguida as

unidades experimentais foram mantidas em repouso por 6 dias, sendo que a cada 24 horas foram novamente agitadas por 2 minutos (250 rpm). Ao final dos 7 dias, a curva da capacidade de tamponamento do pH foi mensurada usando o pHmetro de bancada devidamente calibrado.

Os valores do pH foram submetidos a análise de regressão linear (SHI *et al.*, 2019), onde o modelo das curvas de tamponamento do pH do solo foi descrito pela Equação 1.

Equação 1:

$$C_{(H^+ \text{ ou } OH^- \text{ mmol kg}^{-1})} = \text{pHCT}(\text{pH}) + b$$

Onde,

- $C_{(H^+ \text{ ou } OH^- \text{ mmol kg}^{-1})}$: Concentração de H^+ ou OH^- mmol kg^{-1} ;
- pHCT: Coeficiente angular da regressão ($\text{mmol kg}^{-1} \text{pH}^{-1}$);
- pH: Intervalo do pH do solo;
- b: Intercepto da regressão linear (mmol kg^{-1}). Análise de carbono orgânico e matéria orgânica.

4.4 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk e Levene para verificação da normalidade dos resíduos e homogeneidade da variância ($p < 0,05$), respectivamente. Posteriormente, as variáveis foram testadas pela análise de variância ($p < 0,05$), com as médias sendo avaliadas pelo teste de Duncan ($p < 0,05$) pelo R Studio 1.4.1416 (R CORE TEAM, 2021). A matriz de dados foi também analisada pela correlação de Pearson e Análise de Componentes Principais (ACP). No caso das curvas de tamponamento do pH do solo, foi realizado o ajuste de regressão linear com os respectivos coeficientes da regressão avaliados pelo teste t Student ($p < 0,05$). Os gráficos foram confeccionados pelo Sigma Plot® versão 14 (SYSTAT SOFTWARE, 2014).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Matéria orgânica e nitrogênio do solo

A aplicação dos fertilizantes incrementou os teores de CO, MO e N dos solos avaliados (Tabela 2). No caso dos manejos com adubação química (AQ) e a testemunha (T), notou-se que ambos os tratamentos se mantiveram iguais, contudo, inferiores aos manejos orgânicos derivados da aplicação de lodo de esgoto. Os teores de CO e MO das adubações com lodo seco

(LS) e compostado (LC) foram iguais entre si, e distintas do lodo solarizado (LSol), sendo estes tratamentos 93,5; 84,4; 69,3% superiores aos manejos com AQ e a T, respectivamente, no entanto, não houve influência das distintas ordens de solos sobre estas variáveis.

Os teores de N e a relação C/N foram influenciados pelo tipo de fertilização e ordens de solos avaliados, com a relação C/N dos solos sendo reduzida à medida que se incrementou os teores de N no solo (Tabela 2). Tais resultados também foram influenciados pelas ordens de solo e os tipos de fertilizações, implicando em teores de N e valores da relação C/N opostas entre os solos de manejo com LC em NX e LSol em PVA ($p < 0,05$). Portanto, percebe-se que a ordem de solo influenciou diretamente nos teores de N do solo, com o PVA alcançando os maiores teores de N e menor relação C/N que o NX entre os manejos, exceto na aplicação de LSol. Por outro lado, a aplicação do LS não alterou os teores N e relação C/N entre as ordens de solo, podendo estar relacionado a menor estabilização matéria orgânica do resíduo em comparação ao LC e LSol.

Tabela 2. Efeito das diferentes fontes de fertilização sob a matéria orgânica do solo.

Variável	Solo	Fertilização					Média	CV (%)
		T	AQ	LC	LS	LSol		
CO dag kg ⁻¹	NX	2,46 ^{ns}	2,49 ^{ns}	5,12 ^{ns}	5,15 ^{ns}	4,18 ^{ns}	3,88 A	8,59
	PVA	2,90 ^{ns}	2,85 ^{ns}	4,75 ^{ns}	5,21 ^{ns}	4,85 ^{ns}	4,11 A	
	Média	2,68 c	2,67 c	4,94 a	5,18 a	4,52 b		
MO dag kg ⁻¹	NX	4,23 ^{ns}	4,30 ^{ns}	8,83 ^{ns}	8,88 ^{ns}	7,21 ^{ns}	6,69 A	8,56
	PVA	4,99 ^{ns}	4,92 ^{ns}	8,20 ^{ns}	8,98 ^{ns}	8,37 ^{ns}	7,09 A	
	Média	4,62 c	4,61 c	8,51 a	8,93 a	7,79 b		
N g dm ⁻³	NX	1,21 Ac	1,11 Ac	2,37 Bb	3,90 Aa	3,90 Aa	2,5	13,26
	PVA	1,34 Ac	1,25 Ac	4,55 Aa	4,18 Aa	3,25 Bb	2,91	
	Média	1,27	1,18	3,46	4,04	3,58		
C/N	NX	20,39 Aa	22,58 Aa	21,55 Aa	13,27 Ab	10,78 Bb	17,71	11,26
	PVA	21,80 Aa	22,88 Aa	10,62 Bc	12,68 Abc	14,93 Ab	16,58	
	Média	21,1	22,73	16,09	12,97	12,85		

Fonte: do autor.

NX: Nitossolo Háplico. PVA: Argissolo Vermelho Amarelo. AQ: Adubação química. T: Testemunha (controle). LC: Lodo compostado. LS: Lodo seco. LSol: Lodo solarizado. CV: Coeficiente de variação. CO: Carbono orgânico. MO: Matéria orgânica do solo ($\text{CO dag}^{-1} \times 1,724$). N: Nitrogênio total.

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas linhas ou maiúsculas nas colunas, não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Duncan 5% de probabilidade ($n = 3$).

Neste estudo, a aplicação de lodo de esgoto contribuiu no efeito residual em ambas as ordens de solo para o CO e N, demonstrando o seu efeito condicionador de solo, conforme os achados na literatura (EID *et al.*, 2020; KOMINKO *et al.*, 2017; LAMASTRA *et al.*, 2018). Neste sentido, a aplicação do lodo de esgoto em relação à AQ e T podem colaborar para

melhorias da estruturação físico-química do solo, decorridos dos efeitos diretos e indiretos da interação dos compostos orgânicos com as argilas do solo (BÖRJESSON; KÄTTERER, 2018; LATIFAH *et al.*, 2017). Como, por exemplo, o aumento da porosidade e capacidade de retenção hídrica (USMAN *et al.*, 2012).

O maior incremento dos teores de CO obtidos nos solos adubados com LC e LS em comparação ao tratamento LSol foram atribuídos a dose de composto utilizado (Tabela 1) e capacidade de estabilização no solo. Neste caso, o nível de maturação do resíduo pode ser determinante na incorporação do CO ao solo. Em LS, a baixa humificação e estabilidade do composto determinam à maior presença de ácidos fúlvicos que são menos estáveis que os ácidos húmicos (Li *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2001; BOŻYM; SIEMIATKOWSKI, 2018). Essa variação diminui à medida que ocorre a mineralização da MO do resíduo (LI *et al.*, 2017). Logo, a baixa humificação e a elevada quantidade de CO no LS em relação a LC e LSol (Tabela 1) pode ter facilitado a incorporação de ácidos orgânicos nas frações do carbono labil (frações húmicas e fúlvicas) do solo (PEGORARO *et al.*, 2020; FERNÁNDEZ *et al.*, 2008).

No LSol, o processo de higienização diminuiu os teores de CO na sua matriz e também a sua capacidade de aporte de CO aos solos, devido ao processo de estabilização da MO do resíduo durante o processo. Enquanto a adubação de LC propicia a entrada de compostos estabilizados (humificados) ao solo, razão está atribuída aos menores teores de CO e N (BOŻYM; SIEMIATKOWSKI, 2018; LI *et al.*, 2001). Isto pode ter retardado a taxa de mineralização do CO e aumentou o conteúdo de MO do solo.

A fertilização com lodo de esgoto também demonstrou conseguir disponibilizar maior quantidade de N no solo após o cultivo, em relação aos tratamentos da AQ e T (Tabela 2). Este resultado ocorre devido ao N na matriz do lodo de esgoto ocorrer, predominantemente, na forma de N-orgânico (>80% do N total; CARVALHO *et al.*, 2015). Assim, é necessário a mineralização da MO do lodo de esgoto para a liberação do N associado a compostos orgânicos solúveis e estáveis (KOMINKO *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2001).

Nos adubos de LS e LSol, as condições de baixa maturação e relação C/N dos resíduos, e a alta quantidade de N, pode ter favorecido a degradação pela comunidade microbiana de estruturas orgânicas menos complexas, como ácidos fúlvicos, proteínas e enzimas (LI *et al.*, 2017; KASCHUK *et al.*, 2010). Além disso, a conversão de NH_4^+ do N-orgânico em N-inorgânico pela enzima urease (BYRNES; FRENEY, 1996) no solo. Em ambos os LS e LSol utilizados para a fertilização do abacaxi (Tabela 1), os valores de N-orgânico representavam 5 vezes mais que o presente no LC, aumentando a capacidade destes dois resíduos em adicionar N na ordem NX.

