

DANILO PEREIRA RIBEIRO

**ALTERAÇÕES QUÍMICAS EM SOLO CULTIVADO COM  
MILHO, ALGODOEIRO E FEIJOEIRO EM SUCESSÃO E FERTIRRIGADO  
COM ESGOTO SANITÁRIO TRATADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2014

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

R484a  
2014

Ribeiro, Danilo Pereira, 1985-

Alterações químicas em solo cultivado com milho, algodoeiro e feijoeiro em sucessão e fertirrigado com esgoto sanitário tratado / Danilo Pereira Ribeiro. – Viçosa, MG, 2014.

xix, 76f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.63-76.

1. Irrigação com águas residuais. 2. Química do solo.  
3. Cultivos agrícolas. 4. Recursos hídricos. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.3623

DANILO PEREIRA RIBEIRO

**ALTERAÇÕES QUÍMICAS EM SOLO CULTIVADO COM  
MILHO, ALGODOEIRO E FEIJOEIRO EM SUCESSÃO E FERTIRRIGADO  
COM ESGOTO SANITÁRIO TRATADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 19 de dezembro de 2014.

---

Hugo Alberto Ruiz

---

Genelício Crusoé Rocha

---

Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco

---

Mauro Aparecido Martinez  
(Coorientador)

---

Antonio Teixeira de Matos  
(Orientador)

À minha mãe,  
que me ensinou a caminhar  
para eu poder chegar até aqui  
e ao Dr. Dilermando Dourado Pacheco,  
meu primeiro orientador, exemplo  
e agora colega de trabalho,

**DEDICO.**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, Pai misericordioso, pelo amor, pela minha saúde, família e esposa, pelas oportunidades, por sempre me livrar do mal e, principalmente, por nos dar a salvação da alma sem ser necessário merecê-la. A Ele devo todo louvor, toda honra e toda glória.

Aos meus amados pais, José Antônio e Diguimar, pelo amor, dedicação, educação e exemplos.

Aos meus irmãos Daniel e Denis, companheiros e cúmplices e a todos os meus familiares, que foram sempre carinhosos, compreensivos e dispostos a ajudar no que fosse preciso.

À Miriam, minha amada esposa, fonte de ternura que enriquece os meus dias e me alegra com seu riso radiante.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, por me orientar com boa vontade e dedicação, pelo exemplo e por ter confiado em mim.

Aos professores do Departamento de Ciências Agrárias da UNIMONTES, Silvânio R. dos Santos e Marcos K. Kondo que permitiram que eu executasse o trabalho que culminou nessa tese, na área de Utilização Agrícola de Esgoto Sanitário, em parceria com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). Sem a ajuda deles eu não teria conseguido.

Aos acadêmicos Edicássio, Pablo e Gilberto do curso de Agronomia da UNIMONTES pela amizade, dedicação e enorme auxílio na condução e coleta de dados experimentais.

À magnífica Universidade Federal de Viçosa e ao seu excelente Departamento de Engenharia Agrícola, que me deram a oportunidade de realizar o Mestrado e o Doutorado.

Aos professores membros da banca de defesa desta tese e da qualificação, que participaram com boa vontade e contribuíram com valiosas sugestões e à Dra. Rosa de Belém das Neves Alves da EMBRAPA/CENARGEN, pessoa boníssima, pela enorme ajuda.

Aos professores do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial, Alisson C. Borges e Mauro A. Martinez pelos ensinamentos e exemplos de profissionalismo.

À professora Lêda Rita D. Faroni pela sua dedicação para a excelência do programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola e aos funcionários do DEA, Délio, Chicão, Claudenilson, Simão, Graça, e Galinári, que estiveram sempre dispostos a ajudar.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro, essencial durante esta etapa.

Aos membros da Pastoral do Idoso da paróquia Santa Rita de Cássia de Viçosa, que me acolheram e ajudaram muito na minha formação pessoal e espiritual, especialmente a Elizabete e Cleuza, grandes companheiras e exemplos de caridade. E a todos os idosos que visitávamos, pelo amor e carinho com que nos recebiam e pelos valiosos ensinamentos.

Aos meus amigos Cesar, Érica Rodrigues, José Maria, Paula, João Paulo, Lorena, Telma, Marcelo, Érica Melo, Leila, Monique, Paulo, Ana Lúcia e Aneuzemira pela ótima convivência em Viçosa, indispensável para suportar esse período longe da minha família.

Aos colegas pós-graduandos, em especial, os da área de Recursos Hídricos e Ambientais, que além da presteza e dos exemplos de determinação, proporcionaram bons momentos de alegria e descontração em meio às tensões das disciplinas e demais exigências do programa.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Norte de Minas Gerais (IFNMG), Câmpus Januária, pelo apoio, especialmente ao técnico Fernando M. Barbosa que foi sempre solicitado. À Pró-reitoria de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação do IFNMG pela concessão de auxílio financeiro do Programa de Bolsas para Qualificação dos Servidores, após o encerramento da bolsa do CNPq.

À Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelos apoios financeiros para a participação coletiva em eventos técnicos científicos, durante a minha graduação, que estimulavam e permitiam a publicação dos resultados de projetos de pesquisas nos quais fui colaborador. Isso foi fundamental para formação do meu currículo e contribuiu muito para que eu fosse selecionado em excelentes programas de Mestrado e Doutorado.

E a todos os demais, que de alguma forma colaboraram para que esse sonho se tornasse realidade e acreditaram na minha capacidade, fica aqui o meu sincero muito obrigado!

## BIOGRAFIA

DANILO PEREIRA RIBEIRO, filho de José Antônio Barbosa Ribeiro e Diguimar Nunes Pereira Ribeiro, nasceu em três de agosto de 1985, na cidade de Janaúba, no Estado de Minas Gerais, Brasil.

Em fevereiro de 2004, iniciou o curso de Engenharia Agrônômica da Universidade Estadual de Montes Claros no Câmpus Janaúba, concluindo-o em dezembro de 2008.

Em março de 2009, ingressou no Mestrado do programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, da Universidade Federal de Viçosa em Viçosa/MG, concluindo-o em fevereiro de 2011.

Em março de 2011, ingressou no Doutorado do mesmo programa em que fez o Mestrado.

Em novembro de 2012 foi aprovado em primeiro lugar no concurso público para o cargo de Professor de Ensino Básico, Técnico e Tecnológico do Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, no Câmpus Januária, o que o permitiu realizar o sonho de retornar para a sua região de origem para contribuir com o seu desenvolvimento.

Para chegar até aqui, por ordem de prioridade, teve fé em Deus, objetivos, dedicação e persistência.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	vii
LISTA DE TABELAS .....	xi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....	xiii
RESUMO .....	xiv
ABSTRACT .....	xvii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1. Disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas brasileiras.....	3
2.2 Utilização de águas residuárias para fertirrigação em cultivos agrícolas.....	5
2.2.1 Efeitos sobre a fertilidade do solo .....	6
2.2.2 Riscos de contaminação do solo com metais pesados e proliferação de microrganismos patogênicos .....	7
2.2.3 Riscos de salinização e sodificação do solo .....	9
2.2.3.1 Alternativas para minimizar os efeitos da salinidade e sodicidade .....	14
2.2.3.2 Utilização de espécies vegetais tolerantes à salinidade .....	15
2.2.4 Outros fatores relacionados com o uso agrícola de águas residuárias....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	20
3.1 Informações gerais do experimento.....	20
3.2 Informações específicas de cada cultivo .....	23
3.2.1 Cultivo do Milho .....	23
3.2.2. Cultivo do Algodoeiro.....	24
3.2.3. Cultivo do Feijoeiro .....	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	26
4.1 Alterações nos atributos do solo após o cultivo do milho.....	27
4.2 Alterações nos atributos do solo após o cultivo do algodoeiro.....	38
4.3 Alterações nos atributos do solo após o cultivo do feijoeiro.....	47
4.4 Considerações finais.....	59
5. CONCLUSÕES.....	62
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	63

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 2.1 – Situação das bacias hidrográficas brasileiras segundo os aspectos de quantidade e qualidade da água dos rios. Fonte: ANA (2010) adaptado por IBAMA (2013). .....4
- Figura 2.2 – Diretrizes para análise da qualidade da água a ser utilizada na irrigação, no que se refere aos problemas de dispersão da argila e redução na permeabilidade do solo (AYERS; WESTCOT, 1991). ..... 11
- Figura 2.3 – Argila dispersa em água (ADA) em função da razão de adsorção de sódio (RAS) e da condutividade elétrica da solução de saturação ( $CE_{es}$ ) e de percolação no solo LV hematítico (A) e LVd gibbsítico (B), apresentando, como detalhe, as curva de ADA obtidas em amostras naturais (ALMEIDA NETO et al., 2009). ..... 11
- Figura 2.4 – Alguns dos processos envolvidos na remoção de sódio, pela vegetação, em solos sódicos (Adaptado de QADIR et al., 2003). ..... 17
- Figura 3.1 – Área experimental da COPASA/UNIMONTES em Janaúba/MG, de aplicação de esgoto sanitário tratado por sistema de irrigação por gotejamento, no início do cultivo do feijoeiro, em abril de 2014.....21
- Figura 4.1 – Precipitações diárias (mm) ocorridas durante o período experimental. ....26
- Figura 4.2 – Teores médios de sódio, razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST), condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo ( $CE_{es}$ ) e argila dispersa em água (ADA), no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $60 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $K_2O = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F. ....30
- Figura 4.3 – Valores médios de pH e teores médios de matéria orgânica (MO), cálcio e magnésio trocáveis, no perfil do solo, após o cultivo do

	milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (60 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O = 100%). Significativo a (**) 1% e (*) 5% pelo teste t e para o modelo (R <sup>2</sup> ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....	32
Figura 4.4 – Médias de acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTC <sub>pH7,0</sub> ) e saturação por bases (V), no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (60 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O = 100%). Significativo a (**) 1% e (*) 5% pelo teste t e para o modelo (R <sup>2</sup> ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....		34
Figura 4.5 – Teores médios de micronutrientes, Zn <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup> , Cu <sup>2+</sup> e B disponíveis, no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (60 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O = 100%). Significativo a (**) 1% e (*) 5% pelo teste t e para o modelo (R <sup>2</sup> ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....		36
Figura 4.6 – Teores médios de sódio, razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST), condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE <sub>es</sub> ) e argila dispersa em água (ADA), no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (80 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O = 100%). Significativo a (**) 1% e (*) 5% pelo teste t e para o modelo (R <sup>2</sup> ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....		40
Figura 4.7 – Valores médios de pH e teores médios de matéria orgânica (MO), cálcio e magnésio trocáveis, no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (80 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O = 100%). Significativo a (**) 1% e (*) 5% pelo teste t e para o modelo (R <sup>2</sup> ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....		41
Figura 4.8 – Médias de acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTC <sub>pH7,0</sub> ) e saturação por bases (V), no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro		

- submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $80 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O} = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1%, (\*) 5% e até (°) 10% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....44
- Figura 4.9 – Teores médios de micronutrientes,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  e B disponíveis, no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $80 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O} = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....46
- Figura 4.10 – Teores médios de sódio trocável, razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST) condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo ( $\text{CE}_{\text{es}}$ ) e argila dispersa em água (ADA), no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O} = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....49
- Figura 4.11 – Valores médios de pH, teores de matéria orgânica (MO), cálcio e magnésio trocáveis, no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O} = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....51
- Figura 4.12 – Médias de acidez potencial ( $\text{H}+\text{Al}$ ), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial ( $\text{CTC}_{\text{pH}7,0}$ ) e saturação por bases (V), no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O} = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.....55
- Figura 4.13 – Teores médios de micronutrientes,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  e B disponíveis, no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em

cobertura ( $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O} = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F. ....57

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Médias dos atributos do solo, até a camada de 0,8 m de profundidade, antes do plantio do milho. ....	22
Tabela 4.1 – Lâminas líquidas de esgoto sanitário tratado (EST), precipitação efetiva (PE), lâminas líquidas complementares de irrigação (IR) e lâminas totais aplicadas (Total) nos tratamentos experimentais durante o cultivo do milho. ....	27
Tabela 4.2 – Composição química do esgoto sanitário tratado aplicado nas parcelas experimentais cultivadas com milho. ....	27
Tabela 4.3 – Doses totais de macronutrientes e sódio ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) fornecidos via adubação mineral (AM) e esgoto sanitário tratado (EST) durante o cultivo do milho. ....	28
Tabela 4.4 – Análise de variância e média dos teores de potássio e fósforo disponíveis no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido aos tratamentos de doses e fontes de potássio. ....	33
Tabela 4.5 – Lâminas líquidas de esgoto sanitário tratado (EST), precipitação efetiva (PE), lâminas líquidas complementares de irrigação (IR) e lâminas totais aplicadas (Total) nos tratamentos experimentais durante o cultivo do algodoeiro. ....	38
Tabela 4.6 – Composição química do esgoto sanitário tratado aplicado nas parcelas experimentais cultivadas com algodoeiro. ....	39
Tabela 4.7 – Doses totais de macronutrientes e sódio ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) fornecidos via adubação mineral (AM) e esgoto sanitário tratado (EST) durante o cultivo do algodoeiro. ....	39
Tabela 4.8 – Análise de variância e teste de médias para os teores de potássio e fósforo disponíveis no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido aos tratamentos de doses e fontes de potássio. ....	43
Tabela 4.9 – Lâminas líquidas de esgoto sanitário tratado (EST), precipitação efetiva (PE), lâminas líquidas complementares de irrigação (IR) e lâminas totais aplicadas (Total) nos tratamentos experimentais durante o cultivo do feijoeiro. ....	47

Tabela 4.10 – Composição química do esgoto sanitário tratado aplicado nas parcelas experimentais cultivadas com feijoeiro.....	48
Tabela 4.11 – Doses totais de nutrientes e sódio ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) fornecidos via adubação mineral (AM) e esgoto sanitário tratado (EST) durante o cultivo do feijoeiro. ....	48
Tabela 4.12 – Análise de variância e teste de médias para os teores de potássio e fósforo disponíveis no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido aos tratamentos de doses e fontes de potássio. ....	54

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADA	– Argila dispersa em água
ARs	– Águas residuárias
CEa	– Condutividade elétrica da água
CEes	– condutividade elétrica no extrato da pasta saturada do solo
COPASA	– Companhia de Saneamento Básico de Minas Gerais
$CTC_{pH7,0}$	– Capacidade de troca de cátions potencial
DQO	– Demanda química de oxigênio
EST	– Esgoto sanitário tratado
ETE	– Estação de tratamento de esgoto
H+Al	– Acidez potencial
M.O.	– Matéria orgânica
$N_{total}$	– Nitrogênio total
PST	– Porcentagem de sódio trocável
RAS	– Razão de adsorção de sódio
SB	– Soma de bases
UNIMONTES	– Universidade Estadual de Montes Claros
V	– Saturação por bases

## RESUMO

RIBEIRO, Danilo Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2014. **Alterações químicas em solo cultivado com milho, algodoeiro e feijoeiro em sucessão e fertirrigado com esgoto sanitário tratado.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientador: Mauro Aparecido Martinez.

A utilização de esgoto sanitário tratado (EST) como fonte de água e nutrientes para os cultivos agrícolas é uma das principais alternativas a serem exploradas para lidar com a escassez hídrica. Quanto maior a quantidade de esgoto aplicada, menor será a necessidade de outras fontes de água para a cultura, contudo, a concentração de nutrientes e outros elementos químicos no EST podem limitar, consideravelmente, o seu uso. Assim, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de se avaliarem os impactos nos atributos químicos de um Latossolo Vermelho eutrófico cultivado com milho, algodoeiro e feijoeiro, em sucessão, e fertirrigados com EST, para fornecer de 50 a 200% da recomendação de potássio para essas culturas, cultivadas no Norte de Minas Gerais, região semiárida. Os experimentos foram conduzidos em campo, em uma área anteriormente cultivada com algodoeiro, de maio a outubro de 2012, com objetivo semelhante ao do presente trabalho. Os tratamentos foram definidos por quatro doses de potássio, fornecidas via esgoto sanitário efluente de tratamento terciário da ETE de Janaúba/MG, constituídos pela aplicação de 50 (T1), 100 (T2), 150 (T3) e 200% (T4) da recomendação da adubação de potássio em cobertura para as respectivas culturas e com um tratamento testemunha (T0), no qual foi feito o fornecimento de 100% da recomendação de N, P e K via adubação mineral e aplicação de água com padrão de potabilidade. Os experimentos foram arranjados em delineamento de blocos casualizados, com 5 tratamentos e quatro repetições totalizando 20 parcelas experimentais. Cada parcela tinha área de 32 m<sup>2</sup> e seis linhas laterais de sistema de aplicação por gotejamento. Nos tratamentos que receberam EST, a demanda hídrica foi complementada com água com padrão de potabilidade e as recomendações de N, P para as culturas foram complementados com adubação mineral. Após cada cultivo na área foram coletadas amostras de solo, por camada de 0,20 m até 0,80 m de profundidade, para as análises

químicas do solo, de argila dispersa em água e de condutividade elétrica no extrato da pasta saturada do solo ( $CE_{es}$ ). Após a colheita do milho, cultivado de novembro de 2012 a fevereiro de 2013, verificou-se, pela análise de regressão, que com o aumento da lâmina de EST aplicada, a partir da camada de 0,2 a 0,4 m, os teores de  $Na^+$  trocável no solo aumentaram, o que proporcionou comportamento semelhante para a porcentagem de sódio trocável (PST) nas camadas de 0,20 a 0,40 m e 0,60 a 0,80 m e para a razão de adsorção de sódio (RAS) na camada de 0,60 a 0,80 m; além disso, observou-se, em algumas camadas do solo, redução nos valores da saturação por bases e teores de matéria orgânica, Mn e Cu disponíveis. Após a colheita do algodão, cultivado de junho a novembro de 2013, com o aumento da lâmina de EST aplicada, até 0,2 m de profundidade, houve redução no pH, teores de cálcio trocável, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial ( $CTC_{pH7,0}$ ) e saturação por bases (V) e aumento na acidez potencial; nas demais camadas observou-se aumento na acidez potencial e nos teores de Fe disponível e redução nos teores de B e Zn disponíveis; em todo o perfil do solo, em função da lâmina de EST aplicada, os teores de sódio trocável, PST e RAS aumentaram; a  $CE_{es}$ , assim como ocorreu após o cultivo do milho, aumentou apenas na camada de 0,60 a 0,80 m de profundidade do solo, o que pode ter proporcionado a redução na ADA na mesma camada. Após a colheita do feijão, cultivado de abril a junho de 2014, com o aumento da lâmina de EST aplicada, observou-se aumento nos teores de  $Na^+$  trocável, PST e RAS em todo o perfil do solo; a ADA aumentou na camada de 0,2 a 0,4 m e diminuiu nas camadas vizinhas, na camada de 0,6 a 0,8 m não houve diferença entre os tratamentos; o pH e a  $CE_{es}$  aumentaram até 0,6 m de profundidade em função da lâmina de EST aplicada. Os teores de Cu disponível, a partir da camada de 0,20 a 0,40 m, diminuíram com o aumento da lâmina de EST aplicada. A aplicação de EST, além de fornecer até 200% da recomendação de K para as culturas do milho, algodoeiro e feijoeiro, proporcionou economia de até 50% de toda a água demandada pelas culturas, 65 e 69% dos  $160\text{ kg ha}^{-1}$  de N e 42 e 83% dos  $120\text{ kg ha}^{-1}$  de  $P_2O_5$  recomendados para as culturas do milho e algodoeiro, respectivamente. E, para a cultura do feijoeiro, proporcionou economia de até 49,5% dos  $100\text{ kg ha}^{-1}$  de N e 41% dos  $90\text{ kg ha}^{-1}$  de  $P_2O_5$  recomendados. Assim, após os cultivos realizados na área pode-se concluir que: a aplicação

de EST, para fornecer até 200% da recomendação de K para as culturas agrícolas, não aumentou as concentrações de macro e micronutrientes no solo que representassem risco de toxicidade às plantas; A concentração de sódio foi mais restritiva que a de potássio para o uso agrícola do EST devido aos aumentos lineares na porcentagem de sódio trocável e na razão de adsorção de sódio, no perfil do solo, em função das lâminas de EST aplicadas; a aplicação de EST não alterou o teor de matéria orgânica no solo; após o último cultivo, até 0,6 m de profundidade do solo, houve aumento no pH e na  $CE_{es}$  em função das lâminas de EST aplicadas, atingindo valores de até 6,5 e 0,66 dS  $m^{-1}$ , respectivamente, na camada superficial; os teores de argila dispersa em água, nas camadas de 0,0 a 0,20 m e 0,40 a 0,60 m de profundidade do solo, diminuíram em função das lâminas de EST aplicadas, indicando serem mais influenciada pela salinidade do que pela sodicidade no meio.

## ABSTRACT

RIBEIRO, Danilo Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2014. **Chemical changes in soil cultivated with maize, cotton and bean at succession and with fertigation of treated sanitary wastewater.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-adviser: Mauro Aparecido Martinez.

The use of treated sanitary wastewater (TWW) as a source of water and nutrients for agricultural crops is one of the options to be explored to deal with water scarcity. The greater amount of sewage applied, decrease the need for other sources of water for the crop, but the concentration of nutrients and other chemicals at TWW may limit, considerably, its use. This work was developed with the aim of evaluating the impacts at chemical attributes of a Oxisol cultivated with maize, cotton and bean, in succession, and fertirrigated with TWW to supply 50 to 200% of the potassium recommendation for these crops, cultivated in the North of Minas Gerais, semiarid region on Brazil. The experiments were conducted in the field, at previously cultivated area with cotton, from May to October 2012, with similar objective at the present study. Treatments consisted of four potassium doses provided by tertiary treated sanitary wastewater, to supply 50 (T1), 100 (T2), 150 (T3) and 200% (T4) of recommendation of potassium fertilization in coverage for the crops and a control treatment (T0), to provide 100% of the recommendation of potassium, nitrogen and phosphorus by mineral fertilizer and irrigation with potable water. The experiments were arranged in a randomized complete block design with five treatments and four replications totaling 20 experimental plots. Each experimental plot had 32 m<sup>2</sup> of area and six lines of drip application system. In treatments with TWW, its contributions of N, P and water were supplemented with mineral fertilizer and potable water to meet the crop recommendations. After each cultivation, soil samples were collected until 0.80 m deep for the soil chemical analysis, and to analysis of water-dispersible clay (WDC) and electrical conductivity in the extract of saturated soil paste (ECs). After harvest of maize, grown since November 2012 until February 2013, it was found by regression analysis that increasing TWW application, exchangeable Na<sup>+</sup> levels increased, providing the same trends for sodium adsorption ratio (SAR) in 0.20-0,40 and 0.60-0.80 m soil layers and for exchangeable sodium percentage

(ESP) in 0.60-0.80 m layer; furthermore, in some soil layers, it was observed reductions at the basis saturation and organic matter contents, Mn and Cu available. After the cotton harvesting, grown of June to November 2013, until 0.20 m soil deep, with the increase of TWW application, the pH, exchangeable calcium levels, sum of basis (SB), potential cation exchange capacity ( $CEC_{pH7,0}$ ) and basis saturation (BS) decreased and potential acidity increased; in the other soil layers, the potential acidity and Fe available increased and B and Zn available decreased; throughout the soil profile, the levels of exchangeable Na, SAR and ESP increased with the increase of TWW application. The ECs, as occurred after maize cultivation, increased only in the 0.60-0.80 m soil layer, what can have decreased WDC at the same layer. After the bean cultivation, from April to June 2014, throughout the soil profile, exchangeable Na, ESP and SAR increased with the increase of TWW application; the WDC increase in the 0.20-0.40 m layer and decreased in adjacent layers, in the layer 0.60-0.80 m treatments were statistically equals; pH and CEs increased until 0.6 m soil depth as a function of the TWW application. The Cu available, from the soil layers of 0.20-0,40 m until 0.60-0.80 m, decreased with increasing of TWW application. The TWW application, besides to supply until 200% of the recommendation of K for crops of maize, cotton and bean, allowed to save until 50% of all water demanded by crops, 65 and 69% of  $160 \text{ kg ha}^{-1}$  of N and 42 and 83% of  $120 \text{ kg ha}^{-1}$  of  $P_2O_5$  recommended for maize and cotton, respectively. And, for bean crop, it was possible to save 49.5% of the  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  of N and 41% of the  $90 \text{ kg ha}^{-1}$  of  $P_2O_5$  recommended. After the crops cycles conducted in the area, it can be concluded that: the fertigation of TWW, to provide up to 200% of K recommendations for agricultural crops, did not increase the concentrations of macro and micronutrients in the soil that represented risk of toxicity to plants; for fertigation with EST, its sodium concentration was more restrictive than the potassium providing linear increases in exchangeable sodium content, SAR and ESP, in the soil profile, as a function of the supplied TWW quantities; the fertigation with EST did not change the content of organic matter in the soil; from the last cultivation cycle, until 0.6 m depth of the soil, pH and CEs increased as a function of the supplied TWW, its reaching values up to 6.5 and  $0.66 \text{ dS m}^{-1}$ , respectively, in the surface layer; the WDC contents, in the 0.0-0.20 m and 0.40-0.60 m soil deeps,

decreased as a function of the supplied TWW quantities, suggesting it are more influenced by salinity than by sodicity in the soil.

## 1. INTRODUÇÃO

No Brasil, muitas bacias hidrográficas já se encontram em situação preocupante no que se refere à disponibilidade hídrica, tanto pelo aumento da demanda para usos urbano, industrial e, principalmente, agrícola e também pelas perdas de qualidade da água decorrente das elevadas cargas de esgotos lançadas nos cursos de água.

A utilização de águas residuárias (ARs), especialmente o esgoto sanitário, como fonte de água e nutrientes para os cultivos agrícolas é uma das principais alternativas a serem exploradas para lidar com a questão do déficit hídrico, manter a produtividade agrícola, diminuir a contaminação dos corpos de água superficiais e minimizar os impactos ambientais de ações antrópicas. Contudo, a prática deve ser realizada de forma criteriosa, pois, caso contrário, pode provocar aumentos na salinidade e sodicidade do solo, diminuir a produtividade das culturas e contaminar aquíferos, águas superficiais e pessoas com elementos químicos tóxicos e microrganismos patogênicos.

A maioria dos trabalhos desenvolvidos, nos últimos anos, para avaliar os efeitos da aplicação de águas residuárias no sistema solo-planta têm se baseado em critérios estabelecidos para irrigação, buscando-se repor toda a demanda hídrica das culturas com águas residuárias. Nesses trabalhos problemas como perdas de nitrogênio por lixiviação, levando a risco de contaminação de águas subterrâneas e, principalmente, aumentos na salinidade e sodicidade do solo, em curtos períodos de aplicação, são comumente relatados.

A utilização da demanda hídrica como critério de aplicação é subjetiva, visto que, os riscos ao sistema solo-planta estão associados às quantidades aplicadas dos constituintes químicos das águas residuárias. Contudo, a fertirrigação com ARs pelo critério do seu constituinte que, de acordo com a fertilidade do solo, atenda a demanda da cultura com a menor quantidade a ser aplicada, pode limitar consideravelmente o volume disposto, refletindo em maiores necessidades de área e de água de boa qualidade para suprir o déficit hídrico da cultura.

Assim, critérios que permitam aumentar a quantidade aplicada sem proporcionar aumento nos riscos de deterioração do sistema solo-planta, em longo prazo, baseados na constituição química das águas residuária e

aproveitando a capacidade tampão do solo, precisam ser mais estudados. Diante disso, este trabalho foi conduzido com o objetivo de se avaliarem os impactos nos atributos químicos do solo cultivado com milho, algodoeiro e feijoeiro em sucessão e fertirrigados com esgoto sanitário tratado, visando-se fornecer 50, 100, 150 e 200% da recomendação de potássio para essas culturas, cultivadas na região semiárida do Norte de Minas Gerais.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas brasileiras**

Com o aumento da população em países em desenvolvimento e, ao mesmo tempo, a busca por padrões de vida melhores, a quantidade de água limpa demandada para uso doméstico, comercial e industrial tem aumentado, gerando grandes volumes de águas residuárias (LAZAROVA; BAHRI, 2005; QADIR et al., 2007). Muitas vezes, essa água residuária (AR), com pouco ou nenhum tratamento, é despejada em corpos de água naturais, proporcionando impactos ambientais negativos.

No Brasil, o atual Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos elaborado em 2013 pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2013) e o atual Relatório de Qualidade do Meio Ambiente, elaborado pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente no mesmo ano (IBAMA, 2013) apresentam resultados alarmantes sobre a situação dos recursos hídricos no país. Como pode ser observado na Figura 2.1, muitas bacias hidrográficas já se encontram em situações preocupantes com relação à demanda hídrica e às perdas de qualidade da água (ANA, 2013) devido ao desenvolvimento socioeconômico mal planejado.

Com a demanda por água cada vez maior, muitas estratégias precisarão ser implementadas nas próximas décadas, para lidar com a menor disponibilidade hídrica, principalmente em regiões áridas e semi-áridas. No contexto mundial e nacional, a irrigação é o setor com maior consumo de água. No Brasil o aumento da demanda para usos consuntivos, no período de 2006 a 2010, foi, em média, de 18%, só para a irrigação, o aumento foi de 23%.

A irrigação é uma tecnologia indispensável para se atender a demanda por alimentos e tem significativa participação no valor da produção agropecuária brasileira. A irrigação permite o aumento na produtividade e na eficiência no uso do solo e de outros recursos naturais, contribuindo assim para a redução do desmatamento, muitas vezes justificado pelo aumento da produção de alimentos. Contudo, são necessários programas governamentais para aumentar a eficiência no uso da água na irrigação, como o incentivo à substituição de sistemas de aplicação menos eficientes e melhorias na assistência técnica para pequenos agricultores irrigantes. Outra alternativa que

poderia ser adotada para aumentar a disponibilidade hídrica é a definição das culturas com potencial para cultivo em áreas irrigadas de acordo com as condições edafoclimáticas e a disponibilidade hídrica da região.

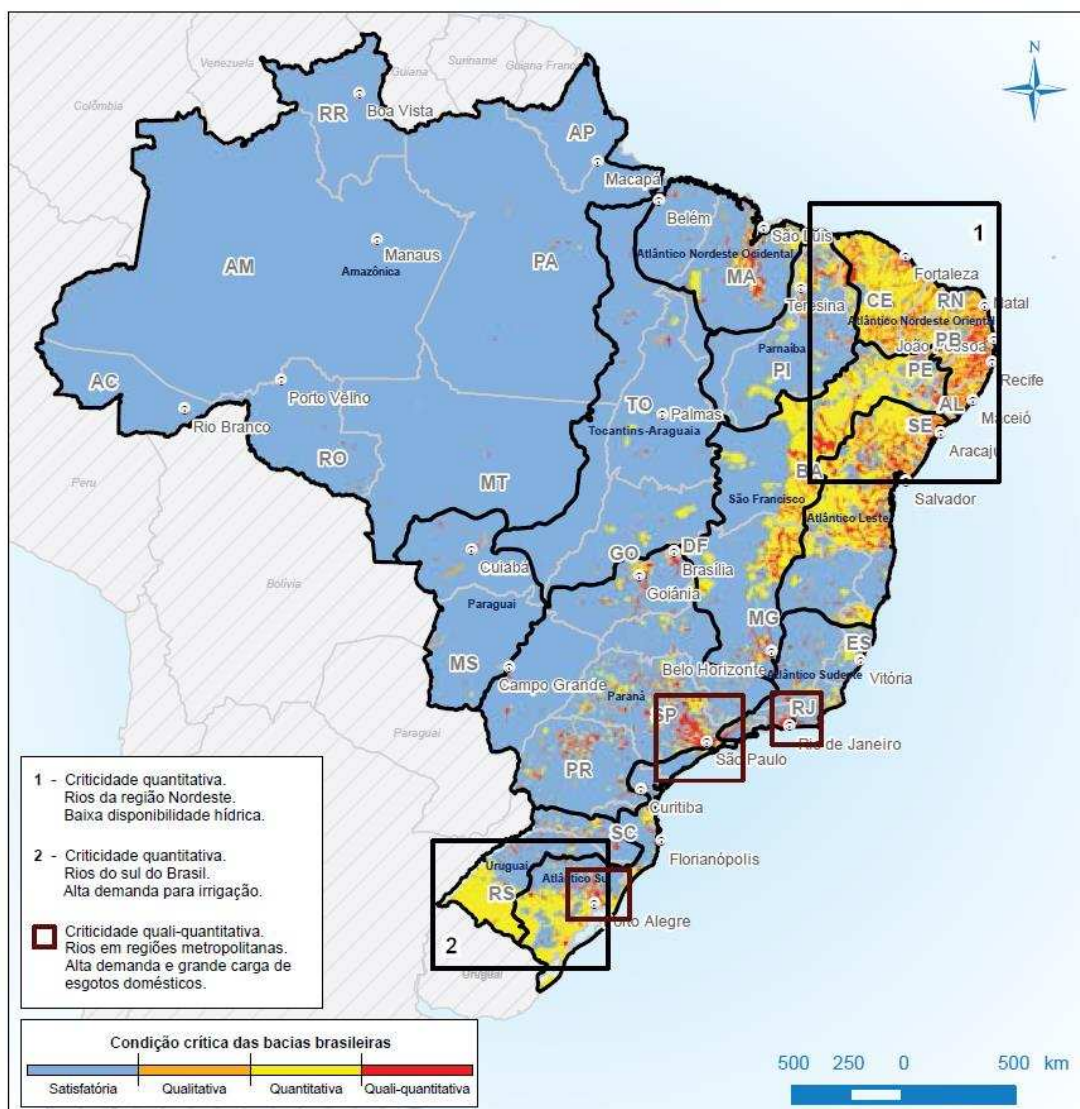


Figura 2.1 – Situação das bacias hidrográficas brasileiras segundo os aspectos de quantidade e qualidade da água dos rios. Fonte: ANA (2010) adaptado por IBAMA (2013).

Enquanto a área irrigada no Brasil corresponde a 7% do total cultivado, menor que a média mundial de 18%, a produção em áreas irrigadas corresponde a 16% do total nacional e o valor econômico da produção corresponde a 35% do total (ANA, 2009). As estimativas para 2012 eram de 5,8 milhões de hectares irrigados, o que corresponde a 19,6% do potencial nacional de 29,6 milhões de hectares (ANA, 2013). Contudo, em situações de escassez os usos prioritários são o consumo humano e a dessedentação de

animais (BRASIL, 1997), o que compromete a disponibilidade de água em áreas irrigadas, podendo levar os produtores à falência e ocasionar crises econômicas. Assim, com a redução na disponibilidade hídrica são necessárias alternativas para garantir a produção de alimentos e o agronegócio nacional.

O esgoto produzido nos municípios poderia ser utilizado para suprir parte da demanda hídrica e nutricional nos cultivos agrícolas nas proximidades das estações de tratamento para onde são conduzidos, contribuindo para diminuir a contaminação dos corpos de água superficiais e diminuindo também a captação de água nos rios para fins de irrigação. Assim, a utilização de águas residuárias para fertirrigação das culturas agrícolas, de forma criteriosa, pode ser uma alternativa para minimizar os impactos ambientais negativos do desenvolvimento socioeconômico (PEREIRA et al. 2011; CHEN et al., 2013).

## **2.2 Utilização de águas residuárias para fertirrigação em cultivos agrícolas**

A utilização de águas residuárias (ARs) como fonte de água e nutrientes para os cultivos agrícolas é uma das principais estratégias a serem exploradas para lidar com o déficit hídrico e manter a produtividade agrícola. Estudos sobre utilização agrícola de águas residuárias têm constatado satisfatórias produtividades das culturas cultivadas e melhorias na fertilidade do solo (HAMILTON et al., 2007).

No que se refere à utilização agrícola de águas residuárias uma decisão importante está relacionada ao seu tratamento. Águas residuárias não tratadas apresentam maior potencial para acrescentar matéria orgânica e nutrientes de forma mais equilibrada ao solo, enquanto que ARs tratadas têm maior potencial de uso como fonte de água, pois, apresentam menor concentração de matéria orgânica e nutrientes, embora a concentração relativa de potássio e, principalmente, sódio possa ser maior. Além disso, quanto maior o nível de tratamento, maior o custo de gerenciamento de ARs e alguns tipos de tratamentos, como os que são feitos em lagoas, podem aumentar a salinidade da água e estimular a proliferação de algas fotossintetizantes que podem prejudicar a fertirrigação (MUYEN et al., 2011).

As águas residuárias brutas, geralmente, apresentam elevada concentração de constituintes em suspensão, o que dificulta a utilização de

sistemas de aplicação localizada, como a microaspersão e o gotejamento, sendo necessários sistemas mais simples de aplicação que podem apresentar baixa eficiência de aplicação, principalmente na distribuição. Nesse caso, a aplicação em sulcos aparenta ser bastante promissora, tendo em vista que a água residuária deve proporcionar maior uniformidade de aplicação que a água de mananciais hídricos.