Diferentes comportamentos do entre os métodos de higienização do lodo de esgoto ocorreram no PVA, com a menor C/N induzindo ao incremento do N. Na ordem Argissolo, as condições mineralógicas de baixa fertilidade e a predominância de argilas de baixa atividade (do tipo 1:1) permitem maior degradação da MO por microrganismos (BALDOTTO; VELLOSO, 2014), implicando em maior mineralização do N. Apesar disto, atividade microbiana no solo pode ser impactada pela disponibilidade de substâncias tóxicas (SINGH *et al.*, 2012).

Como o LS foi obtido da secagem do lodo de esgoto centrifugada sem que ocorresse a estabilização da CO, há o risco deste o lodo de esgoto ser mais ecotóxico a microbiota de PVA que LSol, devido à presença de elementos traços e xenobióticos (LAMASTRA *et al.*, 2018; LINDHOLM-LEHTO *et al.*, 2017; SINGH *et al.*, 2012). Tal condição permitiria o acúmulo do N do LS advindo do N-orgânico ainda não mineralizado em PVA. Por outro lado, na adubação com LSol pode ocorrer maior consumo do N pela atividade microbiana para mineralização do CO do resíduo (KASCHUK *et al.*, 2010), sobretudo, pela menor relação C/N do resíduo (Tabela 1). Portanto, parte deste N-mineral pode ter sido consumido pelo abacaxizeiro, diminuindo os valores de N total.

Diferentemente dos métodos de higienização anteriores, a obtenção do LC envolveu no processo de higienização a incorporação de lignina e celulose (CARVALHO *et al.*, 2015) e a compostagem do lodo centrifugado. Este método implica na estabilização da MO e redução de contaminantes, como metais pesados e clorobenzenos (LI *et al.*, 2001; ALVARENGA *et al.*, 2017; BOŻYM; SIEMIĄTKOWSKI, 2018). Durante o processo, há forte atuação dos microrganismos sob as frações orgânicas lábeis mais solúveis (BOŻYM; SIEMIĄTKOWSKI, 2018), resultando no aumento da disponibilidade de nutrientes mineralizados da matriz do resíduo, dentre eles o N (CRISTINA *et al.*, 2019; KOMINKO *et al.*, 2017). Em contrapartida, há incremento das proporções de celulose, que maximiza o efeito condicionador do resíduo no solo (CARVALHO *et al.*, 2015). Estas características do LC demonstraram ter maior relevância apenas para os estoques de N em PVA, embora tenha sido notada uma diferença substancial com relação a LS (Tabela 2).

5.2 Acidificação e capacidade de troca de cátions dos solos

A aplicação de fertilizantes alterou o pH, Al^{+3} e $H^+ + Al^{+3}$ dos solos em relação às características químicas do solo antes do cultivo do abacaxizeiro, embora não tenha ocorrido interações com as ordens de solos empregados (Tabela 3). As aplicações dos fertilizantes implicaram em solos mais ácidos, com o pH dos solos adubados com AQ, seguido pelo LSol,

LC e LS, sendo de 19,08; 14,97; 10,69 e 5,92%, respectivamente menor que a T ($p < 0,05$). Os valores de pH dos solos foram estatisticamente distintos entre as ordens avaliadas, com o solo NX sendo 8,9% mais ácido que o PVA (Tabela 3).

Os teores de Al^{+3} e $H^+ + Al^{+3}$ também foram semelhantes entre as ordens de solos (Tabela 3), porém, para as adubações, notou-se que a aplicação de LC, LS, LSol, e T foram semelhantes entre si e inferiores aos da AQ em 48,33 e 31,5% ($p < 0,05$), respectivamente. Logo, a utilização de adubos orgânicos contribuiu para menor acidificação do solo, dada a incorporação de compostos orgânicos capazes de incrementar o número de cargas livres e o efeito tampão pH dos solos (SHI *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2016). Isto possibilita ganhos positivos quanto a redução de custos com a correção de acidez e alumínio tóxico em solos adubados com lodo de esgoto.

Tabela 3. Atributos das diferentes ordens de solos em resposta da fertilização com diferentes higienizações com lodo de esgoto e adubação química.

Variável	Solo	Fertilização					Média	CV
		T	AQ	LC	LS	LSol		
pH	NX	5,67 ^{ns}	4,73 ^{ns}	5,2 ^{ns}	5,53 ^{ns}	4,9 ^{ns}	5,21 B	2,82
	PVA	6,5 ^{ns}	5,1 ^{ns}	5,67 ^{ns}	5,9 ^{ns}	5,43 ^{ns}	5,72 A	
	Média	6,08 a	4,92 e	5,43 c	5,72 b	5,17 d		
Al^{+3} cmol _c dm ⁻³	NX	0,2 ^{ns}	0,36 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,19 A	43,63
	PVA	0,14 ^{ns}	0,25 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,19 ^{ns}	0,2 ^{ns}	0,18 A	
	Média	0,17 b	0,30 a	0,11 b	0,16 b	0,18 b		
$H^+ + Al^{+3}$ cmol _c dm ⁻³	NX	2,24 ^{ns}	3,28 ^{ns}	2,38 ^{ns}	2,57 ^{ns}	1,94 ^{ns}	2,48 A	23,95
	PVA	2,22 ^{ns}	3,63 ^{ns}	2,21 ^{ns}	2,74 ^{ns}	2,65 ^{ns}	2,62 A	
	Média	2,23 b	3,46 a	2,30 b	2,65 b	2,30 b		
CTC _T cmol _c dm ⁻³	NX	10,14 Bc	9,20 Bc	21,31 Aa	15,15 Bb	15,22 Bb	14,2	7,49
	PVA	13,81 Ab	14,3 Ab	17,42 Ba	19,01 Aa	18,43 Aa	16,54	
	Média	11,97	11,35	19,36	17,08	17,09		

Fonte: do autor.

NX: Nitossolo Háplico. PVA: Argissolo Vermelho Amarelo. AQ: Adubação química. T: Testemunha (controle). LC: Lodo compostado. LS: Lodo seco. LSol: Lodo solarizado. CV: Coeficiente de variação (%). Al^{+3} : Alumínio trocável. $H^+ + Al^{+3}$: Acidez potencial. CTC_T: Capacidade de troca de cátions total.

Médias seguidas da mesma letra minúscula nas linhas ou maiúsculas nas colunas, não diferem estatisticamente pelo teste de Duncan 5% de probabilidade ($n = 3$).

A acidificação dos solos pode ser influenciada tanto pela quantidade de H^+ dos liberados após a sua adição dos adubos, quanto pela disponibilidade de sítios de tamponamento destes prótons no solo. Por exemplo, o maior grau de acidez na AQ pode ocorrer pela liberação de H^+ durante o processo de nitrificação do NH_4^+ em NO_3^- (BARAK *et al.*, 1997) e pela baixa quantidade de CO no solo (ZHUO *et al.*, 2014; SHI *et al.*, 2019). Vale ressaltar, que durante o

processo de absorção de nutrientes pela planta há liberação de prótons de H^+ expelido pelas raízes durante a troca catiônica entre os pelos radiculares e a solução do solo (ZHANG *et al.*, 2016). Isto também pode ter favorecido a acidificação dos solos, contudo, em todos os tratamentos. Nos solos T, o incremento do pH pode ser associado a água calcária utilizada na irrigação ($CaCO_3 = 222$ mg/L; pH = 7,6), situação, inclusive, notificada nos estudos de Nascimento *et al.* (2014) e Albuquerque *et al.* (2015b). Portanto, a ausência de adubos minerais e orgânicos podem não ter gerado prótons H^+ no solo o suficiente para neutralizar parte da alcalinidade adicionada pela água de irrigação.

No caso dos resíduos, a variação do pH do solo pode estar associada a mineralização e ao grau de maturação da MO. Ao realizar a compostagem do lodo de esgoto, obtém-se o composto de lodo (LC) com o CO estabilizada e humificada, com menor teores de CO e NH_4^+ do resíduo e maior quantidade de NO_3^- e nutrientes disponíveis (Ca, Mg, N e P) (BOŻYM; SIEMIĄTKOWSKI, 2018; CARVALHO *et al.*, 2015; ALVARENGA *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2001). Isto pode ter tornado a liberação de H^+ pela nitrificação da NH_4^+ e mineralização limitada, diminuindo o índice de acidificação em relação AQ e LSol. Na adubação com LSol, houve aplicação da estabilização da MO do lodo centrifugado por meio da solarização, processo no qual concentra os teores de sólidos totais devido à perda da umidade do lodo bruto exposto ao sol (BORGES *et al.*, 2009). Apesar disto, o LSol apresentava baixa C/N e elevado teor de N, sobretudo associado ao N-orgânico (Tabela 1) ao ser utilizado como adubo, favorecendo a sua mineralização e liberação de H^+ neste processo (KASCHUK *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2017).

Por outro lado, LS não possui por processo de estabilização da MO, qual esta fase também atua como redutora dos níveis de elementos traços, contaminantes orgânicos e xenobióticos comumente encontrados em lodo de esgoto de baixa estabilidade (LINDHOLM-LEHTO *et al.*, 2017; LAMASTRA *et al.*, 2018). Com isso, a presença de contaminantes em níveis elevados no LS podem ter causado ecotoxicidade na comunidade microbiana nos solos (SINGH *et al.*, 2012). Danos na divisão celular e a níveis genéticos a comunidade micrológica do solo foi relatado por Sommaggio *et al.* (2018) à medida que se concentrou os níveis de contaminantes ao longo da degradação da MO do lodo de esgoto. Logo, a diferença entre a estabilização da MO e nível de ecotoxicidade entre LSol e LS, pode ter sido determinante nas quantidades de H^+ produzidos durante a mineralização da MO e na nitrificação do NH_4^+ que estava associado ao N-orgânico ao ser mineralizado (CAI *et al.*, 2014).

A capacidade de troca de cátions potencial (CTC_T) foi estatisticamente influenciada pelas interações entre os adubos e as ordens de solos, entretanto, os teores em LS e LSol tenham se comportado de formas estaticamente iguais entre si tanto em NX quanto em PVA (Tabela

3). A adubação com lodo de esgoto aumentou CTC_T dos solos (Tabela 3). Para a NX o aumento correspondeu a 120,37% após a aplicação de LC e, em média, 57,03% para LSol e LS, em relação à média do solo que sem adubação (T) e AQ. Em PVA, este aumento nos solos adubados com LS, LSol e LC foram de 35,21, 31,08 e 23,90% em relação à média da AQ e a T, embora, não tenha encontrado diferenças estatísticas entre os resíduos utilizados. Por outro lado, a CTC_T da AQ e T foram inferiores às adubações de lodo de esgoto, corroborando com os estudos realizados por Barbosa *et al.* (2017) e Lobo *et al.* (2013).

Em resumo, segundo Lepsch (2016), a CTC do solo é governada por quatro fatores: (1) a quantidade de húmus e MO, devido à elevada superfície específica carregada negativamente da MO; (2) o nível de acidez do solo, onde à diminuição da CTC em pH mais ácidos ocorre devido a protonação dos grupos hidroxílicos; (3) a quantidade de argila, pois delas provém parte das cargas do solo; (4) o tipo de argila, de alta ou baixa atividade.

A razão por este incremento da CTC_T em ambos os solos adubados com lodo de esgoto em relação a T e AQ ocorreu, em maior parte, devido à incorporação de cargas elétricas variáveis ao pH, oriundas da dissociação dos grupos funcionais hidroxílicos, fenólicos e enólicos presentes na MO e no húmus, predominantemente negativa em condição levemente ácidas do presente solo (FONTES *et al.*, 2001; CARVALHO *et al.*, 2015; SHI *et al.*, 2019). Por isso, a adição de MO consegue reduzir o ponto de carga zero do solo (BALDOTTO; VELLOSO, 2014) e incrementar a CTC_T , principalmente em pH mais elevados. Embora, a adição de adubos orgânicos de lodo de esgoto tenha aumentado a CTC_T das duas ordens os solos, a estruturação mineralógica e microbiologia ativa dos solos tropicais intemperizados pode favorecer a mineralização de parte da MO (BALDOTTO; VELLOSO, 2014; FONTE *et al.*, 2001), diminuindo as cargas da CTC_T oriundas do CO adicionado.

A adição de CO de lodo de esgoto também auxilia na reposição gradual (efeito residual) de cátions que compõem a CTC_T , como o K^+ e, principalmente, o Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo ao longo da sua mineralização (EID *et al.*, 2020; ALBUQUERQUE *et al.*, 2015b). Logo, a ocupação dos sítios de troca de carga negativa por estes elementos eletricamente positivos (LATIFAH *et al.*, 2017), implicando no aumento da saturação de bases como efeito positivo sobre a fertilidade dos solos.

Barbosa *et al.* (2017) relataram que o efeito do aumento de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo sob a CTC em 20 solos adubados com lodo alcalino, dependeram das doses do lodo utilizadas, pH (pH- $CaCl_2$) e poder tampão do solo. Nascimento *et al.* (2014) detalharam que o incremento do pH libera as cargas negativas do solo que eram ocupadas pelo Al^{+3} e H^+ , incrementando a CTC do solo. Tais resultados também podem ser percebidos neste experimento, pois, avaliando o pH

de cada tratamento (Tabela 3), embora, não tenha encontrado diferenças estatísticas significantes entre os valores desta variável, observou-se o incremento da CTC_T em solo de pH mais elevado.

Dentre ambas ordens de solo avaliados, a ordem de solo PVA possui maior fração mineralógica de argilominerais 1:1, óxidos e hidróxidos de Fe e Al em relação aos minerais do tipo mica e vermiculita (argilominerais 2:1), implicando em menor CTC (FONTES *et al.*, 2001). Em solos muito intemperizados, como no PVA, a recuperação da CTC e das cargas negativas necessitam de maior quantidade de MO, dada a formação de complexos orgânicos de menor grau de humificação, devido à baixa fertilidade, a ação seletiva da comunidade microbiana e a pouca presença de argilas de alta atividade (BALDOTTO; VELLOSO, 2014). Por este aspecto, apenas a adição do CO dos resíduos em PVA podem ter sido mais determinantes para o aumento da CTC_T que o tipo de higienização do lodo de esgoto.

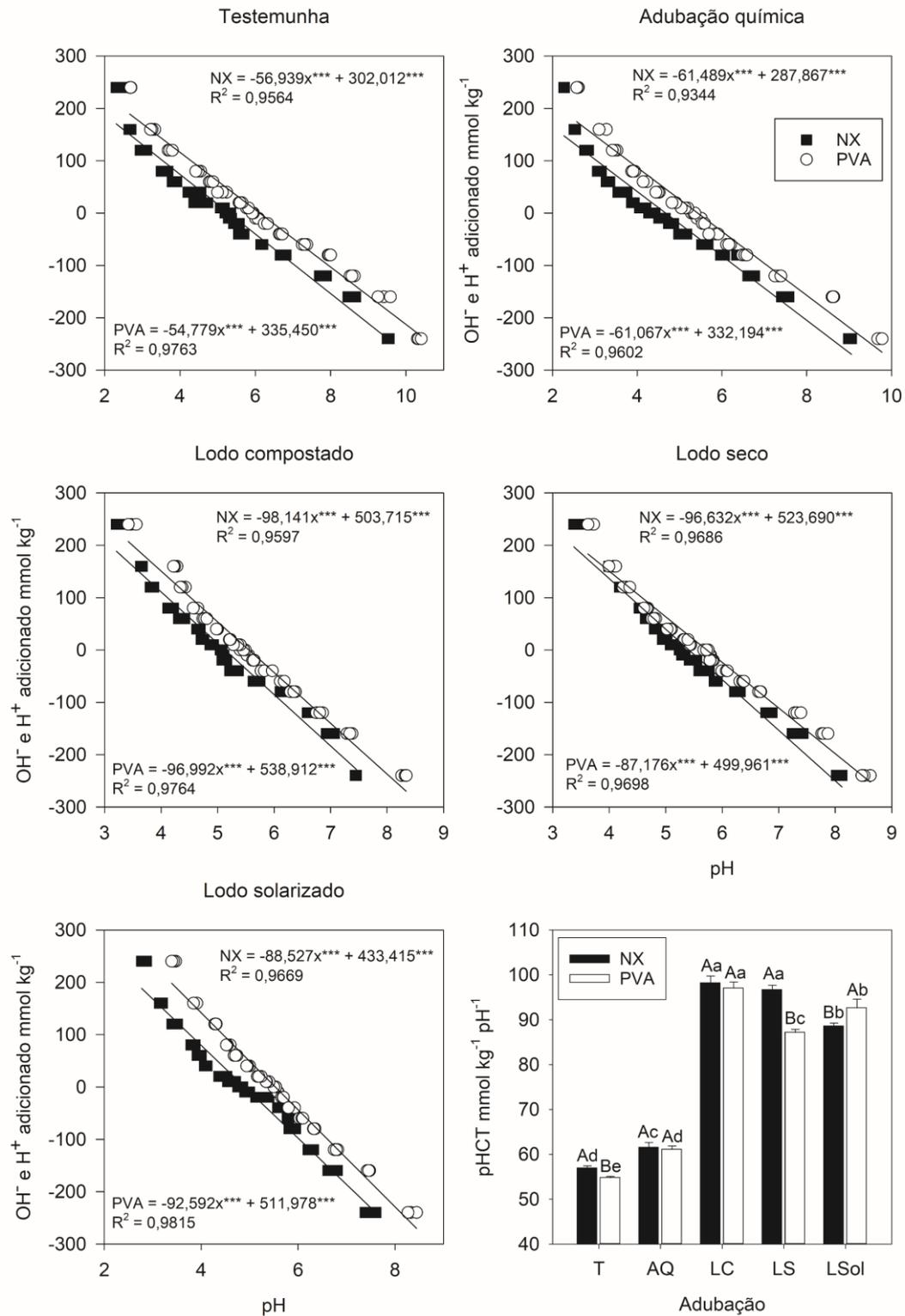
Na ordem NX, seus aspectos mineralógicos e de intemperismo são semelhantes ao PVA, embora, possa ocorrer também proporções variadas de argilominerais de alta e baixa atividade (EMBRAPA, 2018). Apesar disto, o aumento da CTC_T nesta ordem foi superior ao PVA, indicando maior efeito da incorporação da CO do lodo sob a CTC. O LC devido a seu maior grau de humificação e adição de materiais lignificados no processo (poda de grama batatais), é possível que a degradação da CO seja lenta (CARVALHO *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2017, LI *et al.*, 2001). Desse modo, prolonga-se em NX as cargas negativas introduzidas pelo efeito residual do CO (SHI *et al.*, 2019), oriundas da adubação com LC. Para LS e LSol devido à menor estabilização do CO e baixa relação C/N, há possibilidade de maior degradação do CO adicionada por estes adubos em NX (LI *et al.*, 2017; KASCHUK *et al.*, 2010), diminuindo a colaboração das suas cargas na CTC_T. Esta hipótese pode justificar o maior efeito do LC em relação a LSol e LS sob a CTC_T em NX.