### **2.2.1 Efeitos sobre a fertilidade do solo**

Os principais nutrientes aportados via águas residuárias são nitrogênio, fósforo e potássio, resultando em incrementos de produtividade nos cultivos agrícolas com redução nos requerimentos de fertilizantes comerciais, o que reflete em ganhos econômicos para os agricultores (BLUM et al., 2013; MASCIANDARO et al., 2014). Em regiões áridas e semi-áridas a utilização agrícola de AR pode ser uma solução para os problemas de escassez de recursos hídricos e para aumentar os baixos níveis de fósforo e matéria orgânica nos solos (LO MÔNACO, 2005; KIZILOGLU et al., 2008; SILVA et al., 2012).

Para ser sustentável, a aplicação de AR deve ser feita com base na sua concentração de nutrientes ou elementos indesejáveis, na fertilidade atual do solo e de acordo com a demanda nutricional das culturas ou risco de toxicidade pelo acúmulo de elementos tóxicos no solo (KIZILOGLU et al., 2008; MATOS et al., 2008; MATOS et al., 2013). Assim, a aplicação de ARs no solo, utilizando referenciais de irrigação para suprir a demanda hídrica das culturas agrícolas, pode causar danos ao sistema solo-planta (BARRETO et al., 2013).

O termo mais correto para utilização agrícola de ARs seria fertirrigação (MATOS et al., 2008b). Nesse caso, para a mesma água residuária, o maior ou menor volume a ser aplicado dependerá da exigência nutricional da cultura a ser fertirrigada. Dessa forma, a utilização de culturas mais exigentes favorece a aplicação de maiores volumes e maior eficiência no uso do solo para disposição de resíduos (HAMILTON et al., 2007; MATOS et al., 2013). Quanto maior a demanda da cultura pelo nutriente em maior quantidade na água residuária, maior será a viabilidade da prática (MATOS et al., 2008b).

Um dos principais impactos negativos da aplicação de AR no solo é a contaminação de águas subterrâneas com nitrato (RIBEIRO; GALBIATTI, 2004;

FONSECA et al., 2007; HAMILTON et al., 2007; MATOS, 2010). Este ânion é muito solúvel e não é facilmente adsorvido aos minerais de argila do solo em que predominam cargas eletronegativas, com isso, se não for efetivamente absorvido pelas plantas, pode ser rapidamente lixiviado com a percolação da água (HERMON et al., 2006).

Apesar dos benefícios econômicos e ambientais da aplicação de ARs no solo (MENESES et al., 2010), a falta de critérios para aplicação pode provocar graves consequências. Existe potencial para transmissão de doenças humanas, especialmente onde são utilizados efluentes com pouco ou nenhum tratamento. Outras ameaças significativas são a degradação dos solos agrícolas, contaminação de aquíferos e de águas superficiais com elementos químicos tóxicos (HAMILTON et al., 2007; MUYEN et al., 2011).

### **2.2.2 Riscos de contaminação do solo com metais pesados e proliferação de microrganismos patogênicos**

Esgotos sanitários podem apresentar elevada quantidade de microrganismos patogênicos, o que varia com as condições de saúde da comunidade (von SPERLING, 2005). Riscos à saúde humana provenientes da fertirrigação com ARs incluem, em primeiro lugar, a exposição de agricultores e de consumidores a patógenos, incluindo infecções por helmintos, e em segundo lugar, ingestão de elementos tóxicos orgânicos e inorgânicos (QADIR et al., 2010; CHEN et al., 2013).

Os agricultores que utilizam AR, e suas famílias, estão expostos aos riscos à saúde provocados por vermes, protozoários, vírus e bactérias patogênicas. Geralmente, os agricultores irrigantes com águas residuárias têm maiores taxas de infecções por helmintos do que os agricultores que utilizam água doce, mas, segundo Trang et al. (2006), há exceções.

O potencial de exposição humana aos patógenos pode ser minimizado, protegendo os agricultores e consumidores, com a utilização de sistema de aplicação por gotejamento, especialmente com gotejadores sub-superficiais (MINHAS; SAMRA, 2004); de equipamentos de proteção individual; e definindo distâncias, ou zonas de proteção, entre as áreas de utilização de águas residuárias e as fontes de água limpa, limites de propriedades, áreas residenciais e estradas (CHEN et al., 2013). Outra opção é a interrupção da

aplicação de água residuária alguns dias antes da colheita, o que diminui a incidência de patógenos por processos naturais (QADIR et al., 2010).

A água residuária utilizada na agricultura é apenas uma das várias fontes de patógenos na propriedade agrícola. Portanto, a promoção de melhorias na higiene pessoal e na preparação de alimentos continua a ser crucial, mesmo quando a água de irrigação for considerada sanitariamente segura. Em países em desenvolvimento, muitos agricultores e consumidores não sabem do risco à saúde com a utilização de águas residuárias. Muitos também não dispõem de informações sobre as práticas adequadas de higiene. Políticas públicas que informem aos agricultores e consumidores sobre os impactos à saúde e as medidas mitigadoras podem reduzir problemas de saúde e custos sociais da utilização de água residuária na agricultura (QADIR et al., 2010).

Com relação à contaminação por metais pesados, desde que não haja contribuição industrial, geralmente as concentrações em esgotos sanitários não representam riscos para a aplicação no solo (von SPERLING, 2005). No entanto, à medida que o tempo de aplicação aumenta, a concentração dos elementos no solo pode aumentar significativamente, mas as concentrações geralmente continuam abaixo dos limites toleráveis (XU et al., 2010; REZAPOUR; SAMADI, 2011; HENTATI et al., 2014).

No Brasil, os limites de concentração para vários elementos estão apresentados na Resolução CONAMA nº 420 de 2009 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo (CONAMA, 2009). Outro referencial brasileiro, que deve ser atendido, são os limites de carga acumulada de substâncias inorgânicas em solos agrícolas, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 375 de 2006. Os menores valores de cargas máximas permitidas são as de mercúrio de  $1,2 \text{ kg ha}^{-1}$ , cádmio de  $4 \text{ kg ha}^{-1}$ , selênio e molibdênio, ambas, de  $13 \text{ kg ha}^{-1}$  (CONAMA, 2006).

Mesmo com a utilização de valores de referência, é importante considerar que a quantidade de metais retidos no solo está relacionada ao pH, conteúdo de argila, tipo de argila silicatada, teor de oxi-hidroxidos de ferro e manganês, matéria orgânica, capacidade de troca de cátions, presença de carbonatos de cálcio e outras propriedades do solo, fazendo com que cada solo tenha diferentes capacidades de retenção desses constituintes

(REZAPOUR; SAMADI, 2011; HIDRI et al., 2014). Quando a capacidade máxima do solo de reter metais pesados for atingida e a aplicação de águas residuárias continuar ou, se ocorrer alterações nas propriedades do solo, os metais pesados adsorvidos podem ficar disponíveis, e com isso podem ser lixiviados e absorvidos pelas plantas contaminando o meio ambiente (MAPANDA et al. 2005).

### **2.2.3 Riscos de salinização e sodificação do solo**

A salinidade é, sem dúvida, o fator mais impactante quanto à utilização de águas residuárias, em particular a concentração de sódio (MATOS et al., 2014). No que se refere à nutrição de plantas, o sódio não é considerado um nutriente essencial, sendo absorvido em pequenas quantidades pela maioria das espécies cultivadas (DECHEN; NACHTIGALL, 2007), o que favorece seu acúmulo no solo. O sódio e outras formas de salinidade são os constituintes mais persistentes e estão entre os mais difíceis de remover de águas salinas, sendo geralmente necessário o uso de resina de troca de cátions ou membranas de osmose reversa, sistemas de tratamento inviáveis economicamente (TOZE, 2006).

De acordo com Ayers e Westcot (1991), concentrações de sódio acima de  $69,0 \text{ mg L}^{-1}$  são consideradas restritivas para a utilização da água para irrigação. Isso indica o potencial de sodificação do solo com a aplicação de águas residuárias, pois a maioria delas apresenta concentração de sódio superior a esse limite (KIZILOGLU et al., 2008).

O aumento na concentração de sódio pode diminuir a absorção de potássio pelas plantas, devido à competição catiônica, o que pode ter efeito tóxico para as plantas. O sódio pode também diminuir a concentração do K no solo, por substituição deste nos complexos de troca de cátions e lixiviação para camadas mais profundas (STEWART et al., 1990; SILVA et al., 2012). Nessas condições, a aplicação de K via adubação mineral pode ser implementada para suprir a necessidade das culturas (FONSECA et al., 2007; HOLTHUSEN et al., 2012). Essa prática é fundamental principalmente em solos com baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e fertilidade natural ruim (FONSECA et al., 2005) como os solos das regiões áridas e semi-áridas brasileiras.

Em solos com boas condições de fertilidade, os cátions  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  predominam na solução do solo e nos complexos de troca de cátions. Quando nesses solos ocorre acúmulo de sais solúveis, geralmente, o  $\text{Na}^+$  passa a predominar na solução do solo e pode substituir os cátions nos complexos de troca. A deterioração da estrutura do solo devido ao aumento nas concentrações de sódio depende da disponibilidade de outros íons no solo, que estão relacionados à sua salinidade. Enquanto a sodicidade favorece a dispersão dos minerais do solo, a salinidade favorece a floculação dos mesmos e, conseqüente, agregação do solo (SUMNER, 1993). No solo ou na água que será aplicada, a sodicidade é avaliada pela porcentagem de sódio trocável (PST) ou razão de adsorção de sódio (RAS) e a salinidade pode ser avaliada pela condutividade elétrica (RICHARDS, 1954).

Os riscos de dispersão de argila e conseqüente diminuição da permeabilidade do solo em função da interação da condutividade elétrica e da RAS da água que será aplicada ao solo estão apresentados na Figura 2.2. Embora essas informações sejam consideradas incontestáveis, elas foram obtidas para solos de países de clima temperado, de mineralogia e comportamento muito diferente de solos de países de clima tropical (MATOS, 2010). Almeida Neto et al. (2009), submetendo amostras de Latossolos, coletados em Minas Gerais, à percolação de soluções com diferentes RAS e condutividades elétricas, verificaram que o comportamento dos solos foi diferenciado, no que se refere à dispersão de argila (Figura 2.3), o que estava associado à mineralogia, mas, também, ao seu grau de intemperismo. A comparação das Figuras 2.2 e 2.3 indica que o comportamento de Latossolos é diferente do observado para solos de regiões de clima temperado.

Valores críticos da razão de adsorção de sódio (RAS) e de concentrações eletrolíticas, abaixo ou acima dos quais pode haver dispersão ou floculação, não podem ser exatamente definidos, ficando à mercê de características mineralógicas, textura e densidade dos solos (Yousaf et al., 1987). Bartoli et al. (1988) relataram que a presença de óxidos de ferro e alumínio promovem a estabilização de agregados. Segundo Sumner (1993), solos com estrutura estabilizada por óxidos de ferro, como os encontrados no Brasil, podem ser mais resistentes aos efeitos da sodificação em relação a outros tipos de solo. Matos et al. (2014) afirmam que solos mais

intemperizados podem suportar águas de RAS mais elevada, desde que a CE não seja baixa, sem apresentar indicativos de sodificação e dispersão de argila.

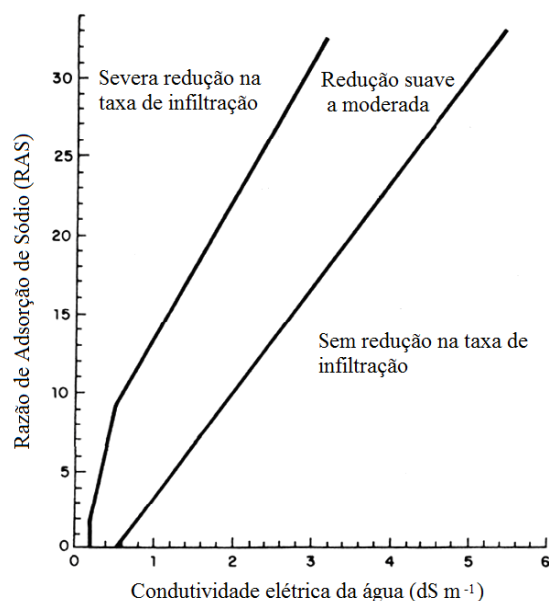


Figura 2.2 – Diretrizes para análise da qualidade da água a ser utilizada na irrigação, no que se refere aos problemas de dispersão da argila e redução na permeabilidade do solo (AYERS; WESTCOT, 1991).

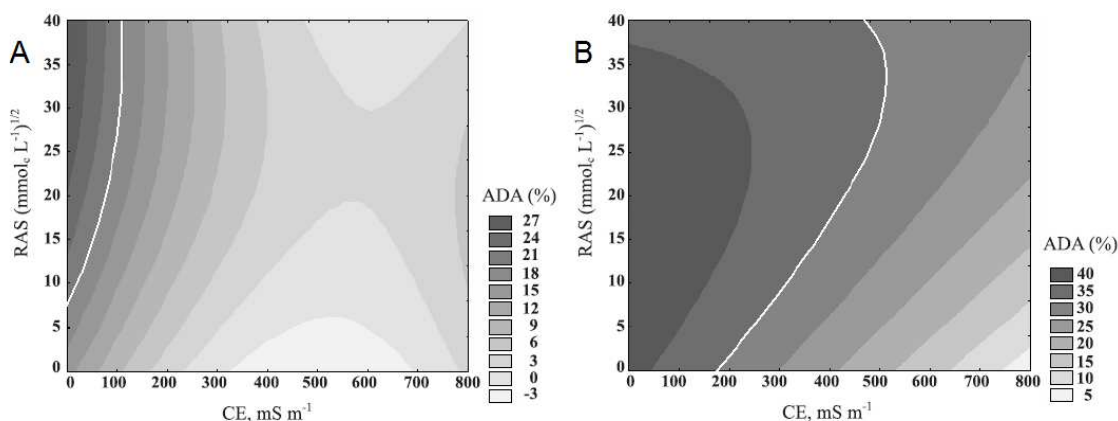


Figura 2.3 – Argila dispersa em água (ADA) em função da razão de adsorção de sodio (RAS) e da condutividade elétrica da solução de saturação ( $CE_{es}$ ) e de percolação no solo LV hematítico (A) e LVd gibbsítico (B), apresentando, como detalhe, as curva de ADA obtidas em amostras naturais (ALMEIDA NETO et al., 2009).

Segundo Schaefer et al. (2008), solos altamente intemperizados, como Latossolos e Argissolos, mesmo que apresentem mineralogia semelhante, já que há predominância de caulinita, goethita, hematita e gibbsita na fração argila, podem apresentar reações e comportamentos bem diferenciados, o que se atribui principalmente aos diferentes ambientes de sua formação.

Muitas vezes, a relação da RAS e da CE de águas residuárias sanitárias pode não indicar danos imediatos à estrutura do solo com sua aplicação (AL-NAKSHABANDI et al., 1997; MATOS, 2011; MUYEN et al., 2011). Águas residuárias geralmente apresentam RAS variando entre 4,5 a 8,0 (FEIGIN et al., 1991; MAGESAN et al., 1999) e, normalmente, CE superior a  $2 \text{ dS m}^{-1}$  o que diminui os riscos de dispersão de argila.

Contudo, águas residuárias podem conter ânions como  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{CO}_3^{2-}$  que podem aumentar os riscos de sodicidade do solo por causarem a precipitação de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) (FEIGIN et al., 1991). A aplicação de águas residuárias também pode aumentar a sodicidade por diminuir o Al trocável do solo, principalmente, para ARs com pH alcalino, aplicadas em solos ácidos, como a maioria dos solos brasileiros (SOUZA, 2005).

Apesar dos relatos de aumento nos teores de sódio no solo, Matos et al. (2014) verificaram tendência de estabilização da PST em solos tropicais, avaliando a influência da RAS da água de irrigação, em colunas de solo preenchidas com amostras coletadas no horizonte B, de Latossolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Argissolo Vermelho, que apresentavam, respectivamente, presença marcante dos minerais caulinita, hematita e gibbsita. Os autores observaram tendência de haver limite na substituição de sódio por outros cátions no complexo de troca dos solos. Os valores máximos estimados de PST foram de 16, 16,6 e 22,5%, para o LVA, LV e PV, respectivamente, concluindo-se que, os solos estudados podem receber águas de RAS e CE altas, sem sofrer sodificação expressiva.

De acordo com a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos da América, o solo pode ser considerado sódico quando a PST for superior a 15%, salino quando a condutividade elétrica da pasta saturada do solo for superior a  $4 \text{ dS m}^{-1}$  e salino-sódico se os dois limites forem ultrapassados (RICHARDS, 1954). McIntyre (1979) propôs o limite de PST de 5% para classificar o solo como sódico na Austrália. Segundo Sumner (1993) o limite de PST para definir a sodicidade do solo é proporcional à concentração eletrolítica da água, nos EUA a concentração eletrolítica da água, é normalmente maior que na Austrália.

Quanto menor a CTC do solo, maiores os riscos da sodificação vir a prejudicar a estrutura do solo e ocorrer a toxicidade por sódio nas plantas e, ou,

deficiência nutricional por carência de Ca, Mg e K (MUYEN et al., 2011). Contudo, no que se refere aos danos à estrutura, solos ricos em oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, apesar de apresentarem menores valores de CTC, formam agregados com maior resistência à dispersão (SUMNER, 1993).

Os efeitos deletérios do aumento da PST ou da salinidade no solo são evidentes após mudanças no uso do solo, como o retorno do cultivo após um período de pousio, mudança na qualidade da água de irrigação, passando de água residuária para água de melhor qualidade, ou chuva após período seco (MUYEN et al., 2011; ASSIS JÚNIOR; SILVA, 2012). Segundo Rengasamy (2010), as chuvas podem aumentar a sodicidade do solo ao proporcionar a lixiviação de sais do solo, como o  $\text{CaCO}_3$  e  $\text{MgCO}_3$ .

No que se refere aos solos salinos e não sódicos esses podem comprometer a absorção de água pelas plantas por reduzirem consideravelmente o potencial osmótico da solução do solo (SANTOS, 2005; MATOS, 2010). Esse efeito pode ser mais pronunciado em regiões áridas e semi-áridas, nas quais o teor de água no solo diminui rapidamente na camada arável devido à elevada evaporação e transpiração pelas culturas (AL-NAKSHABANDI et al., 1997; MATOS, 2010; RENGASAMY, 2010). McLain e Williams (2012) aplicaram esgoto doméstico no solo, cultivado com forrageiras (*Cynodon spp.* e *Lolium spp.*), por 2 anos e observaram aumento na salinidade do solo no verão, devido às elevadas temperaturas e radiação solar que contribuíram para que a perda de água nos primeiros 10 cm do solo fosse elevada, mesmo com suficiente aplicação de água para as plantas.