5.3 Capacidade de tamponamento do pH dos solos manejados com lodo de esgoto

A adição de soluções ácidas ou alcalinas influenciou no comportamento da curva do pH dos solos em relação à ordem de solo e o tipo de adubação empregado no cultivo do abacaxizeiro, com o modelo de regressão linear apresentando forte representatividade para as curvas de capacidade de tamponamento do pH (pHCT) nos tratamentos avaliados (Gráfico 1). Este método (AITKEN; MOODY, 1994), é amplamente utilizado para determinar as flutuações do pH e a pHCT de solos tropicais e subtropicais, sobretudo, em glebas ácidas (XU *et al.*, 2012; CURTIN *et al.*, 2016; CURTIN; TROLOVE, 2013). Estas mesmas características são

comumente encontradas em solos intemperizados do Cerrado brasileiro, como os solos da ordem Argissolos e Nitossolos (EMBRAPA, 2018), utilizados neste experimento.

Gráfico 1. Capacidade de tamponamento do pH solo (pHCT) adubado com diferentes formas de lodo de esgoto e fertilização química.



Fonte: do autor.

NX: Nitossolo Háplico. PVA: Argissolo Vermelho Amarelo. Médias seguidas da mesma letra minúscula nas linhas ou maiúsculas nas colunas, não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Duncan 5% de probabilidade (n = 3).

Analisando as curvas dos solos fertilizados com os derivados do lodo de esgoto em relação à AQ e a T no Gráfico 1, percebe-se que houve alteração da dinâmica do pH de ambas as ordens de solos ao aplicar os resíduos, implicando em menor da faixa de variação do pH ao incrementar as concentrações de H^+ ou OH^- (240 a -240 $mmol\ kg^{-1}\ pH^{-1}$). As maiores amplitudes dos valores de pH dos solos com adição de H^+ ou OH^- ocorreram nos solos da T e na AQ, tendo o pH variado de 2 a 10 (240 a -240 $mmol\ kg^{-1}\ pH^{-1}$) nestes dois tratamentos, enquanto, nas adubações derivadas do lodo de esgoto, o pH, em geral, oscilou de 3 a 8 (240 a -240 $mmol\ kg^{-1}\ pH^{-1}$). Logo, a aplicação dos tratamentos de lodo de esgoto demonstrou efeitos positivos para evitar a acidificação e, principalmente, da alcalinização dos solos entre as concentrações simuladas na avaliação.

Esta menor amplitude quanto a acidez em manejos com lodo de esgoto é justificada porque a MO apresenta cargas negativas mesmo em condições de pH muito ácido, onde, sob esta situação, os óxidos de ferro apresentam cargas positivas (FONTE *et al.*, 2001; BALDOTTO; VELLOSO, 2014). Sendo assim, nos solos com os manejos de AQ e T, que detêm baixos teores de CO, sob a condição de pH ácido simulada, houve à protonação dos grupos carboxílicos nas bordas das argilas (LEPSCH, 2016), tornando o meio eletropositivo e ácido. Por outro lado, a degradação da CO dos resíduos gera ácidos orgânicos (LI *et al.*, 2017; SHI *et al.*, 2019), como os ácidos fúlvicos e húmicos que se acumulam no solo (PEGORARO *et al.*, 2020; FERNÁNDEZ *et al.*, 2009). Assim, a alcalinidade simulada nos solos após o cultivo foi possivelmente neutralizada pelo maior estoque de substâncias húmicas e ácido orgânicos da degradação, aumentando o poder tampão (LIU *et al.*, 2016) e reduzindo a faixa do pH alcalino.

Quanto a capacidade de tamponamento do pH (pHCT), o solo NX se mostrou superior ao do PVA em fertilizações com LS e T, e inferior apenas ao LSol, sendo que nos manejos com AQ e LC, ambos os solos se mantiveram iguais (Gráfico 1). No fator adubação, as fertilizações com AQ e T foram os manejos com os menores valores da pHCT, entretanto, ambos foram distintos entre si em 8 e 11,5% em NX e PVA, respectivamente. Por outro lado, os manejos com lodo de esgoto incrementaram a pHCT dos solos de modos distintos, conforme a ordem de solo e higienização empregada. Por exemplo, os maiores incrementos da pHCT em relação a T, ocorreram igualmente para o LC e LS na ordem NX em 72,4 e 69,7%, respectivamente, enquanto, que no PVA, tal situação ocorreu nas adubações de LC e LSol, com aumento de 77,0% e 69,0%, respectivamente, sendo que neste solo, ambas as categorias de fertilização se mantiveram distintas entre si.

Geralmente, o incremento da pHCT em solos manejados com adubos orgânicos sucede da dissociação dos grupos hidroxílicos funcionais ou oxigênio ácido em ânions orgânicos presentes na MO, capazes de consumir os prótons e tamponar o pH do solo (SHI *et al.*, 2019). Por esta mesma justificativa, correlações positivas entre a MO e pHCT também foram apontados por Xu *et al.* (2012) e Curtin *et al.* (2016). Portanto, a incorporação de estruturas orgânicas no solo que aumente os teores de carbono recalcitrante, ácidos húmicos e fúlvicos, podem incrementar a pHCT do solo. No caso do lodo de esgoto, por sua matriz apresentar elevado teor de CO e MO, a degradação destes levam ao enriquecimento dos estoques de carbono lábil do solo (PEGARRO *et al.*, 2019; FERNÁNDEZ *et al.*, 2009), principalmente, se houver aplicações sucessivas (FERNÁNDEZ *et al.*, 2008).

Este aumento do carbono recalcitrante e ácidos húmicos pode ter sido determinante no quanto os resíduos impactaram na pHCT dos solos. Embora todos os tratamentos de lodo de esgoto tenham incrementado a pHCT dos solos em relação à AQ e T, foi o LC que apresentou os maiores valores de pHCT entre os tratamentos avaliados (Gráfico 1). Por outro lado, o LSol e, sobretudo, o LS dependeram diretamente da ordem de solo em que foram utilizados. Então, percebe-se que a maturação e higienização do resíduo e a mineralogia do solo pode influenciar na pHCT do solo. No caso do LC, em razão da sua maior humificação e quantidade de celulose na MO em relação a estruturas orgânicas solúveis (CARVALHO *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2017), ao ser incorporado no solo as suas cargas são menos propensas a serem modificadas com o processo de degradação. Isto pode ter tornado o LC mais estável frente as diferentes mineralogias e atividade microbiana das ordens de solo avaliadas.

Em contrapartida, os LS e LSol utilizados, podem ter o CO menos humificado, além da ausência da adição de materiais lignocelulósico, se comparados ao processo do LC. Assim o LS e LSol podem apresentar maior proporção de estruturas orgânicas menos estáveis e solúveis, de fácil degradação pela atividade microbiana, dada a alta disponibilidade de N (KASCHUK *et al.*, 2010). Portanto, os solos que apresentaram melhores condições para a mineralização da MO fornecida por LS e LSol, tiveram menores pHCT para as cargas variáveis advindas da MO. Isto justificaria o menor valor da pHCT nos tratamentos de LSol e LS em PVA, devido à estrutura mineralógica e a alta atividade biológica seletiva sob a mineralização do CO nos solos tropicais (FONTE *et al.*, 2001; BALDOTTO; VELLOSO, 2014). Por outro lado, a fase de estabilização em LSol pode ter concentrado substâncias orgânicas estáveis (LI *et al.*, 2017) no lodo de esgoto de difícil degradação pelos microrganismos em PVA, mantendo a pHCT superior a LS.

Em NX, há possibilidade de a mineralização do CO ter ocorrido de modo mais intenso em resíduos higienizados. Segundo Borges *et al.* (2009), o processo de solarização do lodo de esgoto reduz o potencial ecotóxico do lodo de esgoto, umidade, teor de sólidos totais e os teores de CO. Tal condição coincide com o LSol utilizados neste experimento (Tabela 1). Zuba Junior *et al.* (2019) relataram que a utilização de LSol no Nitossolo Háplico implicou em baixo teores de As e Cu em relação ao LS.

Portanto, o menor valor da pHCT nos manejados com LSol em relação a LS em NX, se deve à menor efeito residual do CO no solo (Tabela 2). É possível que o declínio da ecotoxicidade por metais pesados e poluentes orgânicos sob atividade microbológica do solo sejam minimizadas pelo processo de higienização no LSol (SINGH *et al.*, 2012; LAMASTRA *et al.*, 2018). Este conjunto de características do LSol, atrelado à elevada quantidade de N em sua composição, pode ter favorecido a mineralização do CO introduzido (KASCHUK *et al.*, 2010) em NX em comparação ao LS.

5.4 Relações entre os atributos orgânicos, acidez e pHCT dos solos

A correlação de Pearson dos atributos orgânicos, acidez e pHCT dos solos adubados com diferentes fertilizantes de lodo de esgoto e químico estão disponíveis na Tabela 4. O pH, Al^{+3} e $H^+ + Al^{+3}$ não correlacionaram com as demais variáveis analisadas. Houve conexão positiva entre os teores de Al^{+3} e $H^+ + Al^{+3}$, a qual já era esperada devido à liberação de Al^{+3} pelo incremento dos prótons de H^+ na solução com o aumento da acidez do solo (SHI *et al.*, 2019). Além disso, o pHCT, CTC_T , CO e N correlacionaram-se positivamente entre si e negativamente com a relação C/N, exceto com a CTC_T . Correlações positivas da pHCT com o CO e a CTC também foram observadas por SHI *et al.* (2019), Xu *et al.* (2012) e Curtin e Trollove (2013).

No entanto, neste trabalho, a menor relação C/N após o cultivo demonstrou maior pHCT e CTC_T do solo (Tabela 4). Esta situação pode ser atribuída as condições mineralógicas e biológicas do solo dos solos tropicais, que permitem a maior mineralização da CO e liberação do N associado as estruturas orgânicas, permitindo que este nutriente se acumule no solo, como detalhado nos tópicos anteriores. Portanto, quanto menor a C/N, maior foi a CTC_T e pHCT possivelmente pelo acúmulo de CO estável no solo, como os ácidos húmicos e húmica, que incrementam a presença de cargas da fração coloidal do solo (PEGORARO *et al.*, 2020; FERNÁNDEZ *et al.*, 2009)

Tabela 4. Matrix de correlação de diferentes solos adubados com lodo de esgoto e adubação química.

Variáveis	pHCT	CTC _T	CO	N	C/N	Al	H ⁺ + Al ⁺³	pH
pHCT	1,000	0,803**	0,953***	0,859**	-0,719*	-0,534	-0,086	-0,148
CTC _T	-	1,000	0,882***	0,635*	-0,433	-0,579	-0,088	0,160
CO	-	-	1,000	0,857**	-0,693*	-0,574	-0,054	0,072
N	-	-	-	1,000	-0,956***	-0,543	-0,216	0,073
C/N	-	-	-	-	1,000	0,465	0,278	-0,068
Al ⁺³	-	-	-	-	-	1,000	0,776**	-0,490
H ⁺ + Al ⁺³	-	-	-	-	-	-	1,000	-0,308
pH	-	-	-	-	-	-	-	1,000

Fonte: do autor.

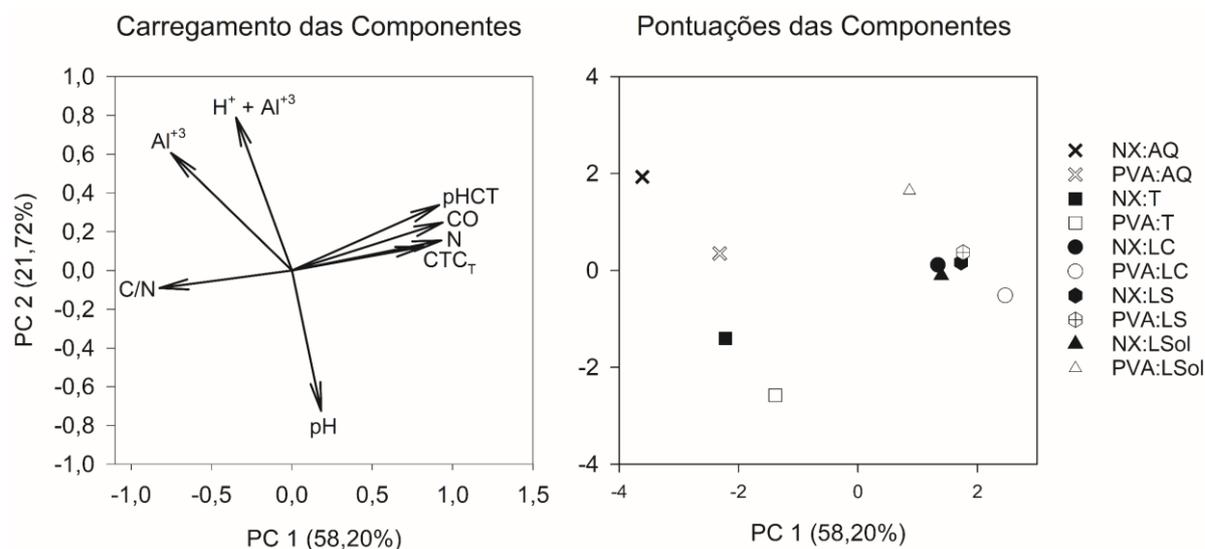
pHCT: Capacidade de tamponamento do pH solo (mmol kg⁻¹ pH⁻¹). CTC_T: Capacidade de troca de cátions total (cmol_c dm⁻³). CO: Carbono orgânico (dag kg⁻¹). N: Nitrogênio total (g dm⁻³). Al⁺³: Alumínio trocável (cmol_c dm⁻³). H⁺ + Al⁺³: Acidez potencial (cmol_c dm⁻³).

*, ** e *** significância da correlação de Pearson a p-valor <0,05, <0,01 e <0,001, respectivamente.

Este mesmo conjunto de correlações foram encontradas entre as variáveis da matriz de correlação da Análise de Componente Principal no Gráfico 2 (Carregamento das Componentes). De todas as componentes obtidas da ACP, a primeira (PC1), segunda (PC2) e terceira componentes (PC3) responderam por 90,48% do total da variância do conjunto de dados, entregando autovalores de 4,66 (58,20%); 1,74 (21,72%) e 0,85 (10,56%), respectivamente. Contudo, apenas as duas primeiras componentes apresentaram autovalores acima de 1, critério adotado como captação mínima da variância do conjunto de dados.

Avaliando as correlações da PC1, encontrou-se o grupo de correlações positivas entre pHCT (0,92), CO (0,94), N (0,93) e CTC_T (0,82), opostas ao Al⁺³ (-0,75) e C/N (-0,82) (Gráfico 2). Tais resultados coincidiram com todos os tratamentos derivados de lodo de esgoto, representando apenas pontuações positivas na PC1. Portanto, a utilização dos tratamentos de lodo implicou em maior condicionamento dos solos, sobretudo, naqueles solos que tiveram baixa C/N após o cultivo. Este baixo valor da C/N pode estar relacionado a presença de compostos orgânicos humificados introduzidos pela adubação com lodo de esgoto, implicando no aumento dos complexos de cargas do solo (PEGORARO *et al.*, 2020; SHI *et al.*, 2019). Isto pode esclarecer as presentes correlações encontradas na PC1 (Gráfico 2).

Gráfico 2. Análise de Componentes Principais (ACP) das interações das diferentes fertilizações com lodo de esgoto e adubação química em relação as distintas ordens de solos avaliadas.



Fonte: do autor.

NX: Nitossolo Háplico. PVA: Argissolo Vermelho Amarelo. AQ: Adubação química. T: Testemunha (controle). LC: Lodo compostado. LS: Lodo seco. LSol: Lodo solarizado. pHCT: Capacidade de tamponamento do pH solo ($\text{mmol kg}^{-1} \text{pH}^{-1}$). CTC_T: Capacidade de troca de cátions total ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). CO: Carbono orgânico (dag kg^{-1}). N: Nitrogênio total (g dm^{-3}). Al⁺³: Alumínio trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$). H⁺ + Al⁺³: Acidez potencial ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$).