A viabilidade agrônômica e ambiental da aplicação de águas residuárias no solo é dependente, também, de outros fatores como o tipo de solo, topografia da área, precauções para evitar a contaminação dos trabalhadores rurais e consumidores por agentes patogênicos, adequação da tecnologia de irrigação à qualidade do efluente, frequência de aplicação e nível técnico do gestor da aplicação de ARs no solo (FONSECA et al., 2007). Considerando as dificuldades em se remover o sódio e a salinidade das águas residuárias, várias ações podem ser implementadas para favorecer a sustentabilidade da utilização de ARs para fertirrigação das culturas agrícolas, as principais delas são detalhadas nos tópicos subsequentes.

### **2.2.3.1 Alternativas para minimizar os efeitos da salinidade e sodicidade**

Alguns critérios podem ser adotados para diminuir os problemas de salinidade e sodicidade no solo. Dentre eles, a melhor opção é a aplicação de água residuária de acordo com a demanda nutricional da cultura implantada na área, a concentração dos nutrientes no efluente e a fertilidade natural do solo (MATOS et al., 2008b). Para evitar a sodicidade, ao se aplicar águas residuárias ricas em sódio, pode-se definir uma carga limite de aplicação do elemento ao solo. Segundo Larcher (2006), as plantas em habitats halófitos conseguem absorver até  $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de  $\text{Na}^+$ .

Para se obter produtividade satisfatória, utilizando-se águas residuárias salinas, além da lâmina de lixiviação é necessária a maior frequência de aplicação de água para manter a condição de conforto hídrico para as plantas, o que requer sistema de irrigação automatizado. Isso pode onerar os custos de implantação e manutenção do sistema de aplicação e demandar maior quantidade de água, inclusive de fontes de melhor qualidade.

Na Região semi-árida do Norte de Minas Gerais, os solos, geralmente Latossolos, são mais profundos, o que torna a lixiviação de sais menos impactante, pois o perfil do solo pode acumular significativa quantidade de sais, no entanto, dependendo da taxa de infiltração do solo e da intensidade de aplicação de água, pode ser necessária a utilização de sistema de drenagem.

As lâminas de lixiviação aplicadas muitas vezes podem diluir, juntamente com sais dispersantes, sais agregantes, comprometendo assim a estrutura do solo, com efeitos notórios na estabilidade de agregados, porosidade, densidade, entre outros atributos físicos do solo (MIRANDA et al., 2011). Por isso, a manutenção de sais de eletrovalência com força de agregação no solo assume papel relevante para evitar deterioração do solo e favorecer o ótimo desenvolvimento e crescimento de sistemas radiculares (ASSIS JÚNIOR; SILVA, 2012).

Outras formas de remediação é a aplicação de condicionadores de solo como calcário ( $\text{CaCO}_3$ ), gesso ( $\text{CaSO}_4$ ), esterco de animais e resíduos vegetais (QADIR et al., 2007b). Wuddivira et al. (2009) observaram que a incubação de solos tropicais com danos à estrutura por sodificação, com ou sem condicionadores, por até 56 dias, desde que os mantenha na capacidade

de campo, pode favorecer a formação de agregados e melhorar sua estrutura. O aumento de temperatura e do conteúdo de água até valores próximos aos da capacidade de campo, com o tempo de incubação, favorece a mineralização da matéria orgânica no solo, com conseqüente aumento de íons em solução, incrementando, assim, a condutividade elétrica do solo (BARROS et al., 2005), o que proporciona a formação de agregados.

Sadiq et al. (2007) avaliaram a influência da aplicação de ácido sulfúrico, na dose de 20% da necessidade de gesso e dos equipamentos arado de disco, cultivador e enxada rotativa, utilizados no preparo do solo salino/sódico para o plantio de trigo e de arroz. Os autores observaram aumentos significativos na produtividade das culturas com a utilização do ácido sulfúrico e o implemento que mais contribuiu para o aumento na produtividade foi o arado de disco. Em três anos de cultivo do solo, a produtividade foi crescente, o que os autores atribuíram à redução na salinidade e sodicidade e à incorporação dos restos vegetais de um cultivo para o outro.

A adição de matéria orgânica em conjunto com gesso tem apresentado bons resultados na melhoria das propriedades de solos sódicos, diminuindo a PST e a dispersão da argila, mais que a aplicação dos condicionadores separadamente (WONG et al., 2010). A matéria orgânica pode favorecer a estruturação do solo. O efeito cimentante da matéria orgânica favorece a formação de agregados, o que pode aumentar a macroporosidade do solo (BARTOLI et al., 1988; MATOS, 2014; WANG et al., 2014).

Em Israel, uma medida que tem apresentado bons resultados para prevenir a salinidade e a sodicidade é a adoção de regulamentos rígidos, que proibem a descarga de sais por diversas indústrias, em sistemas de captação de esgoto e estabelecem padrão de concentração de sais em detergentes domésticos. Nessa região, isso é considerado um dos principais motivos do sucesso da utilização, por longo prazo, de águas residuárias para fertirrigação (REID; SARKIS, 2006).

### **2.2.3.2 Utilização de espécies vegetais tolerantes à salinidade**

Mesmo que sejam adotadas medidas para evitar os danos ao solo, se a aplicação de água residuária continuar, problemas de salinidade e sodicidade

podem ocorrer, dependendo da concentração de sódio no efluente, pois a maioria das culturas não absorve significativas quantidades desse elemento.

Para diminuir os problemas de salinidade e sodicidade, uma das principais alternativas é a escolha de culturas mais tolerantes (AKHTER et al., 2003; SANDRI et al., 2009; MATOS et al., 2008). Em culturas como, por exemplo, a beterraba açucareira, o sódio pode ser desejável até determinado limite. Em alguns casos, o sódio pode substituir parcialmente o potássio, sobretudo em plantas de ciclo fotossintético C<sub>4</sub> (MARSCHNER, 1995). Em certas regiões, a aplicação de sódio em adubação de forrageiras tem sido considerada útil, para aumentar o teor do elemento e por melhorar a aceitabilidade da forragem pelo animal, resultando em maior consumo (RAIJ, 1991).

Segundo Fonseca et al. (2007), águas residuárias ricas em sódio possuem potencial para ser aplicadas em espécies perenes como forrageiras, citros, espécies florestais e em recuperação de florestas. Na Bolívia, os problemas de salinidade fizeram com que agricultores, do perímetro de irrigação com água residuária da cidade de Cochabamba, substituíssem as culturas tradicionalmente cultivadas por culturas mais tolerantes à salinidade (HUIBERS et al., 2004).

Existem espécies de planta que, no processo evolutivo, se adaptaram a condições edáficas de elevada salinidade, essas espécies são conhecidas como Halófitas, ou seja, que gostam de sal. As halófitas podem completar seu ciclo de vida em condições de cultivo com salinidade próxima a 200 mmol L<sup>-1</sup> de NaCl (4,6 g L<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>) ou superior (FLOWERS; COLMER, 2008). Algumas espécies requerem concentrações de sal próxima disso para obter seu crescimento ótimo (BYRT; MUNNS, 2008).

As espécies halófitas não possuem apenas a característica de tolerância à salinidade, mas também possuem outras vantagens, como: potencial para alimentação animal e/ou humana, produção de óleo, biocombustíveis, paisagismo, ornamentação, produção de lenha etc. (KOYRO et al., 2011). Segundo Rozema e Flowers (2008), o aproveitamento agrícola ou exploração econômica de espécies halófitas ou tolerantes à salinidade é uma boa estratégia para utilização de áreas salinizadas e/ou água salinas.

Glenn et al. (1998) cultivaram a espécie *Atriplex numulária* em área irrigada com água salina e concluíram que a espécie possui características desejáveis em uma planta para a disposição de águas salinas: alto uso consuntivo de água, para minimizar a necessidade de área para disposição; alta tolerância à salinidade, com alta produtividade em condição de baixa lâmina de lixiviação, o que diminui os riscos de contaminação de águas subterrâneas.

A utilização de espécies fitorremediadoras ou fitodessalinizadoras, além da remoção de sais por absorção pela planta, proporciona considerável incremento de matéria orgânica, aumenta a atividade biológica e favorece a solubilização do  $\text{CaCO}_3$  por diminuir o pH do solo (Figura 2.4) (WONG et al., 2010). Já foram relatadas extração de até  $3860 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{Na}^+$ , com a colheita das plantas no início do estágio reprodutivo (MANOUSAKI; KALOGERAKIS, 2011).

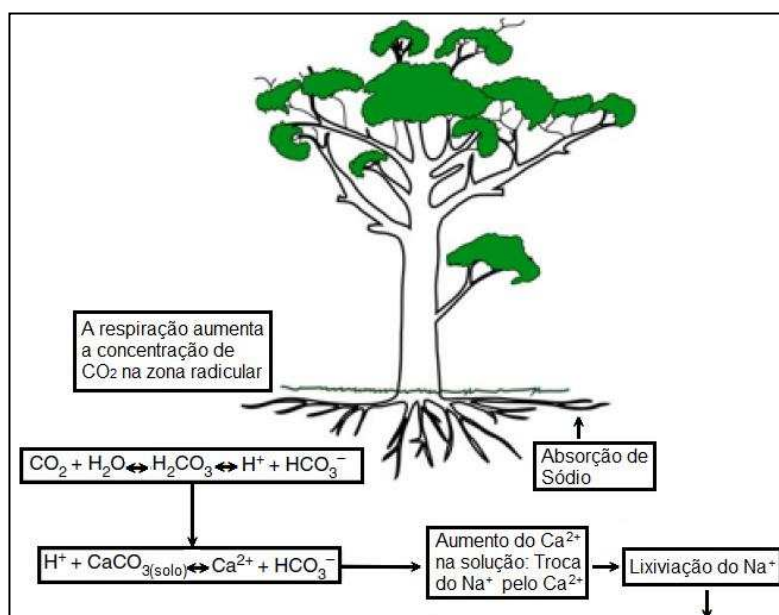


Figura 2.4 – Alguns dos processos envolvidos na remoção de sódio, pela vegetação, em solos sódicos (Adaptado de QADIR et al., 2003).

A prática de aplicação de águas residuárias salinas, com elevada concentração de sódio, não precisa ser realizada por longos períodos consecutivos, até se observar efeitos deletérios à estrutura do solo. Antes da redução significativa da condutividade hidráulica do solo, que é uma das piores consequências da sodificação do solo e de difícil reversão (RUIZ et al., 2004), pode-se fazer a fitorremediação do solo, com cultivo de espécies

fitorremediadoras no período chuvoso, ou aplicação de água de melhor qualidade por determinado período até se obter uma satisfatória dessalinização.

No Egito, Ghaly (2002) observou que, após o segundo ano de cultivo, a fitorremediação foi mais eficiente em reduzir a salinidade do solo que a aplicação de gesso e a inundação do solo. Segundo Qadir et al. (2007b) a fitorremediação apresenta várias vantagens econômicas, ambientais e agronômicas em relação às outras práticas de remediação, contudo, só é efetiva enquanto os efeitos da sodicidade ainda não provocaram a formação de camada adensada no solo, que prejudica o desenvolvimento radicular.

#### **2.2.4 Outros fatores relacionados com o uso agrícola de águas residuárias**

No Brasil, a utilização de águas residuárias como fonte alternativa para regulação de oferta e demanda de recursos hídricos; como forma de proteção do meio ambiente e saúde pública; e visando diminuir os custos de tratamento de água de mananciais contaminados para a potabilidade, já foi estabelecida na Política Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, 2005 e 2010). Agora são necessárias políticas públicas que regulamentem o uso agrícola e transformem a imagem negativa dos esgotos em fonte econômica e ambientalmente segura de utilização (HESPANHOL, 2002; QADIR et al., 2010).

Enquanto não há a regulamentação para o uso agrícola, agricultores de comunidades ribeirinhas, principalmente as mais próximas dos centros urbanos e a jusante dos pontos de lançamento de esgotos, utilizam a água dos rios contaminados para irrigar as lavouras sem nenhum critério. Essa prática favorece a contaminação do solo, dos alimentos, dos agricultores, seus familiares, demais trabalhadores envolvidos no cultivo e ainda, dos consumidores das hortaliças produzidas nessas propriedades.

Outro grande impacto negativo relacionado à disposição de esgotos sanitários em corpos de água é a exposição aos desreguladores endócrinos (*EDC*), presentes no efluente mesmo após o tratamento em nível secundário (FERREIRA, 2012). Segundo Alves et al. (2007), os *EDC* são capazes de provocar desenvolvimento de algumas doenças como câncer de mama, de útero e de próstata, desenvolvimento sexual anormal, redução de fertilidade

masculina, aumento de incidência de ovários policísticos, alteração de glândulas tireóides, distúrbios nas funções do ovário, na fertilização e gravidez. Em animais, podem desregular a reprodução e o desenvolvimento dos organismos, assim como induzirem, irreversivelmente, características sexuais femininas em peixes machos, podendo levar à esterilização ou à redução da reprodução (FOX, 2001).

A prática de aplicação de água residuária no solo, inclusive as salinas e sódicas, pode ser realizada com sucesso, desde que sejam adotadas medidas para evitar os danos à estrutura do solo ou aumento expressivo em sua salinidade. A principal preocupação deveria ser a disponibilidade de área, para garantir a sustentabilidade da aplicação. Contudo, os critérios adotados, muitas vezes, estão limitados pela disponibilidade local, comodidade e conveniência ao invés da capacidade de carga aplicada, conforme determinado pela pesquisa científica (MUYEN et al., 2011).

Muitos dos trabalhos desenvolvidos nos últimos anos para avaliar os efeitos da aplicação de água residuária no sistema solo-planta têm se baseado em critérios de irrigação, buscando repor a demanda hídrica das culturas com águas residuárias. Nesses trabalhos problemas como perdas de nitrogênio por lixiviação, com risco de contaminação de águas subterrâneas e, principalmente, aumentos na salinidade e sodicidade do solo, em curtos períodos de aplicação, são comumente relatados (KIZILOGLU et al., 2008; LEAL et al., 2009; LEAL et al., 2010; PEREIRA et al., 2011; BARRETO et al., 2013; BLUM et al., 2013).

A utilização da demanda hídrica como critério de aplicação de águas residuárias é subjetiva, pois são os seus constituintes químicos que poderão causar danos ao sistema solo-planta (MATOS, 2011). Contudo, a fertirrigação com ARs pelo critério do seu constituinte que, de acordo com a fertilidade do solo, atenda a demanda da cultura com a menor quantidade a ser aplicada, pode limitar consideravelmente o volume disposto, refletindo em maiores necessidades de área e água de boa qualidade para suprir o déficit hídrico da cultura. Assim, critérios que permitam aumentar a quantidade aplicada sem proporcionar aumento nos riscos de deterioração do sistema solo-planta, em longo prazo, baseados na constituição química das águas residuária e na capacidade de tampão do solo, precisam ser mais estudados.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Informações gerais do experimento

O experimento foi realizado no município de Janaúba, no Estado de Minas Gerais, Brasil (15° 46' 12,6" S, 43° 19' 13,5" W, 530 m), em um Latossolo Vermelho na área experimental da UNIMONTES localizada ao lado da estação de tratamento de esgoto sanitário (ETE) municipal, gerenciada pela Companhia de Saneamento Básico de Minas Gerais (COPASA). O clima da região é classificado como tropical com inverno seco. Na ETE, faz-se o tratamento preliminar; secundário, constituído por Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente; e terciário, constituído por pós-tratamento em Lagoa Facultativa seguida de duas Lagoas de Maturação em série.

A área experimental (Figura 3.1) já foi utilizada anteriormente para avaliar a aplicação de esgoto sanitário, proveniente da ETE de Janaúba, como fonte de nutrientes e de água para a cultura do algodoeiro cultivado de maio a outubro de 2012. Nesse experimento os tratamentos consistiram na aplicação do esgoto tratado terciário (T1 e T2) e bruto, após tratamento preliminar (T3 e T4), como fontes de potássio, com intuito de fornecer 100 e 150% (respectivamente) da recomendação de aplicação de 40 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O como adubação de cobertura para o algodoeiro. Realizou-se a correção da acidez do solo e a adubação de fundação, em todos os tratamentos, com adubo mineral, suprimindo a recomendação dos macronutrientes potássio, nitrogênio e fósforo. O tratamento testemunha (T0-AM) foi caracterizado pela aplicação de 100% da recomendação de nutrientes para a cultura via adubação mineral e irrigação com água potável proveniente da rede de abastecimento da COPASA (SANTOS, 2013). A caracterização do solo após a colheita do algodão está apresentada na Tabela 3.1.

Para dar continuidade à utilização de esgoto sanitário como fonte de nutrientes para as culturas agrícolas foram cultivados na área, milho (novembro de 2012 a fevereiro de 2013), algodoeiro (junho a novembro de 2013) e o feijoeiro (abril a junho de 2014).

Por questões operacionais, os tratamentos com esgoto sanitário bruto do primeiro experimento na área foram substituídos pelo tratado. Assim, os tratamentos foram definidos por quatro doses de potássio fornecidas via esgoto

sanitário efluente de tratamento terciário, constituídos pela aplicação de 50 (T1), 100 (T2), 150 (T3) e 200% (T4) da recomendação da adubação de potássio em cobertura para as culturas e o tratamento testemunha (T0-AM), no qual foi feito o fornecimento de 100% da recomendação de nutrientes via adubação mineral e somente aplicação de água com padrão de potabilidade (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).



Figura 3.1 – Área experimental da COPASA/UNIMONTES em Janaúba/MG, de aplicação de esgoto sanitário tratado por sistema de irrigação por gotejamento, no início do cultivo do feijoeiro, em abril de 2014.

Para avaliar o efeito no solo da aplicação do esgoto sanitário tratado (EST) os experimentos foram conduzidos no delineamento em blocos casualizados, com 4 repetições, totalizando 20 parcelas. Cada parcela tinha 5,9 m de comprimento por 5,4 m de largura e nessas foram distribuídas 6 linhas laterais de irrigação, com uma linha lateral por fileira de plantas. A área útil foi delimitada pelas 4 fileiras centrais, descontando-se 0,5 m no início e no final do comprimento da parcela. O sistema de aplicação foi o gotejamento, com eficiência de aplicação estimada em 96%, vazão média dos emissores igual a  $5,81 \text{ L h}^{-1}$  e espaçamento entre emissores de 0,40 m.