Na PC2 no Gráfico 2, as correlações positivas ocorreram para as variáveis que causam problemas fitotóxicos diretos e indiretos aos vegetais (TAIZ *et al.*, 2017), ou seja, o Al⁺³ (0,61) e a acidez potencial (0,79), ao passo que dependeram da diminuição do pH do solo (-0,72). Neste caso, apenas os tratamentos de LSol e LC no PVA apresentaram maior influência da PC2 em relação aos valores do pH, teores de alumínio e acidez potencial, dado ao menor pH destes solos. Circunstâncias estas que podem estar relacionadas a maior intensidade de H⁺ advindo do processo de degradação da MO, acúmulo de ácidos orgânicos, nitrificação do N e ionização de grupos funcionais carboxílicos (LATIFAH *et al.*, 2017; BARAK *et al.*, 1997; FERNÁNDEZ *et al.*, 2008; SHI *et al.*, 2019). Possivelmente, esta liberação de H⁺ da degradação da MO foi mais intensa em LSol que em LC, além de se somarem aos prótons de H⁺ da exsudação das raízes do abacaxizeiro para a troca de cátions e nutrientes entre a planta-solo (ZHANG *et al.*, 2016; TAIZ *et al.*, 2017).

Apesar disso, o processo de higienização parece interferir diretamente nas interações com as ordens de solo. Entre os manejos de adubação de lodo e as ordens de solos, nota-se que no PVA o nível de maturação dos tratamentos de lodo de esgoto foi mais determinante para o desempenho das variáveis da PC1 e PC2 do que em NX. Por exemplo, no PVA o LC e LSol apresentaram pontuações de comportamentos opostos distantes, enquanto no NX todos os

manejos com distintos métodos de higienização do lodo de esgoto se mantiveram muito próximos nas duas primeiras componentes (Gráfico 2).

No LS, obtiveram-se pontuações intermediárias em PVA, contudo, notou-se pouca variação entre as mesmas nas ordens de solo utilizados. Este comportamento em comum da adubação com LS nas ambas ordens de solo é justificado pelos resultados semelhantes nos teores de CO, N, C/N, pH, $H^+ + Al^{+3}$ e Al^{+3} , exceto pela CTC_T . Portanto, com base na ACP, é possível que o efeito condicionador sobre o NX seja menos seletivo ao tipo de higienização do lodo e obtém resultados próximos. Já na ordem PVA, o LS e LC foram os mais indicados por atribuir maior teor de CO e N, pH e baixa C/N, embora a CTC_T e a acidez potencial do solo sejam iguais entre os diferentes métodos de higienização do lodo de esgoto ($p < 0,05$).

Em razão do LSol ser o resíduo de característica intermediária entre LC e LS (Tabela 1), a sua condição possibilita a maior mineralização, justificando o menor teor de CO em PVA (Tabela 2), diminuindo então o seu efeito sob a pHCT, CTC_T , CO e reduzindo o pH do solo (Tabela 3; Gráfico 1 e 2). Diferentemente, o LS pode ser mais ecotóxico por ser obtido da pré-secagem direta da ETE-Vieira, prejudicando atividade microbiana. Por outro lado, o LC pôr o processo deixá-lo mais humificado e com maior teor de celulose (CARVALHO *et al.*, 2015), o sua CO pode ter contribuído por maior período para o condicionamento do PVA.

Com os presentes resultados, é possível determinar que a aplicação de lodo higienizado pode ser considerada prática de manejo eficiente de condicionamento do solo. Esta situação foi reforçada ao analisar os solos com as aplicações de AQ e T (Gráfico 2). Ambos os tratamentos se mantiveram isolados opostamente as aplicações dos tratamentos de lodo de esgoto nas duas ordens de solos, com características contrárias ao uso de lodo de esgoto após o cultivo do abacaxizeiro (menores valores de pH, pHCT, CTC_T , C e N; e maior disponibilidade de Al^{+3} , $H^+ + Al^{+3}$ e C/N; Tabela 2 e Tabela 3, Gráfico 1). Entretanto, percebe-se que as pontuações do NX em AQ e T foram ligeiramente superior ao do PVA, possivelmente, em razão das diferentes estruturas mineralógicas, químicas e bioquímica de solos.

Entre os manejos sem adubo de lodo, a AQ demonstrou valores das pontuações desvantajosas às condições do solo após o cultivo em relação a T no Gráfico 2 nas duas ordens de solo. Em outros estudos, percebe-se que a utilização de adubação mineral resultou em menor CTC e pHCT que os manejos com adubos orgânicos (ZHANG *et al.*, 2016; SHI *et al.*, 2019). A fertilização com adubos químicos nitrogenados, como a ureia utilizada neste experimento, favorece a acidificação do solo ao incrementar os teores de H^+ por liberação a partir da hidrólise da ureia e nitrificação da amônia, e, conseqüentemente, elevação do Al^{+3} e detrimento da pHCT (ZHUO *et al.*, 2014; SHI *et al.*, 2019).

Por outro lado, o lodo incorpora CO, a qual é determinante para incrementar as cargas aniônicas oriundas dos grupos hidroxílicos presente nos compostos orgânicos (SHI *et al.*, 2019; LESP, 2016). Com isso, há o aumento dos teores de carbono recalcitrante, ácidos húmicos e fúlvicos do solo (FERNADEZ *et al.*, 2008, 2009; PEGORARO *et al.*, 2020), capazes de gerar cargas negativas, mesmo sob condição muito ácida (FONTE *et al.*, 2001). Isto pode diminuir a capacidade de acidificação do solo devido ao aumento da pHCT. No entanto, este positivo efeito pode ser retardado devido à maior mineralização do CO nos solos tropicais muito intemperizados (BALDOTTO; VELLOSO, 2014). O efeito pode ser a diminuição da CTC_T e pHCT do solo, caso as cargas negativas sejam, em maior parte, de origem da CO adicionado ao solo. Portanto, a reposição da CO deve ser recomendada, junto de estudos a longos prazos com aplicação sucessivas de lodo de esgoto e a avaliação dos seus efeitos sob o CO, N, C/N, CTC_T e pHCT, dada as correlações encontradas neste trabalho (Tabela 4 e Gráfico 2).

6 CONCLUSÃO

As adubações com lodo de esgoto incrementam o CO, N, CTC_T, pHCT em relação adubação química e a testemunha (solo não adubado).

O Al⁺³, H⁺ + Al⁺³, pH dependeram da adubação utilizada no solo (orgânica ou química), enquanto a relação C/N correlacionam opostamente com a pHCT.

O PVA apresenta maior efeito de condicionamento com aplicação do LS e LC, enquanto NX, o efeito foi alcançado com a aplicação de qualquer categoria de higienização do lodo de esgoto utilizado (LC, LS e LSol).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AITKEN, R. L.; MOODY, P. W. The effect of valence and Ionic-strength on the measurement of pH buffer capacity. **Soil Research**, [S.l.], v. 32, n. 5, p. 975-984, 1994.
- ALCARDE, J. C. **Manual de análise de fertilizantes**. Piracicaba: FEALQ, 2009. 259p.
- AFÁZ, D. C. S.; BERTOLAZI, K. B.; VIANI, R. A. G.; SOUZA, C. F. Composto de lodo de esgoto para o cultivo inicial de eucalipto. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [S.l.], v. 12, n. 1, p. 112-123, jan. 2017.
- AHLF, W.; FÖRSTNER, U. Managing Contaminated Sediments. **Journal of Soils and Sediments**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 30-36, mar. 2001.
- ALBUQUERQUE, H. C.; JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; ZONTA, E.; BARBOSA, C. F. Yield and nutrition of sunflower fertilized with sewage sludge. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 19, n. 6, p. 553-559, jun. 2015a.
- ALBUQUERQUE, H. C. D.; JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; PRATES, F.; AMARAL, N. Residual effect of sewage sludge fertilization on sunflower yield and nutrition. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 10, p. 1005–1011, 2015b.
- ALVARENGA, P.; MOURINHA, C.; FARTO, M.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M.-C.; CUNHA-QUEDA, C. Ecotoxicological assessment of the potential impact on soil porewater, surface and groundwater from the use of organic wastes as soil amendments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.l.], v. 126, p. 102-110, abr. 2016.
- ALVARENGA, A. C.; SAMPAIO, R. A.; PINHO, G. P.; CARDOSO, P. H. S.; SOUSA, I. P.; BARBOSA, M. H. C. Phytoremediation of chlorobenzenes in sewage sludge cultivated with *Pennisetum purpureum* at different times. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 21, n. 8, p. 573-578, ago. 2017.
- ALVARENGA, A. C.; CARDOSO, P. H. S.; CUNHA, I. G. S.; GONÇALVES, P. W. B.; SAMPAIO, R. A. Extração de Arsênio em lodo de esgoto através do processo de fitoextração. **Revista Engenharia na Agricultura - Reveng**, [S.l.], v. 27, n. 6, p. 565-573, 21 out. 2019.
- BALDOTTO, M. A.; VELLOSO, A. C. X. Eletroquímica de solos modais e de sua matéria orgânica em ambientes tropicais. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 61, p. 1012-1021, 2014.
- BARBOSA, J. Z.; POGGERE, G. C.; DALPISOL, M.; SERRAT, B. M.; BITTENCOURT, S.; MOTTA, A. C. V. Alkalinized sewage sludge application improves fertility of acid soils. **Ciência e Agrotecnologia**, [S.l.], v. 41, p. 483-493, 2017.
- BARAK, P.; JOBE, B. O.; KRUEGER, A. R.; PETERSON, L. A.; LAIRD, D. A. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. **Plant and Soil**, [S.l.], v. 197, n. 1, p. 61-69, 1997.
- BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.; AZEVEDO, J. C. R. D. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 43-53, mar. 2016.
- BLOOM, P. R.; SKYLLBERG, U. Soil pH and pH buffering. In: HUANG, P. M.; LI, Y.; SUMMER, M. E. **Handbook of soil Science: Properties and Processes**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2011, cap. 19, p. 549-562.

BÖRJESSON, G.; KÄTTERER, T. Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [S.l.], v. 112, n. 3, p. 369-385, 2018.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Secretaria de Defesa Agropecuária - MAPA. Instrução Normativa nº 61, de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 15 de jul. de 2020a. Seção 1. p. 5-38. Disponível em: <<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=15/07/2020&jornal=515&pagina=5>>. Acesso em 24 de fev. 2021.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 21 de ago. de 2020b. Seção 1. p. 265-273. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>>. Acesso em 24 de fev. 2021.

BRIDLE, T.R.; PRITCHARD, D. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. **Water Science and Technology**, [S.l.], v. 50, n. 9, p. 169-175, nov. 2004.

BROGGI, F.; OLIVEIRA, A. C.; FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. S.; NASCIMENTO, C. W. A. Fator capacidade de fósforo em solos de Pernambuco mineralogicamente diferentes e influência do pH na capacidade máxima de adsorção. **Ciência e Agrotecnologia**, [S.l.], v. 35, n. 1, p. 77-83, fev. 2011.

BORGES, E.S.M.; GODINHO, V.M.; BEJAR, D.O.; CHERNICHARO, C.A. L. Tratamento térmico de lodo anaeróbio com utilização do biogás gerado em reatores UASB: avaliação da auto-sustentabilidade do sistema e do efeito sobre a higienização e a desidratação do lodo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.14, n.3, p.337-346, 2009.

BOŻYM, M.; SIEMIĄTKOWSKI, G. Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 25, n. 34, p. 34332-34342, 2018.

BYRNES, B. H.; FRENEY, J. R. Recent developments on the use of urease inhibitors in the tropics. In: AHMAD, N. **Nitrogen Economy in Tropical Soils**. Springer, Dordrecht, 1996. p. 251-259.

CAI, Z.; WANG, B.; XU, M.; ZHANG, H.; ZHANG, L.; GAO, S. Nitrification and acidification from urea application in red soil (Ferralic Cambisol) after different long-term fertilization treatments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 9, p. 1526-1536, 2014.

CAMILOTTI, F.; MARQUES, M. O.; ANDRIOLI, I.; SILVA, A. R. D.; TASSO JUNIOR, L. C.; NOBILE, F. O. D. Acúmulo de metais pesados em cana-de-açúcar mediante a aplicação de lodo de esgoto e vinhaça. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 27, n. 1, p. 284-293, abr. 2007.

CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A.; GRUTZMACHER, P.; PIRES, A. M. M. Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, [S.l.], v. 10, n. 3, p. 413-419, abr. 2015.

CARNEIRO, W. J. de O.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.l.], v. 37, n. 3, p. 715-725, jun. 2013.

CHACÓN, E. A. V.; MENDONÇA, E. D. S.; SILVA, R. R. D.; LIMA, P. C. D.; SILVA, I. R. D.; CANTARUTTI, R. B. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de formas de nitrogênio e fósforo. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 58, n. 3, p. 373-383, jun. 2011.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. E.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em argissolo tratado com lodo de esgoto: II - Fertilidade do solo e nutrição da planta. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 653-662, abr. 2008.

CORRÊA, J. C.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MORAES, M. H. Alteração de atributos físicos em Latossolo com aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.l.], v. 33, n. 2, p. 263-272, mar. 2009.

CURTIN, D.; TROLOVE, S. Predicting pH buffering capacity of New Zealand soils from organic matter content and mineral characteristics. **Soil Research**, v. 51, n. 6, p. 494-502, 2013.

CURTIN, D.; PETERSON, M. E.; ANDERSON, C. R. pH-dependence of organic matter solubility: base type effects on dissolved organic C, N, P, and S in soils with contrasting mineralogy. **Geoderma**, [S.l.], v. 271, p. 161-172, fev. 2016.

CUSKE, M.; KARCZEWSKA, A.; GALKA, B. Speciation of Cu, Zn, and Pb in Soil Solutions Extracted from Strongly Polluted Soils Treated with Organic Materials. **Polish Journal of Environmental Studies**, [S.l.], v. 26, n. 2, p. 567-575, mar. 2017.

D'AVILA, J. V.; CHAVES, M. C.; DOS SANTOS, F. S.; CARVALHO PERES, A. A. Análise da viabilidade econômico-financeira de sistemas de disposição final de lodo de esgoto. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, [S.l.], v. 12, n. 2, p. 541-555, jun. 2019.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa CNPS, 1997. p. 212.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília. 5. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2018.

EID, E. M.; HUSSAIN, A. A.; TAHER, M. A.; GALAL, T. M.; SHALTOUT, K. H.; SEWELAM, N. Sewage sludge application enhances the growth of *Corchorus olitorius* plants and provides a sustainable practice for nutrient recirculation in agricultural soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, [S.l.], v. 20, n. 1, p. 149-159, 2020.

FERNÁNDEZ, J. M.; HOCKADAY, W. C.; PLAZA, C.; POLO, A.; HATCHER, P. G. Effects of long-term soil amendment with sewage sludges on soil humic acid thermal and molecular properties. **Chemosphere**, [S.l.], v. 73, n. 11, p. 1838-1844, 2008.

FERNÁNDEZ, J. M.; SENESI, N.; PLAZA, C.; BRUNETTI, G.; POLO, A. Effects of composted and thermally dried sewage sludges on soil and soil humic acid properties. **Pedosphere**, [S.l.], v. 19, n. 3, p. 281-291, 2009.

FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, [S.l.], v. 58, n. 3, p. 627-646, 2001.

FOX, R.L.; SEARLE, P.G.E. Phosphate adsorption by soils of the tropics. In: DROSDOFF, M. **Diversity of soils in the tropics**. Madison: American Society of Agronomy, 1978. p.97-119.

GOMES, S. B. V; NASCIMENTO, C. W. A; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 11, n. 5, p. 459-465, out. 2007.