A demanda hídrica da cultura foi determinada pela evapotranspiração da cultura ( $ET_c$ ) estimada pelo método padrão de Penman-Monteith ( $ET_o$ ) a partir de coeficientes da cultura ( $K_c$ ) diários e de dados meteorológicos horários obtidos numa estação meteorológica portátil instalada na área experimental (ALLEN et al., 2006). A cada dois dias foram aplicadas lâminas acumuladas visando repor a  $ET_c$ . As lâminas de EST, para fornecimento do potássio, foram aplicadas parceladas, semanalmente ou a cada 4 dias, iniciando após 80% de emergência das plântulas e finalizando quando observado o final do desenvolvimento dos produtos comerciais. Os volumes de EST aplicados como fertirrigação foram considerados para repor a demanda hídrica das culturas, sendo feita a complementação das lâminas com água potável, nos tratamentos depois de cada aplicação de EST.

Tabela 3.1 – Médias dos atributos do solo, até a camada de 0,8 m de profundidade, antes do plantio do milho.

Parâmetros		Profundidades (m)			
		0-0,20	0,20-0,40	0,40-0,60	0,60-0,80
pH		6,6	6,4	6,1	5,8
P	mg dm <sup>-3</sup>	3,5	1,7	1,4	1,4
K	mg dm <sup>-3</sup>	138,8	123,5	77,8	59,3
Fe	mg dm <sup>-3</sup>	17,9	14,8	15,1	14,7
Na	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,13	0,12	0,12	0,11
Ca	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	3,6	2,9	2,8	2,7
V	%	76,4	68,4	62,8	62,5
PST	%	1,74	1,89	1,79	1,73
CE <sub>es</sub>	dS m <sup>-1</sup>	0,53	0,42	0,36	0,34
MO	dag kg <sup>-1</sup>	1,5	0,8	0,5	0,3
ADA	dag kg <sup>-1</sup>	10,38	14,07	14,0	15,75
Areia	dag kg <sup>-1</sup>	51,7	48,6	44,1	42,9
Silte	dag kg <sup>-1</sup>	22,2	18,4	19,2	18
Argila	dag kg <sup>-1</sup>	26,1	33	36,7	39,1

V – saturação por bases; PST – porcentagem de sódio trocável; CE<sub>es</sub> Condutividade elétrica da pasta saturada do solo; M.O. – matéria orgânica do solo e ADA – Argila dispersa em água. Fonte: Santos (2013).

Mensalmente, foram coletadas amostras simples do EST no final de uma das linhas laterais, durante o horário das aplicações. Após a coleta, as amostras foram transferidas para recipientes apropriados, acondicionados em caixas de isopor com gelo e enviados ao Laboratório de Análises de Água da COPASA, para as análises de pH, condutividade elétrica da água (CE<sub>a</sub>),

Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), Manganês (Mn) e zinco (Zn), segundo APHA et al. (2012). De posse dos resultados das análises do EST do mês anterior, eram calculadas as lâminas de fertirrigação com o EST para os respectivos tratamentos.

Após o fim do ciclo de cada cultivo foram retiradas amostras de solo nas fileiras de plantio das parcelas experimentais, a cada 0,2 m de profundidade, até 0,80 m. As amostras de solo foram secas ao ar e peneiradas em peneira de 2,0 mm, para a determinação da condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE), pH em água, teores de Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn trocáveis, por espectrofotometria de absorção atômica; K e Na disponíveis, por espectrofotometria de chama; e P disponível e MO, pelo método colorimétrico (DONAGEMA *et al.*, 2011). Os extratores utilizados foram os recomendados pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG) descritos por Lopes e Alvarez V. (1999). Com os resultados dessas análises estimou-se a soma de bases (SB), saturação por bases (V) capacidade de troca de cátions potencial ( $CTC_{pH7,0}$ ), razão de adsorção de sódio (RAS) e porcentagem de sódio trocável (PST).

Os dados foram submetidos à análise de variância e análise de regressão, por camada de solo, utilizando-se do programa SAEG 9.1. Na análise de variância, empregou-se o teste F. Os modelos de regressão foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se do teste t, no coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e na capacidade de explicar o fenômeno em estudo. Os teores de potássio e fósforo não foram submetidos à análise de regressão, pois o tratamento testemunha T0-AM, recebeu adubação mineral com esses nutrientes, não representando, portanto a dose zero. Nesse caso, as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Dunnett, a 5% de significância, para comparar os tratamentos com a testemunha.

## **3.2 Informações específicas de cada cultivo**

### **3.2.1 Cultivo do Milho**

Foi utilizado o milho híbrido cultivar RB9110 vt PRO. A semeadura foi feita no dia 14 de novembro de 2012, realizando, na mesma data, adubação fosfatada em sulco, com Superfosfato Simples (18%  $P_2O_5$ ) nas doses de 120  $kg\ ha^{-1}$  de  $P_2O_5$  no tratamento que recebeu apenas adubação mineral (T0-AM) e a mesma dose para os demais tratamentos, descontando-se os aportes fornecidos via EST, de acordo com a sua concentração de fósforo observada na análise do mês anterior ao plantio, aplicando-se assim 111 (T1); 101 (T2); 92 (T3) e 82 (T4)  $kg\ ha^{-1}$  de  $P_2O_5$ . A adubação potássica de referência foi de 60  $kg\ ha^{-1}$  de  $K_2O$ , feita totalmente em cobertura, assim como a adubação nitrogenada que em todos os tratamentos foi de 160  $kg\ ha^{-1}$  de N (ALVES et al., 1999), descontando-se os aportes de N fornecido pelo EST, como foi feito para o P. Os demais tratamentos culturais seguiram os recomendados para a cultura (CRUZ et al., 2008). A colheita do milho foi realizada a 90 DAE, quando os grãos se encontravam com conteúdo de água médio de 15  $dag\ kg^{-1}$ .

### **3.2.2. Cultivo do Algodoeiro**

Utilizaram-se as cultivares de algodão NuOPAL BG RR (Deltapine®) e DP 555 BGRR (Deltapine®) como subparcelas experimentais. As sementes deslintadas foram tratadas com inseticida e fungicida. A semeadura foi realizada no dia 08/06/2013, manualmente, com 20 sementes por metro linear (70% de germinação, 40% de vigor), com 0,90 m entre linhas, na profundidade de 0,03 m conseguida com auxílio de enxadão na linha de plantio. Assim, não houve revolvimento do solo.

O ciclo cultural se iniciou quando mais de 80% das plântulas emergiram. O desbaste foi realizado aos 28 dias após a emergência (DAE), foram mantidas 10 plantas  $m^{-1}$ , equivalente a 111.111 plantas  $ha^{-1}$ . No tratamento testemunha (T0-AM) foram aplicados 160; 120 e 80  $kg\ ha^{-1}$  de N,  $P_2O_5$  e  $K_2O$ , respectivamente, parcelados em 8 coberturas, dos 48 aos 99 DAE, via fertirrigação. Nos tratamentos que receberam EST foram realizadas 33 aplicações, dos 17 aos 127 DAE. As doses de N e P não supridas pelo EST foram complementadas com adubação mineral, utilizando ureia e o fosfato monoamônico purificado, aplicados via fertirrigação nos mesmos dias de adubação do tratamento testemunha. Os demais tratamentos culturais foram

realizados segundo a recomendação de Beltrão e Azevedo (2008). Aos 156 DAE foram colhidas todas as plantas de cada subparcela útil.

### **3.2.3. Cultivo do Feijoeiro**

Para avaliar o efeito da aplicação do EST em espécies mais sensíveis à salinidade, foi utilizada a cultura do feijão. Como subparcelas experimentais foram semeadas duas cultivares, uma de feijão carioca (cultivar BRSMG Madrepérola) e outra de feijão preto (cultivar Ouro Negro). A semeadura foi manual, com 20 sementes por metro linear, semeadas em sulco feito com auxílio de enxadão a, aproximadamente, 0,03 m de profundidade, não houve revolvimento do solo. Utilizou-se o cultivo em fileira dupla espaçada em 0,30 m, com uma linha de gotejadores ao centro.

O plantio foi realizado no dia 04/04/2014. O ciclo cultural se iniciou quando mais de 80% das plântulas emergiram. Foram mantidas 12,8 plantas  $m^{-2}$ , equivalente a 277.778 plantas  $ha^{-1}$ . Na testemunha, que recebeu apenas adubação mineral, foram aplicados 100; 90 e 40  $kg\ ha^{-1}$  de N,  $P_2O_5$  e  $K_2O$ , respectivamente, parcelados em cinco coberturas, dos 7 aos 47 DAE, via fertirrigação. Nos tratamentos que receberam EST as aplicações foram parceladas em 15 aplicações dos 1 aos 47 DAE. As doses de N e P não supridas pelo EST foram complementadas com adubação mineral, utilizando ureia e o fosfato monoamônico purificado, aplicados via fertirrigação nos mesmos dias de adubação do tratamento testemunha. Os demais tratamentos culturais foram realizados segundo a recomendação de Vieira et al. (2013). Aos 80 DAE realizou-se a colheita nas subparcelas úteis.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do cultivo do milho até o final do cultivo do feijoeiro foram registrados 1033 mm de chuva (Figura 4.1). Durante o cultivo do milho foram registrados 293 mm, contudo, apenas 195 mm puderam ser efetivamente utilizados pela cultura, pois foram chuvas espaçadas, de baixa intensidade e quantidade e os outros 98 mm ocorreram no período de senescência das plantas.

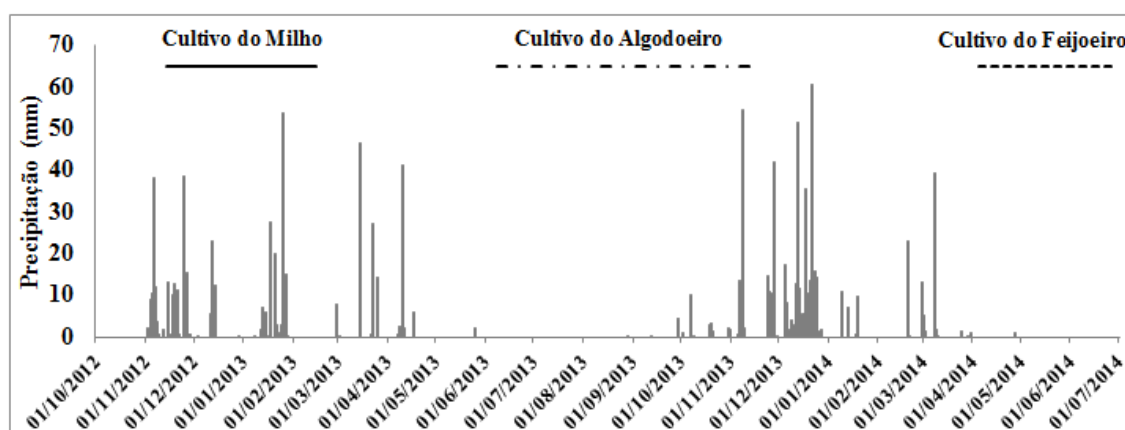


Figura 4.1 – Precipitações diárias (mm) ocorridas durante o período experimental.

Antes do cultivo do algodoeiro, no período de pousio da área, foram registrados 151 mm de chuva, durante o cultivo foram registrados 106 mm, mas somente 22 mm puderam ser efetivamente utilizados pela cultura, pelos mesmos motivos descritos para o milho. No período de pousio entre o cultivo do algodoeiro e do feijoeiro foram registrados 482 mm de chuva. Durante o cultivo do feijoeiro a precipitação registrada foi de apenas 1,1 mm.

Os resultados e discussões sobre as alterações nos atributos químicos do solo foram separados por ciclo de cultivo e apresentados em ordem cronológica.

#### 4.1 Alterações nos atributos do solo após o cultivo do milho

O EST aplicado por fertirrigação para fornecer a recomendação de 50 a 200% da necessidade de potássio para a cultura, supriu, respectivamente, de 9 a 35,8% de toda a sua demanda hídrica (Tabela 4.1). A chuva supriu apenas 29%, mesmo o cultivo sendo realizado na estação das chuvas, sendo o restante fornecido pela irrigação.

Tabela 4.1 – Lâminas líquidas de esgoto sanitário tratado (EST), precipitação efetiva (PE), lâminas líquidas complementares de irrigação (IR) e lâminas totais aplicadas (Total) nos tratamentos experimentais durante o cultivo do milho.

Tratamento	EST	PE	IR	Total
	----- mm -----			
AM	0,00	195,0	477,9	672,9
50%	61,2	195,0	416,7	672,9
100%	122,0	195,0	355,9	672,9
150%	180,5	195,0	297,4	672,9
200%	241,2	195,0	236,7	672,9

AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via EST.

De acordo com a classificação apresentada por Ayers & Westcot (1991) de qualidade da água para irrigação, mesmo as concentrações de sódio, cloro e a condutividade elétrica da água estando elevadas (Tabela 4.2), a análise conjunta da CE<sub>a</sub> com a RAS não indicaram danos à estrutura do solo que restringisse o uso do EST. As concentrações de micronutrientes no EST também não restringiram sua utilização agrícola.

Tabela 4.2 – Composição química do esgoto sanitário tratado aplicado nas parcelas experimentais cultivadas com milho.

Variável	Média	Des. Padrão	Variável	Média	Des. Padrão
DQO	mg L <sup>-1</sup>	175,50 ± 21,75	B	mg L <sup>-1</sup>	0,025 ± 0,000
N <sub>total</sub>	mg L <sup>-1</sup>	43,00 ± 3,50	Mn	mg L <sup>-1</sup>	0,100 ± 0,00
K	mg L <sup>-1</sup>	38,86 ± 2,58	Zn*	mg L <sup>-1</sup>	0,004 ± 0,00
Na	mg L <sup>-1</sup>	82,52 ± 4,18	Cu	mg L <sup>-1</sup>	0,007 ± 0,00
Ca	mg L <sup>-1</sup>	22,48 ± 1,370	Fe	mg L <sup>-1</sup>	0,735 ± 0,23
Mg*	mg L <sup>-1</sup>	6,180 ± 0,000	pH		7,923 ± 0,153
P	mg L <sup>-1</sup>	9,355 ± 0,82	CE <sub>a</sub>	dS m <sup>-1</sup>	1,286 ± 0,153
Cl	mg L <sup>-1</sup>	189,50 ± 23,00	RAS*	(mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) <sup>0,5</sup>	3,975 - -

Médias das amostras compostas coletadas mensalmente. Demanda química de oxigênio (DQO); nitrogênio total (N<sub>total</sub>); condutividade elétrica da água (CE<sub>a</sub>); Razão de adsorção de sódio (RAS). (\*) Quantificado somente em 02/2013, o que interferiu no cálculo do desvio padrão da RAS. Desvios padrões iguais a 0,00 estão relacionados à não detecção nas análises, utilizando-se o valor mínimo quantificável como resultado.

As doses finais de N, P, K fornecidas via EST, mesmo sendo corrigidas mensalmente, foram influenciadas pela variação das concentrações de seus constituintes nas análises mensais realizadas ao longo do período de cultivo (Tabela 4.3). Essa variação pode proporcionar deficiência ou excesso de nutrientes e de constituintes tóxicos ao solo, principalmente sódio, por isso, é importante a análise periódica da constituição da água residuária e adequação da dose para fertirrigação. A concentração de sódio no EST era maior que a de potássio (Tabela 4.2), com isso, a aplicação das doses de EST para fornecer de 30 a 120 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O para a cultura proporcionaram aplicações de 51,3 a 202,2 kg ha<sup>-1</sup> de sódio, refletindo no risco de sodificação do solo.

Tabela 4.3 – Doses totais de macronutrientes e sódio (kg ha<sup>-1</sup>) fornecidos via adubação mineral (AM) e esgoto sanitário tratado (EST) durante o cultivo do milho.

Trat.	----- N <sub>abs</sub> * -----			----- P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -----			----- K <sub>2</sub> O -----			----- Na -----		
	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.
T0-AM	160,0	0,0	160,0	120,0	0,0	120,0	60,0	0,0	60,0	0,0	0,0	0,0
50%	104,0	79,4	183,4	111,0	12,7	123,7	0,0	30,0	30,0	0,0	51,3	51,3
100%	101,0	87,6	188,6	101,0	25,3	126,3	0,0	59,7	59,7	0,0	102,2	102,2
150%	98,0	95,5	193,5	92,0	37,4	129,4	0,0	88,4	88,4	0,0	151,4	151,4
200%	95,0	103,7	198,7	82,0	50,0	132,0	0,0	118,1	118,1	0,0	202,2	202,2

\*Corresponde ao nitrogênio disponibilizado para a cultura de acordo com o critério definido por Matos (2014); T0-AM: irrigação com água de boa qualidade e adubação mineral com aplicação da recomendação de 60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via EST.

De acordo com o critério de aplicação de águas residuária sugerido por Matos et al. (2008), o sódio, pela sua alta concentração e riscos ao solo, deveria ter sido utilizado como elemento limitante para a aplicação do EST, visto que, não é um nutriente essencial, sendo absorvido em pequenas quantidades pela maioria das espécies cultivadas, o que favorece seu acúmulo no solo. Segundo Matos et al. (2014), as doses de sódio consideradas críticas para que ocorram danos à estrutura do solo não podem ser fixadas em termos absolutos, pois os danos também dependem de outros constituintes da água e de características específicas do solo. Assim, como a definição do sódio como elemento referência pode limitar drasticamente a utilização de águas residuárias como fonte de nutrientes e água para as culturas, optou-se pela utilização do potássio como elemento químico de referência.

Os teores de sódio no solo, na camada superficial (0-0,2 m), após o cultivo do milho não diferiram entre os tratamentos, obtendo-se valor médio de  $0,1 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  (Figura 4.2). Isso pode ter sido influenciado pelos 293 mm de precipitação registrados durante o cultivo do milho (Figura 4.1). Outros trabalhos relataram reduções na sodicidade do solo pelo efeito das chuvas ao lixiviarem o sódio para camadas mais profundas do solo (PEREIRA et al., 2011; BLUM et al., 2012). Os teores de sódio trocável no restante do perfil do solo apresentaram ajuste de regressão quadrática, tendendo a diminuir após a aplicação de EST para repor 150% da recomendação de K para a cultura. Neste tratamento, o teor máximo observado de sódio foi de  $0,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ .

No que se refere à RAS no solo, apenas na camada de 0,60 a 0,80 m houve ajuste de regressão, que foi pelo modelo quadrático. Nessa camada, o maior valor estimado da RAS foi de  $0,140 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$ , observados em análises de amostras coletadas nas parcelas do tratamento que recebeu aplicação de EST para repor 150% da recomendação do K.

Os resultados da PST no solo seguiram tendências semelhantes às dos teores de sódio trocável. Na camada superficial (0-0,2 m), a PST não diferiu entre os tratamentos, obtendo-se valor médio de 1,36%. Nas camadas de 0,20 a 0,40 m e 0,60 a 0,80 m de profundidade do solo houve ajuste de regressão quadrática para a PST, tendendo a diminuir após a aplicação de EST para repor 150% da recomendação de K para a cultura. Neste tratamento, a maior PST estimada foi de 2,65% na camada de 0,20 a 0,40 e de 3,15% na camada de 0,60 a 0,80 m.

Apesar do aumento na PST em até 2,0 vezes em relação à testemunha T0-AM, os resultados ainda não atingiram níveis considerados de desequilíbrio químico do solo, de acordo com as principais classificações que variam de 5% (MCINTYRE, 1979) a 15% (RICHARDS, 1954). Segundo Sumner (1993), quanto maior a concentração eletrolítica da água de irrigação, maior esse limite, assim, como o EST apresenta considerável salinidade, os níveis aceitáveis de sodicidade do solo podem ser maiores. No entanto, Muyen et al. (2011) e Assis Júnior e Silva (2012), ressaltam que há risco de efeitos deletérios à estrutura do solo caso ocorram mudanças na qualidade da água utilizada ou excesso de chuva, baixando a condutividade elétrica no meio.

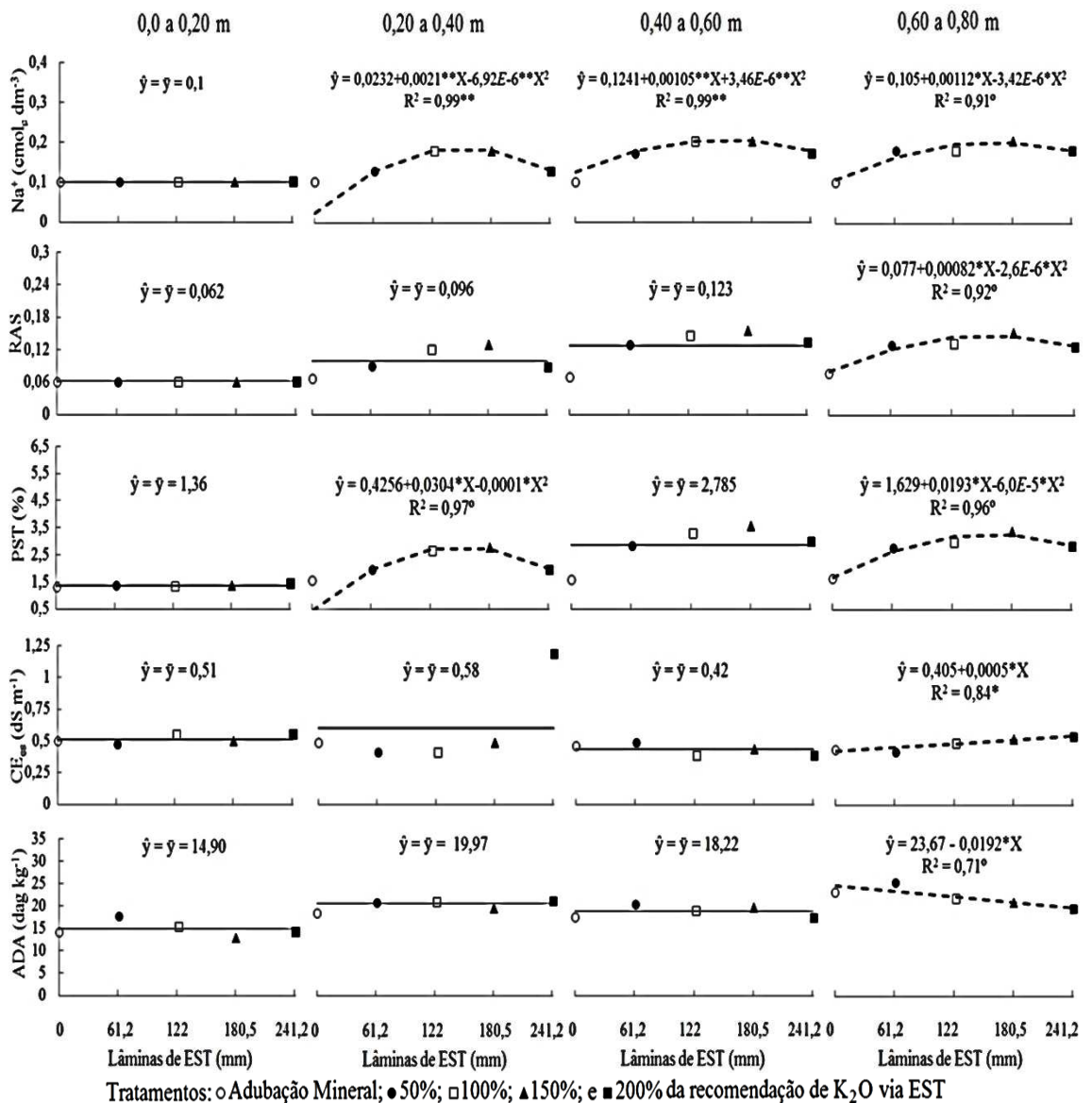


Figura 4.2 – Teores médios de sódio, razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST), condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE<sub>es</sub>) e argila dispersa em água (ADA), no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo (R<sup>2</sup>), significativo até (°) 10% pelo teste F.

Fonseca et al. (2005b) cultivaram milho em vasos de 12,5 L contendo 10 kg de um Latossolo vermelho textura média e irrigaram com EST. Após 58 dias de cultivo observaram PST de 22,5%, o que representa aumento de 13 vezes em relação ao tratamento que não recebeu EST. O aumento da PST é dependente da capacidade de troca de cátions do solo e segundo os mesmos autores, os solos de baixa CTC, como os solos brasileiros intemperizados, são muito propícios a aumentos na PST com a aplicação de águas residuárias ricas em sódio. Contudo, no que se refere aos danos à estrutura, esses solos

geralmente são ricos em oxi-hidróxidos de ferro e alumínio que, segundo Sumner (1993), apesar de apresentarem menores valores de CTC, favorecem formação de agregados com maior resistência à desagregação.

A  $CE_{es}$  não diferiu entre os tratamentos até a profundidade de 0,40 a 0,60 m do solo (Figura 4.2). Na camada mais profunda, a  $CE_{es}$  apresentou aumento linear em função da lâmina de EST aplicado. No entanto, os valores de  $CE_{es}$  continuam abaixo dos limites que indicam problemas de salinidade para as principais culturas agrícolas (AYERS; WESTCOT, 1991).

Os elevados teores de ADA estão relacionados às características específicas do solo, pois são observados também no tratamento testemunha que não recebeu aplicação de EST (Figura 4.2). Os resultados da ADA não diferiram entre os tratamentos até 0,60 m de profundidade, no entanto, na camada seguinte, observou-se redução da ADA com o aumento da lâmina de EST aplicada. Esses resultados podem estar relacionados ao aumento da  $CE_{es}$  na mesma camada, pois o aumento de sais na solução do solo favorece a floculação da argila (SUMNER, 1993). Almeida Neto et al. (2009) analisaram a influência da sodicidade e da salinidade na dispersão da argila em solos brasileiros e constataram, principalmente para solos com elevada dispersão de argila, que a redução na salinidade aumentava a ADA mais que o aumento na sodicidade.

Para os atributos do solo de pH e teores de cálcio e magnésio trocáveis, não houve diferença significativa entre os tratamentos (Figura 4.3). O pH e os consideráveis teores de  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  no solo, principalmente até 0,40 m de profundidade podem estar relacionados à calagem ( $1500 \text{ kg ha}^{-1}$  de calcário dolomítico), com incorporação, via subsolagem, até à profundidade de 0,65 m, realizada por Santos (2013), antes do início dos experimentos, em toda a área.

Os teores de M.O., na camada de 0,40 a 0,60 m, apresentaram ajuste de regressão decrescente com o aumento da lâmina de EST aplicada (Figura 4.3). Não foi realizada adubação orgânica na área experimental antes do início do experimento e a aplicação de EST ao solo, geralmente, favorece a redução nos teores de M.O. Essa redução tem sido atribuída à redução da relação C/N no solo, influenciada pelas elevadas concentrações de nitrogênio rapidamente mineralizado presente em esgoto sanitário tratado ou não; aumento da atividade biológica dos microrganismos e acréscimo nas suas quantidades

proveniente de efluentes de tratamento biológico; e maior desenvolvimento radicular das culturas devido à maior fertilidade do solo (FONSECA et al., 2007).

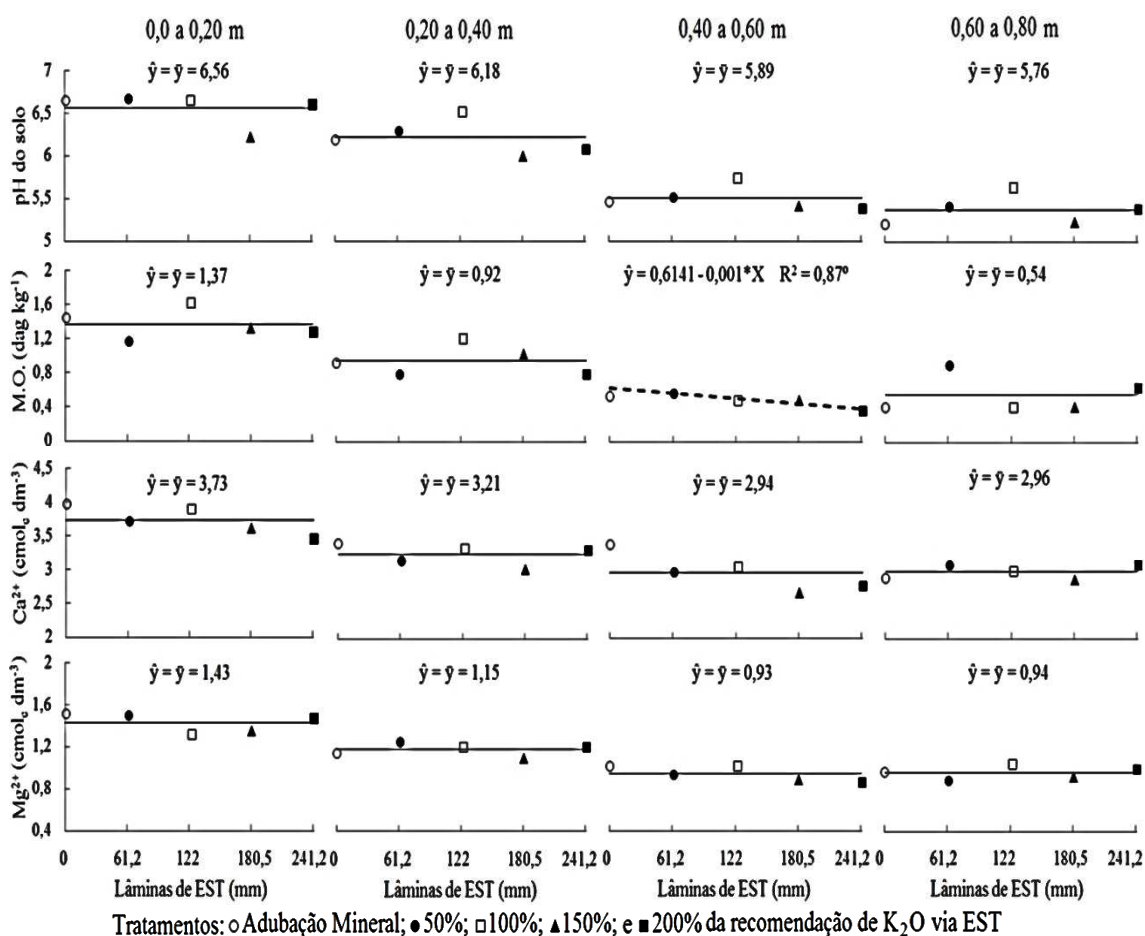


Figura 4.3 – Valores médios de pH e teores médios de matéria orgânica (MO), cálcio e magnésio trocáveis, no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $60 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O} = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.

Os teores de potássio e fósforo disponíveis no solo não foram submetidos à análise de regressão, pois o tratamento testemunha recebeu adubação mineral com esses nutrientes, não representando, portanto a dose zero. Assim, os teores desses nutrientes no solo foram submetidos à análise de variância e quando constatado diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Dunnett. Como pode ser observado na Tabela 4.4, não houve diferença entre os tratamentos para os dois nutrientes. Para os teores de P, esses resultados eram esperados, visto que, apesar de ter

ocorrido pequeno aumento na dose do nutriente fornecido via EST (Tabela 4.3), se calculou a mesma dose do nutriente para todos os tratamentos.

No que se refere aos teores de potássio disponível, as doses aplicadas aos tratamentos foram iguais apenas na testemunha T0-AM e no tratamento que recebeu 100% da recomendação do nutriente via EST. Os resultados obtidos para os teores no solo podem estar relacionados à lixiviação do potássio devido às chuvas que ocorreram durante o cultivo, como já apresentado para o sódio. E ainda, as maiores doses de potássio, nos tratamentos que receberam EST, estão relacionadas a maiores doses de sódio, que compete com o nutriente pelos sítios de adsorção de cátions na superfície dos colóides do solo, favorecendo, assim, a maior lixiviação de potássio nesses tratamentos.

Tabela 4.4 – Análise de variância e média dos teores de potássio e fósforo disponíveis no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido aos tratamentos de doses e fontes de potássio.

Profundidade (m)	.....K.....				.....P.....			
	0,0-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	0,0-0,2	0,2-0,4	0,4 0,6	0,6-0,8
Tratamento	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV(%)	18,0	25,7	40,0	56,6	135	55,0	53,3	82,4
Tratamento	mg dm <sup>-3</sup>							
T0-AM	191	129,5	99,75	100	18,9	9,67	6,27	4,35
50%	159,25	135,75	103,75	74,5	16,35	8,02	8,8	6,12
100%	202,75	148,25	89,25	78,75	53,67	10,2	3,65	5,57
150%	189	129,25	92,75	74,75	22,87	14	6,65	10,37
200%	169,25	99,5	38,75	88	11,07	9,52	3,25	10,92
<b>Média</b>	<b>182,25</b>	<b>128,45</b>	<b>84,85</b>	<b>83,2</b>	<b>24,57</b>	<b>10,28</b>	<b>5,72</b>	<b>7,47</b>

Significativo a 1% (\*\*), a 5% (\*) e não significativo (ns). T0-AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 60 Kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via esgoto sanitário tratado.

Os atributos do solo de acidez potencial, soma de bases e capacidade de troca de cátions potencial não foram significativamente influenciados pela aplicação de EST (Figura 4.4). A saturação por bases, na camada superficial, diminuiu linearmente com a aplicação de EST. Essa pequena redução pode estar relacionado à possível maior absorção de nutrientes pelas plantas que receberam EST e, principalmente, à lixiviação de cátions causada pelas chuvas e influenciada pelo aumento nas doses de sódio com o aumento da lâmina de irrigação.

Quanto ao nível de fertilidade do solo para o Estado de Minas Gerais (ALVAREZ V. et al., 1999), a soma de bases pode ser considerada como boa em todo o perfil. Como não houve presença de alumínio no solo (dados não apresentados) a CTC efetiva pode ser considerada igual à SB e classificada como boa até 0,40 m de profundidade e média no restante do perfil. Em todo o perfil do solo, os valores de CTC potencial podem ser considerados como médios, os de saturação por bases como bons e os de acidez potencial como baixos.

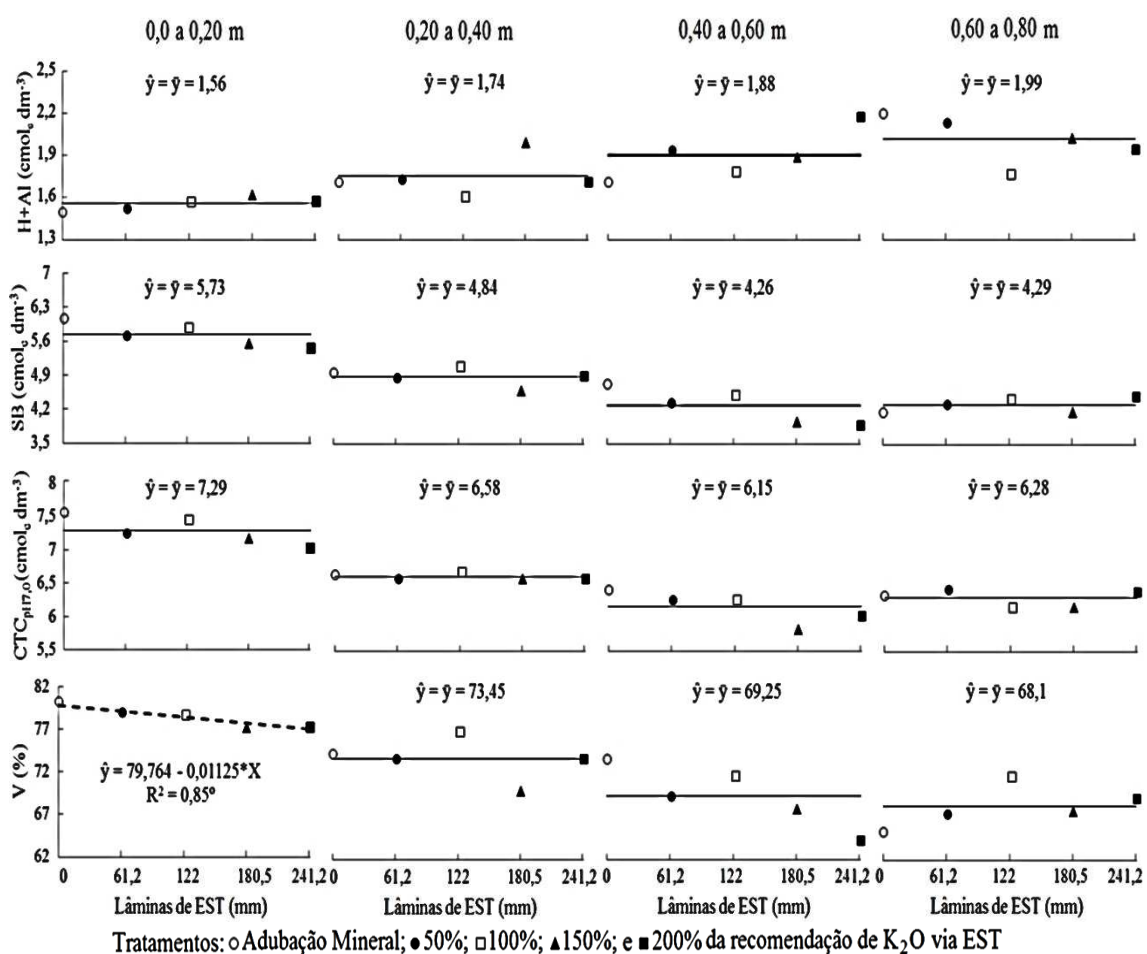


Figura 4.4 – Médias de acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTC<sub>pH7,0</sub>) e saturação por bases (V), no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo (R<sup>2</sup>), significativo até (°) 10% pelo teste F.