- GUIMARAES, W. P.; ARAUJO, A. S. F.; OLIVEIRA, M. L. J.; ARAUJO, F. F.; MELO, W. J. Efeito residual de lodo de curtume compostado sobre os teores de cromo e produtividade do milho verde. **Científica**, [S.l.], v. 43, n. 1, p. 37-42, fev. 2015.
- HELYAR, K. Manejo da acidez do solo a curto e a longo prazos. **Informações Agronômicas (Encarte Técnico)**, Piracicaba, n. 104, p. 1-12, dez. 2003.
- JÚNIOR, M. B.; MELLO, J. W. V. D.; SCHAEFER, C. E. G.; DUSSIN, T. M.; AMIM JÚNIOR, J. Distribuição e formas de ocorrência de zinco em solos no município de Vazante - MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.l.], v. 32, n. 5, p.2183-2194, out. 2008.
- KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian Biomes: Inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, [S.l.], v. 338, n. 1, p. 467-481, 2010.
- KOMINKO, H.; GORAZDA, K.; WZOREK, Z. The possibility of organo-mineral fertilizer production from sewage sludge. **Waste and Biomass Valorization**, [S.l.], v. 8, n. 5, p. 1781-1791, 2017.
- LAMASTRA, L.; SUCIU, N. A.; TREVISAN, M. Sewage sludge for sustainable agriculture: contaminants' contents and potential use as fertilizer. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, [S.l.], v. 5, n. 1, p. 1-6, mai. 2018.
- LATIFAH, O.; AHMED, O. H.; MAJID, N. M. A. Soil pH Buffering Capacity and Nitrogen Availability Following Compost Application in a Tropical Acid Soil. **Compost Science & Utilization**, [S.l.], v. 26, n. 1, p. 1-15, set. 2017.
- LI, G.; ZHANG, F., SUN, Y., WONG, J. W. C., FANG, M. Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process. **Water, Air, and Soil Pollution**, [S.l.], v. 132, n. 3, p. 333-345, 2001.
- 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**, [S.l.], v. 245, p. 1299-1302, 2017.
- LINDHOLM-LEHTO, P. C.; AHKOLA, H. SJ; KNUUTINEN, J. S. Procedures of determining organic trace compounds in municipal sewage sludge - a review. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 24, n. 5, p. 4383-4412, 2017
- LIU, R.; ZHAO, Y.; SIBILLE, C.; REN, B. Evaluation of natural organic matter release from alum sludge reuse in wastewater treatment and its role in P adsorption. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 302, p. 120-127, out. 2016.
- LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H.; BULL, L. T.; MOREIRA, L. L. Q. Manejo do lodo de esgoto e nitrogênio mineral na fertilidade do solo ao longo do tempo. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 2705-2725, 2013.
- MOHAMED, B.; MOUNIA, K.; AZIZ, A.; AHMED, H.; RACHID, B.; LOTFI, A. Sewage sludge used as organic manure in Moroccan sunflower culture: effects on certain soil properties, growth and yield components: Effects on certain soil properties, growth and yield components. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 627, p. 681-688, jun. 2018.
- MOTA, M. F. C.; PEGORARO, R. F.; SANTOS, S. R.; MAIA, V. M.; SAMPAIO, R. A.; KONDO, M. K. Contamination of soil and pineapple fruits under fertilization with sewage sludge. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 22, n. 5, p. 320-325, maio 2018.

MOTA, M. F. C.; PEGORARO, R. F.; MAIA, V. M.; SAMPAIO, R. A.; KONDO, M. K.; SANTOS, S. R. Can sewage sludge increase soil fertility and replace inorganic fertilizers for pineapple production? **Research, Society and Development**, v. 10, n. 11, 2021.

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; JUNIO, G. R. Z.; CARNEIRO, J. P.; RODRIGUES, M. N.; ALBUQUERQUE, H. C. Yield and nutrition of sunflower fertilized with sewage sludge stabilized by different processes. **Revista Ceres**, [S.l.], v. 60, n. 5, p. 683-689, out. 2013.

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; JUNIO, G. R. Z.; FERNANDES, L. A.; CRUZ, S. F.; CARNEIRO, J. P.; LIMA, N. N. Atributos químicos do solo adubado com lodo de esgoto estabilizado por diferentes processos e cultivado com girassol. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 1, 2014.

NELSON, P. N.; SU, N. Soil pH buffering capacity: a descriptive function and its application to some acidic tropical soils. **Soil Research**, [S.l.], v. 48, n. 3, p. 201-207, mai. 2010.

NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FONSECA, I. M.; FERREIRA, C. S.; SANTOS, S. E.; F., L. C.; G., E.; F., L. A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v.11, p.331-338, jun. 2007.

PASSOS, R. R.; RUIZ, H. A.; MENDONÇA, E. S.; CANTARUTTI, R. B.; SOUZA, A. P. Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.l.], v. 31, n. 5, p. 1119-1129, out. 2007.

PARAIBA, L. C.; SAITO, M. L. Distribuição ambiental de poluentes orgânicos encontrados em lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 9, p. 853-860, set. 2005.

PEGORARO, R. F.; SOUZA, A. R.; SAMPAIO, R. A.; FRAZÃO, L. A.; RODRIGUES, M. N.; MAIA, V. M. Carbon and Nitrogen Balance in an Oxisol Influenced by Sewage Sludge and Mineral Fertilization. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [S.l.], v. 51, n. 19, p. 2441-2451, out. 2020.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão 4.0.5. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em 04 de setembro de 2021.

RENGASAMY, P. World salinization with emphasis on Australia. **Journal of Experimental Botany**, [S.l.], v.57, n.5, p.1017-1023, mar. 2006.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais - CFSEMG. **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª aproximação**. 5. ed. Viçosa: CFSMG, 1999. 359p.

SAITO, M. L. O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos (Documentos 64). **EMBRAPA**, Jaguariúna, dez. 2007. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/7108/1/documentos_64.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2021.

SHI, R. Y.; LIU, Z. D.; LI, Y.; JIANG, T.; XU, M.; LI, J. Y.; XU, R. K. Mechanisms for increasing soil resistance to acidification by long-term manure application. **Soil and Tillage Research**, [S.l.], v. 185, p. 77-84, jan. 2019

- SINGH, R. P.; SINGH, P.; IBRAHIM, M. H.; HASHIM, R. Land application of sewage sludge: physicochemical and microbial response. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, p. 41-61, 2012.
- SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, n. 1, p. 1-8, jan. 1998.
- SIQUEIRA, D. P.; BARROSO, D. G.; CARVALHO, G. C. M. W.; ERTHAL, R. M.; RODRIGUES, M. C. C.; MARCIANO, C. R. Lodo de esgoto tratado na composição de substrato para produção de mudas de *Plathymenia reticulata* Benth. **Ciência Florestal**, [S.l.], v. 29, n. 2, p. 728-739, jun. 2019.
- SOMMAGGIO, L. R. D.; MAZZEO, D. E. C.; SANT' ANNA, D; DE A. E S.; LEVY, C. E.; MARIN-MORALES, M. A. Ecotoxicological and microbiological assessment of sewage sludge associated with sugarcane bagasse. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 550-557, 2018.
- SOUSA, L. J. R.; ARAÚJO, M. B.; DE OLIVEIRA, C. L.; BARROS, C. T.; SILVA A. A.; BEZERRA, A. L.; DILL, P. R. J.; MEDEIROS, E. V.; HAMMECKER, C.; ANTONINO, A. C. D.; LEITE, M. C. D. B. S. Biochar de lodo de esgoto aumenta a produção e eficiência no uso de gua da Alfaca. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.l.], v. 13, n. 04, p. 1720-1729, jul. 2020.
- SOARES, E. M. B.; SILVA, C. A.; DIAS, B. de O.; BETTIOL, W.; BELIZÁRIO, M. H. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S.l.], v. 43, n. 9, p. 1231-1240, set. 2008.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I.; MURPHY, A. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017. 888 p.
- TRANI, P.E.; CARRIJO, O. A. Fertirrigação em hortaliças (Boletim Técnico IAC, 196). **Instituto Agrônomo**, Campinas, ed. 2, p. 58, ago. 2011.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174p.
- USMAN, K.; KHAN, S.; GHULAM, S.; KHAN, M. U.; KHAN, N.; KHAN, M. A.; KHALIL, S. K. Sewage Sludge: an important biological resource for sustainable agriculture and its environmental implications. **American Journal of Plant Sciences**, [S.l.], v. 03, n. 12, p. 1708-1721, jan. 2012.
- VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M.; PÉREZ, D. V.; SILVA, C. M. M. S. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S.l.], v. 40, n. 9, p. 919-926, set. 2005.
- WARMAN, P.R.; TERMEER, W. C. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and n, p and k content of crops and soils: yields and N, P and K content of crops and soils. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 96, n. 8, p. 955-961, mai. 2005.

SYSTAT SOFTWARE. **SigmaPlot for Windows**. Version 14.0. San Jose: Systat Software Inc., 2014.

XU, R.; ZHAO, A.; YUAN, J.; JIANG, J. pH buffering capacity of acid soils from tropical and subtropical regions of China as influenced by incorporation of crop straw biochars. **Journal of Soils and Sediments**, [S.l.], v. 12, n. 4, p. 494-502, fev. 2012.

XUE, D.; HUANG, X. The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. **Chemosphere**, [S.l.], v. 93, n. 4, p. 583-589, out. 2013.

YADA, M. M.; MELO, W. J.; MELO, V. P. Elementos-traço no solo, na planta e no grão de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto por 16 anos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 25, n. 2, p. 371-379, 2020.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

ZHANG, Y.; ZHANG, S.; WANG, R.; CAI, J.; ZHANG, Y.; LI, H.; JIANG, Y. Impacts of fertilization practices on pH and the pH buffering capacity of calcareous soil. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 62, n. 5-6, p. 432-439, 2016.

ZHOU, J.; XIA, F.; LIU, X.; HE, Y.; XU, J.; BROOKES, P. C. Effects of nitrogen fertilizer on the acidification of two typical acid soils in South China. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 2, p. 415-422, 2014.

ZUBA JUNIO, G. R.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; PEGORARO, R. F.; MAIA, V. M.; CARDOSO, P. H. S.; SOUSA, I. P.; VIEIRA, I. T. R. Content of Heavy Metals in Soil and in Pineapple Fertilized with Sewage Sludge. **Journal of Agricultural Science**, [S.l.], v. 11, n. 9, p. 281-292, jun. 2019.