Muitos trabalhos com aplicação de águas residuárias no solo têm observado redução na acidez potencial, o que atribuem à alcalinidade do efluente e aos incrementos de cátions trocáveis (KIZILOGLU et al., 2008; PEREIRA et al., 2011; BLUM et al 2012; BARRETO et al 2013; BAME et al.,

2014). No presente trabalho, a correção da acidez do solo foi feita antes da definição dos tratamentos e a adubação com N, P e K foi realizada em todos os tratamentos, complementando-se o que era fornecido pelo EST. Assim, apesar da acidez potencial não ter diminuído com a aplicação de EST, ela permanece em níveis baixos, o que condiz com os resultados esperados, pois as quantidades de EST foram definidas com base na recomendação de potássio para a cultura e não na demanda hídrica, para minimizar o acúmulo de bases trocáveis no solo, o que favoreceria o desbalanço de nutrientes no solo com a continuidade da prática.

Os resultados dos teores de micronutrientes disponíveis no perfil do solo estão apresentados na Figura 4.5. Os teores de Zn e B disponíveis não diferiram significativamente entre os tratamentos. O modelo de regressão linear decrescente ajustou-se aos dados de teores de Mn disponível no solo em função da lâmina de EST aplicada, nas profundidades de 0,20 a 0,40 m e de 0,40 a 0,60 m. Essas tendências foram observadas para o  $\text{Cu}^{2+}$  nas profundidades de 0,40 a 0,60 m e de 0,6 a 0,80 m, na camada superficial as médias se ajustaram ao modelo de regressão quadrático. Esses resultados podem estar relacionados à possível maior absorção de nutrientes pela cultura nos tratamentos que receberam EST e, como descrito anteriormente, pela lixiviação de cátions favorecida pela presença de sódio no EST.

Uma das principais preocupações da aplicação de águas residuárias no solo é o acúmulo de metais pesados não demandados pelas culturas agrícolas (HAMILTON et al., 2007; PEREIRA et al., 2011) e micronutrientes que são requeridos em pequena quantidade, com a diferença muito pequena da faixa de condição necessária no solo para a de risco de fitotoxicidade, principalmente para boro, cobre e zinco (ALVAREZ V. et al., 1999). Os elevados teores de Mn disponíveis no solo estão relacionados às suas características naturais, pois foram observados também no tratamento que não recebeu EST ou outras fontes de micronutrientes. Assim, após o cultivo do milho, as quantidades de EST aplicadas não propiciaram aporte de micronutrientes no solo que desfavoreçam sua utilização.

Alves et al. (2013) analisaram a produtividade do milho cultivado na área experimental do presente trabalho e constataram que, apesar de não haver diferenças entre os tratamentos, a produtividade média de  $8,26 \text{ t ha}^{-1}$  alcançou

a esperada de 8,0 t ha<sup>-1</sup>, de acordo com a recomendação de adubação utilizada. Segundo Coelho (2006), a produtividade do milho em cultivos irrigados, em que se esperam altas produtividades, pode ser influenciada pela disponibilidade de micronutrientes, principalmente em solos arenosos com baixos teores de matéria orgânica e esses fatores foram observados no presente trabalho.

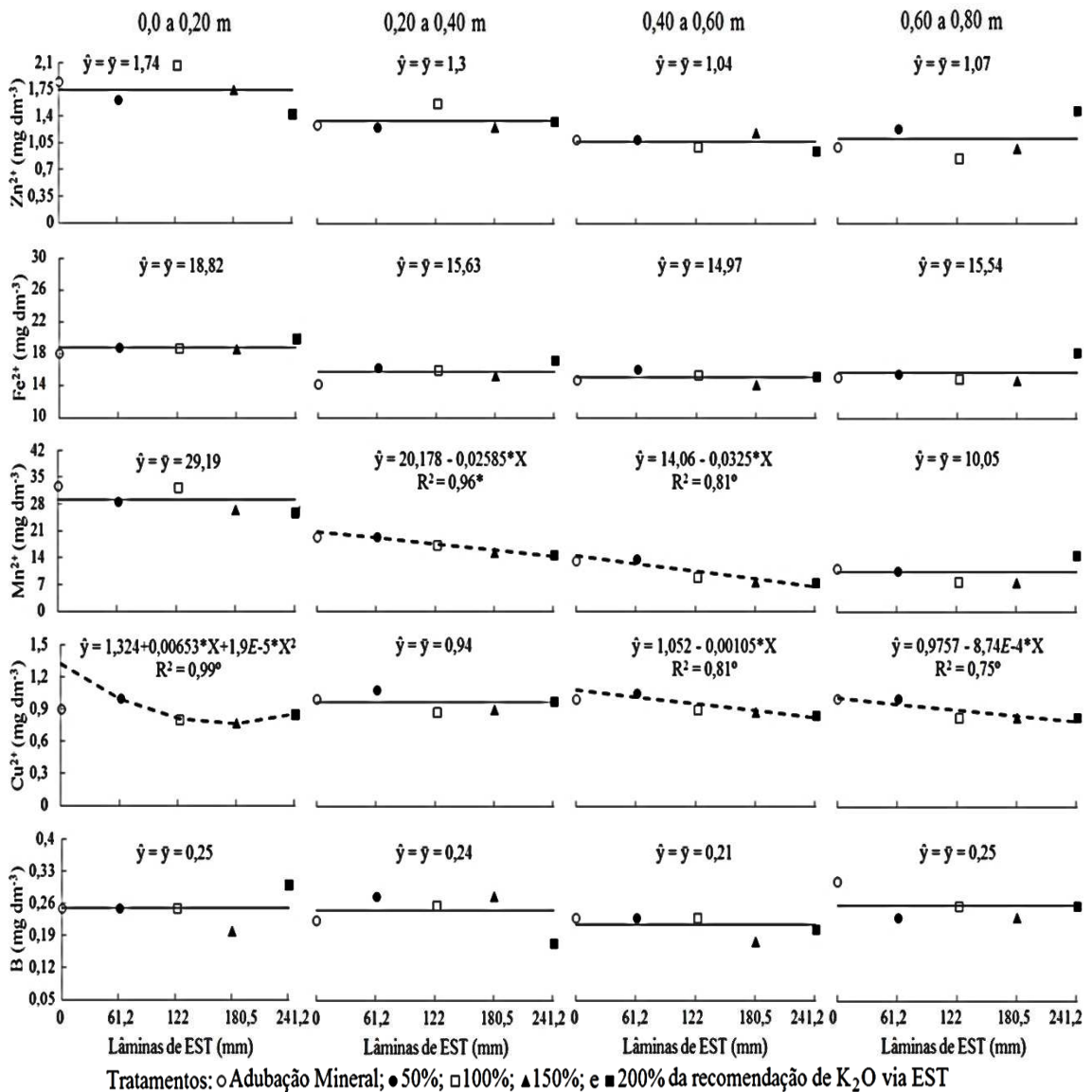


Figura 4.5 – Teores médios de micronutrientes, Zn<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> e B disponíveis, no perfil do solo, após o cultivo do milho submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo (R<sup>2</sup>), significativo até (°) 10% pelo teste F.

Muitos autores, que realizaram estudos para avaliar a utilização de esgoto sanitário para repor toda a demanda hídrica da cultura, relataram

aumentos nos teores de nutrientes e metais pesados no solo, mesmo em curto período de aplicação. Barreto et al. (2013) aplicaram esgoto sanitário bruto, por 120 dias, para repor a demanda hídrica da cultura da mamoneira e, após esse período, concluíram que, apesar do pequeno período de avaliação, ocorreram significativas alterações nos atributos químicos do solo, principalmente na camada superficial, com aumento nos teores matéria orgânica, fósforo, manganês e cobre disponíveis e cálcio e potássio trocáveis.

Kiziloglu et al. (2008) constataram, após um ciclo de cultivo de couve-flor e de repolho roxo, com aplicação de esgoto, aumentos nos teores no solo de  $\text{Na}^+$ , metais pesados Pb e Cd, micronutrientes Fe, Cu, Mn, Ni e Zn, macronutrientes N, P,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e na CTC. Os maiores aumentos nesses atributos foram observados no solo que recebeu esgoto sem tratamento. Varallo et al. (2012) cultivaram alface e, para repor a demanda hídrica, aplicaram esgoto sanitário efluente de sistema de tratamento por fossa séptica seguida de filtros anaeróbios descendente e ascendente. Após dois ciclos de cultivo, os autores observaram aumentos nos teores no solo de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{K}^+$ , B,  $\text{Na}^+$ , PST,  $\text{CE}_{\text{es}}$ , acidez potencial, SB e  $\text{CTC}_{\text{pH}7,0}$  no tratamento que recebeu EST em relação ao que não recebeu. Christou et al. (2014), apesar não observarem aumentos significativos nos teores de micronutrientes e metais pesados no solo, enfatizaram os riscos de saturação na camada superficial com a contínua utilização de EST para repor a demanda hídrica da cultura do tomateiro.

## 4.2 Alterações nos atributos do solo após o cultivo do algodoeiro

A lâmina total de água aplicada no cultivo do algodoeiro, no ciclo de inverno-primavera no ano de 2013, bem como a quantidade de água fornecida via EST e a precipitação acumulada no período estão apresentadas na Tabela 4.5. A aplicação de EST supriu de 13 a 48% da demanda hídrica da cultura. A precipitação acumulada no período de cultivo do algodoeiro foi de 106 mm, mas a efetivamente utilizada pela cultura foi de apenas 22 mm, pois a ocorrência de chuvas foi maior no final do período de cultivo quando as plantas já estavam em senescência.

Tabela 4.5 – Lâminas líquidas de esgoto sanitário tratado (EST), precipitação efetiva (PE), lâminas líquidas complementares de irrigação (IR) e lâminas totais aplicadas (Total) nos tratamentos experimentais durante o cultivo do algodoeiro.

Tratamento	EST	PE	IR	Total
	----- mm -----			
AM	0,0	22,0	851,3	873,3
50%	103,2	22,0	748,2	873,3
100%	200,0	22,0	651,3	873,3
150%	302,9	22,0	548,4	873,3
200%	399,7	22,0	451,6	873,3

AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 80 Kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via EST.

De acordo com a composição média do EST durante o período de cultivo do algodoeiro (Tabela 4.6), no que se refere aos riscos à estrutura do solo, a análise da CE<sub>a</sub> em conjunto com a RAS continuaram indicando que não havia restrição de uso do EST como fonte de água para as culturas agrícolas (AYERS; WESTCOT, 1991). A concentração média de potássio no período diminuiu em relação ao cultivo anterior, já a de sódio aumentou, esses fatores, aliados à maior recomendação de potássio para a cultura do algodoeiro em relação ao milho, proporcionaram aumento expressivo da dose de sódio aplicada ao solo (Tabela 4.7).

As grandes quantidades de sódio aportadas proporcionaram aumentos nos teores do elemento no solo com o aumento da lâmina de EST aplicada (Figura 4.6). Os maiores efeitos, de acordo com o coeficiente angular das regressões ocorreram nas camadas de 0,20 a 0,40 m e de 0,40 a 0,60 m, o que pode ter sido influenciado pela lixiviação do sódio, da camada superficial, provocada pelas chuvas no final do período de cultivo. De acordo com as

equações ajustadas o maior aumento estimado foi de 133% na camada de 0,40 a 0,60 m.

A RAS e a PST no solo apresentaram ajustes de regressão e comportamento, no perfil do solo, semelhante ao observado para o teor de sódio trocável (Figura 4.6). De acordo com as equações ajustadas, os maiores aumentos estimados nos valores RAS e PST, em relação ao tratamento testemunha T0-AM, foram de 150% para a RAS e de 157% para a PST, ambas na camada de 0,20 a 0,40 m. Apesar dos aumentos observados, o maior valor de PST no solo, de 4,37% ainda está abaixo dos 5% considerado aceitável de acordo com o limite mais restritivo definido por Mcintyre (1979) e distante dos 15% estabelecidos pelo Laboratório de Salinidade dos EUA (RICHARDS, 1954), considerado mais condizente em função da salinidade do EST.

Tabela 4.6 – Composição química do esgoto sanitário tratado aplicado nas parcelas experimentais cultivadas com algodoeiro.

Variável	Média	Des. Padrão	Variável	Média	Des. Padrão
DQO	mg L <sup>-1</sup> 159,4 ±	8,44	B	mg L <sup>-1</sup> 0,027 ±	0,003
N <sub>total</sub>	mg L <sup>-1</sup> 56,50 ±	9,50	Mn	mg L <sup>-1</sup> 0,100 ±	0,00
K	mg L <sup>-1</sup> 32,56 ±	10,81	Zn	mg L <sup>-1</sup> 0,030 ±	0,025
Na	mg L <sup>-1</sup> 109,05 ±	51,98	Cu	mg L <sup>-1</sup> 0,007 ±	0,00
Ca	mg L <sup>-1</sup> 18,74 ±	2,55	Fe	mg L <sup>-1</sup> 0,718 ±	0,26
Mg	mg L <sup>-1</sup> 9,035 ±	5,40	pH	7,74 ±	0,29
P	mg L <sup>-1</sup> 10,84 ±	2,38	CE <sub>a</sub>	dS m <sup>-1</sup> 1,331 ±	0,13
Cl	mg L <sup>-1</sup> 173,25 ±	16,12	RAS	(mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) <sup>0,5</sup> 5,176	-

Médias das amostras compostas coletadas mensalmente. Demanda Química de Oxigênio (DQO); nitrogênio total (N<sub>total</sub>), condutividade elétrica da água (CE<sub>a</sub>); e Razão de adsorção de sódio (RAS). Desvios padrões iguais a 0,00 estão relacionados à não detecção nas análises, utilizando-se o valor mínimo quantificável como resultado.

Tabela 4.7 – Doses totais de macronutrientes e sódio (kg ha<sup>-1</sup>) fornecidos via adubação mineral (AM) e esgoto sanitário tratado (EST) durante o cultivo do algodoeiro.

Trat.	----- N <sub>abs</sub> * -----			----- P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -----			----- K <sub>2</sub> O -----			----- Na -----		
	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.
T0-AM	160,0	0,0	160,0	120,0	0,0	120,0	80,0	0,0	80,0	0,0	0,0	0,0
50%	116,0	52,5	168,5	102,0	25,7	127,7	0,0	40,9	40,9	0,0	111,5	111,5
100%	106,0	71,3	177,3	85,0	49,8	134,8	0,0	79,4	79,3	0,0	216,3	216,3
150%	95,0	91,3	186,2	67,0	75,5	142,5	0,0	120,2	120,2	0,0	327,6	327,6
200%	84,0	110,0	194,0	50,0	99,6	149,6	0,0	158,6	158,6	0,0	432,3	432,3

\*Corresponde ao nitrogênio disponibilizado para a cultura de acordo com o critério definido por Matos (2014); T0-AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 80 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via EST.

A CE<sub>es</sub> não diferiu entre os tratamentos até 0,60 m de profundidade, na camada seguinte, aumentou com o aumento da lâmina de EST aplicada

(Figura 4.6). Comparando os gráficos de  $CE_{es}$  e de ADA, observa-se indícios de relação inversa, ou seja quanto maior a média da  $CE_{es}$  na camada, menor a média da ADA. Considerando os aumentos observados para a RAS e PST, os riscos à estrutura do solo seriam menores se a  $CE_{es}$  estivesse aumentando em todas as camadas. Contudo, os aumentos nos valores de RAS e PST ainda não foram suficientes para provocar aumentos na dispersão de argila.

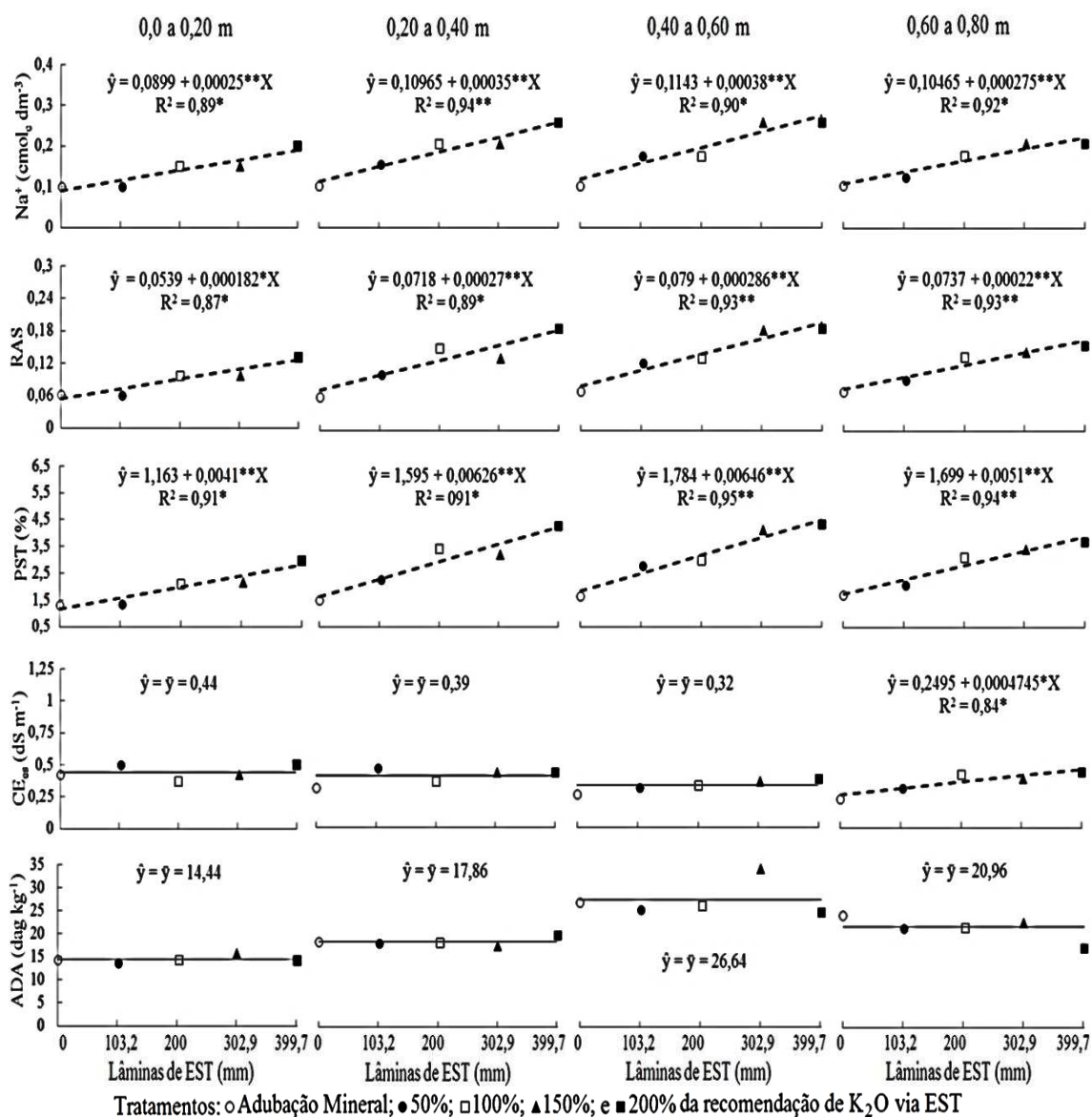


Figura 4.6 – Teores médios de sódio, razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST), condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo ( $CE_{es}$ ) e argila dispersa em água (ADA), no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $80 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $K_2O = 100\%$ ). Significativo a ( $^{**}$ ) 1% e ( $^*$ ) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até ( $^{\circ}$ ) 10% pelo teste F.

Os resultados do pH do solo apresentaram efeito contrário nas camadas superficiais, em função da lâmina de EST aplicada, houve ajuste de regressão linear decrescente na camada superficial e crescente na camada seguinte, nas demais camadas não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 4.7). No que se refere aos teores de cálcio trocável no solo houve ajuste de regressão linear decrescente na camada superficial do solo e na camada mais profunda, nas demais camadas não houve diferença entre os tratamentos.

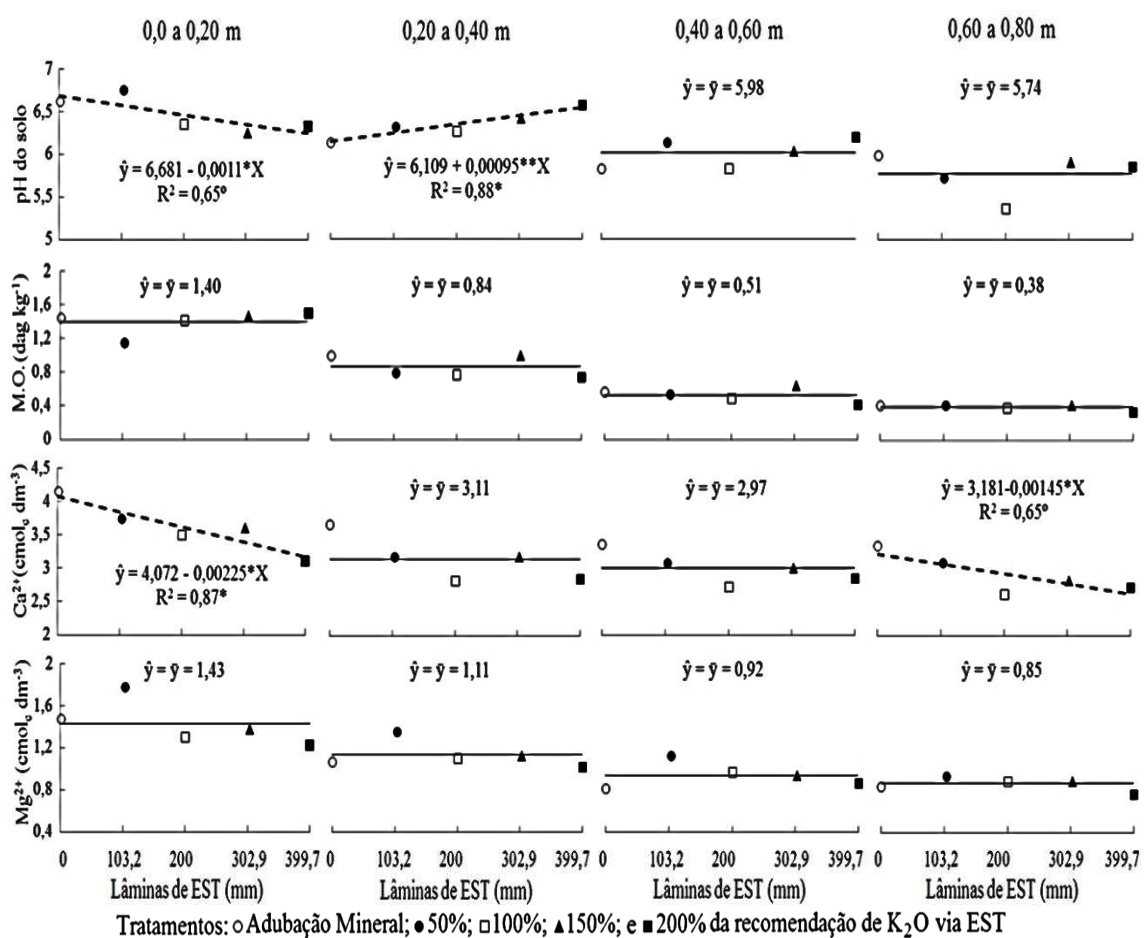


Figura 4.7 – Valores médios de pH e teores médios de matéria orgânica (MO), cálcio e magnésio trocáveis, no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (80 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo (R<sup>2</sup>), significativo até (°) 10% pelo teste F.

A reduções no pH com aplicação de águas residuárias, geralmente estão relacionados à (a) aplicação de águas residuárias ácidas (XU et al., 2010), (b) deslocamento de cátions no solo (c), adição de ácidos fracos (ROSABAL et al., 2007), (d) excessiva lixiviação de cátions básicos (GWENZLI;

MUNONDO, 2008) e (e) nitrificação do amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) fornecido via água residuária (BLUM et al., 2012). Com isso, a redução no pH pode estar relacionada à redução nos teores de cátions do solo, principalmente, o  $\text{Ca}^{2+}$ , que, por sua vez, pode estar associada tanto à maior absorção pela cultura como ao seu deslocamento para as camadas subsequentes do solo.

Muitos trabalhos com aplicação de esgoto sanitário no solo também relataram tendência de aumento no pH, o que atribuíram à (a) presença de cátions trocáveis no efluente aplicado, (b) alcalinidade do efluente, (c) incrementos na desnitrificação, processo que consome um mol de  $\text{H}^+$  para cada mol de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) desnitrificado, e (d) quelatação do  $\text{Al}^{3+}$  por acúmulo de matéria orgânica na superfície do solo (FONSECA et al., 2007; PEREIRA et al., 2011; BARRETO et al., 2013). Assim, na camada de 0,20 a 0,40 m do solo, acredita-se que o acúmulo de sódio tenha sido o principal responsável pelo aumento no pH, tendo em vista que não foram constatados aumentos significativos de outras bases como  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  nessa camada. E ainda, em nenhuma das camadas de solo houve aumento nos teores de matéria orgânica com o aumento da lâmina de EST aplicada (Figura 4.7).

A aplicação de águas residuárias, mesmo com considerável concentração de material orgânico, geralmente não tem proporcionado aumento no teor de M.O. do solo, em curto prazo (FONSECA et al., 2007; HAMILTON et al., 2007), o que também foi constatado no presente trabalho (Figura 4.7). Estudos têm relatado que, inicialmente, com a aplicação de águas residuárias no solo há tendência de redução na matéria orgânica devido ao aumento da sua taxa de decomposição (ERTHAL et al., 2010; ZEMA et al., 2012; BARRETO et al., 2013). Aumentos no teor de matéria orgânica no solo são, geralmente, observados em longo prazo (REZAPOUR; SAMADI, 2011).

Em relação ao potássio disponível no solo, na camada superficial, observam-se menores teores do nutriente nos tratamentos que receberam EST, contudo apenas o tratamento que recebeu EST para repor 150% da necessidade desse nutriente apresentou teor significativamente menor que o obtido no tratamento testemunha T0-AM de acordo com o teste de Dunnet (Tabela 4.8). A redução nos teores de K disponível no solo pode estar relacionada à sua maior absorção, bem como, a maior propensão à lixiviação à medida que se aumentam as lâminas de EST; há aumento na dose de K, mas

também nas de sódio, que compete pelos sítios de adsorção nas superfícies de carga dos coloides do solo. Nas demais camadas não houve diferença significativa entre os tratamentos.

Com relação aos resultados do P disponível no solo, pela análise de variância, não houve diferença significativa entre os tratamentos na camada superficial (Tabela 4.8). Na camada de 0,20 a 0,40 m, os teores de P disponível no solo dos tratamentos que receberam EST visando repor 100% e 200% da recomendação de potássio para a cultura do algodão foram significativamente menores que os do tratamento testemunha T0-AM. Isso pode estar relacionado ao maior desenvolvimento vegetativo e maior absorção de nutrientes pelas plantas nos tratamentos que receberam maiores lâminas de EST.

Tabela 4.8 – Análise de variância e teste de médias para os teores de potássio e fósforo disponíveis no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido aos tratamentos de doses e fontes de potássio.

Profundidade (m)	.....K.....				.....P.....			
	0,0-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6- 0,8	0,0- 0,2	0,2- 0,4	0,4- 0,6	0,6- 0,8
Significância	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
CV(%)	15,85	17,2	27,6	37,1	72,5	40,8	49,3	40,9
Tratamento	mg dm <sup>-3</sup>							
T0-AM	174,25a	120,7	80	68,5	24,85	14,97a	4,42	4,05
50%	139,5a	105	81,75	47,675	17,475	12,7a	5,55	4,85
100%	137,25a	81	79	63,75	16,975	6,17b	3,5	3,25
150%	110b	90	70	53,25	14,025	8,55a	3,95	2,85
200%	169,25a	107,25	75,75	64,25	25,25	6,17b	3	3,2
<b>Média</b>	<b>146,05</b>	<b>100,8</b>	<b>77,3</b>	<b>59,48</b>	<b>19,715</b>	<b>9,715</b>	<b>4,08</b>	<b>3,64</b>

Significativo a 1% (\*\*), a 5% (\*) e não significativo (ns). T0-AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 80 Kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via esgoto sanitário tratado. Letras distintas da testemunha (T0-AM) para a variável, na mesma coluna, diferem dela, pelo teste Dunnett a 5% de significância.

A acidez potencial do solo apresentou ajuste de regressão linear crescente com a aplicação de EST na camada superficial e houve ajuste de regressão pelo modelo quadrático nas camadas de 0,40 a 0,60 m e de 0,60 a 0,80 m (Figura 4.8). A acidez potencial ou total representa a quantidade de H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup> adsorvidos em coloides do solo que estão em equilíbrio com a acidez ativa na solução do solo (PEREIRA et al., 2011). Alterações nos resultados de acidez potencial no solo com a aplicação de AR estão relacionados aos mesmos fatores que alteraram o pH do solo, no entanto, com efeitos inversos.

Muitos trabalhos com aplicação de águas residuárias no solo têm evidenciado redução na acidez potencial, o que tem sido atribuído à alcalinidade do efluente e aos incrementos de cátions trocáveis (KIZILOGLU et al., 2008; PEREIRA et al., 2011; BLUM et al., 2012; BARRETO et al., 2013).

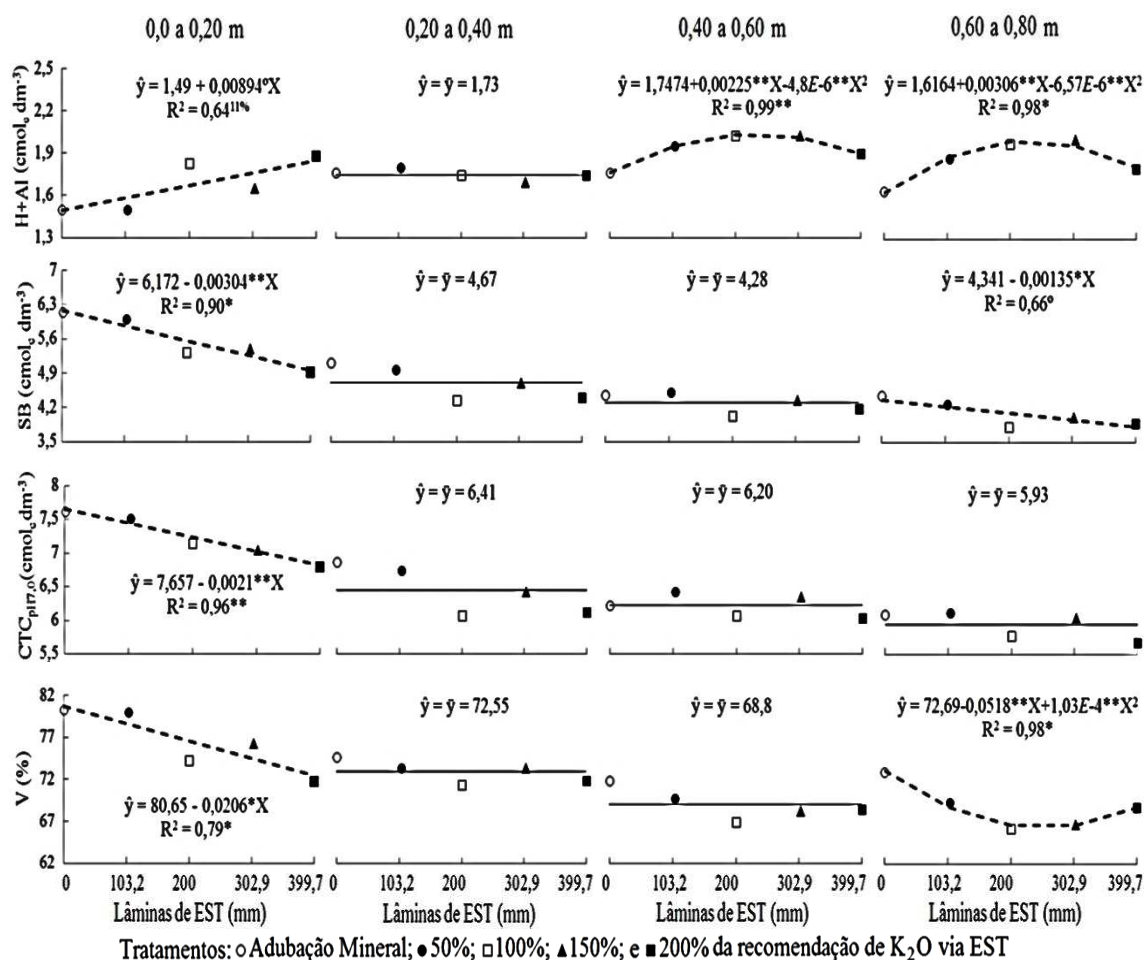


Figura 4.8 – Médias de acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTC<sub>pH7.0</sub>) e saturação por bases (V), no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (80 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1%, (\*) 5% e até (°) 10% pelo teste t e para o modelo (R<sup>2</sup>), significativo até (°) 10% pelo teste F.

Como houve redução no pH, na camada superficial, era de se esperar aumento na acidez potencial, pela maior quantidade de íons H<sup>+</sup> no solo liberado pelas raízes das plantas ao absorverem nutrientes catiônicos (MALAVOLTA et al., 1997), ou pela redução das bases causadas pela lixiviação. Isto foi comprovado pela redução na soma de bases do solo, na mesma camada, que apresentou ajuste de regressão linear decrescente em

função das lâminas de EST aplicadas (Figura 4.8). No restante do perfil do solo, a SB tendeu a diminuir com o aumento da lâmina de EST aplicada, com ajuste de regressão linear decrescente, significativo, na camada de 0,60 a 0,80 m. Esses resultados e o aumento nos teores de sódio trocável no solo demonstram os riscos da utilização agrícola de águas residuárias com considerável concentração de sódio. Os elevados aportes de sódio contribuem para o deslocamento e lixiviação dos demais cátions presentes no solo e isso é agravado pela absorção de nutrientes pelas plantas, favorecendo a deterioração da estrutura do solo.

No que se refere à  $CTC_{pH7,0}$ , na camada superficial, houve ajuste de regressão linear decrescente, o que foi influenciado pelo mesmo comportamento observado para a SB e menos acentuado, devido ao aumento da acidez potencial na mesma camada (Figura 4.8). A saturação por bases também apresentou ajuste de regressão linear decrescente, influenciada tanto pela redução na SB quanto pelo aumento da acidez potencial. E na camada de 0,60 a 0,80 m, a saturação por bases apresentou ajuste de regressão pelo modelo quadrático tendendo a aumentar a partir da lâmina de EST próxima à aplicada para fornecer 100% da recomendação de potássio, o que está associado ao comportamento da acidez potencial na mesma camada.

Os resultados dos teores de micronutrientes disponíveis no perfil do solo estão apresentados na Figura 4.9. Não houve diferença significativa entre os tratamentos para os teores de Cu e Mn disponíveis. O Zn e o B disponíveis apresentaram tendência de diminuir com o aumento da lâmina de EST aplicado. Os teores disponíveis de Zn decresceram, significativamente, em função das lâminas de EST aplicadas, nas camadas de 0,20 a 0,40 m e 0,40 a 0,60 m. O boro disponível, com exceção dos resultados na camada superficial, diminuiu linearmente em função da lâmina de esgoto aplicada. O Fe disponível, na camada de 0,20 a 0,40 m, aumentou linearmente em função da lâmina de EST aplicada. Dentre os micronutrientes o Fe apresenta a maior concentração no EST (Tabela 4.6) o que pode ter contribuído para o aumento dos seus teores no solo.

Após o cultivo do algodoeiro, de maneira geral, até para as maiores lâminas de EST aplicadas, os teores de nutrientes no solo diminuíram, o que também foi observado por Santos (2013), cultivando a mesma cultura.

Segundo Alves (2014), que avaliou a produtividade da cultura, no ciclo do presente trabalho, a aplicação do EST aumentou linearmente a produtividade, sem diminuir a qualidade do produto comercializado. As produtividades observadas foram em média de 3121, 3600, 3975, 4261 e 4582 kg ha<sup>-1</sup>, para os tratamentos sem aplicação de EST até o de maior lâmina aplicada, respectivamente. Medeiros et al. (2011), Santos (2013) e Silva et al. (2013) também avaliaram a produtividade do algodoeiro cultivado com aplicação de águas residuárias e relataram aumentos na produtividade da cultura.

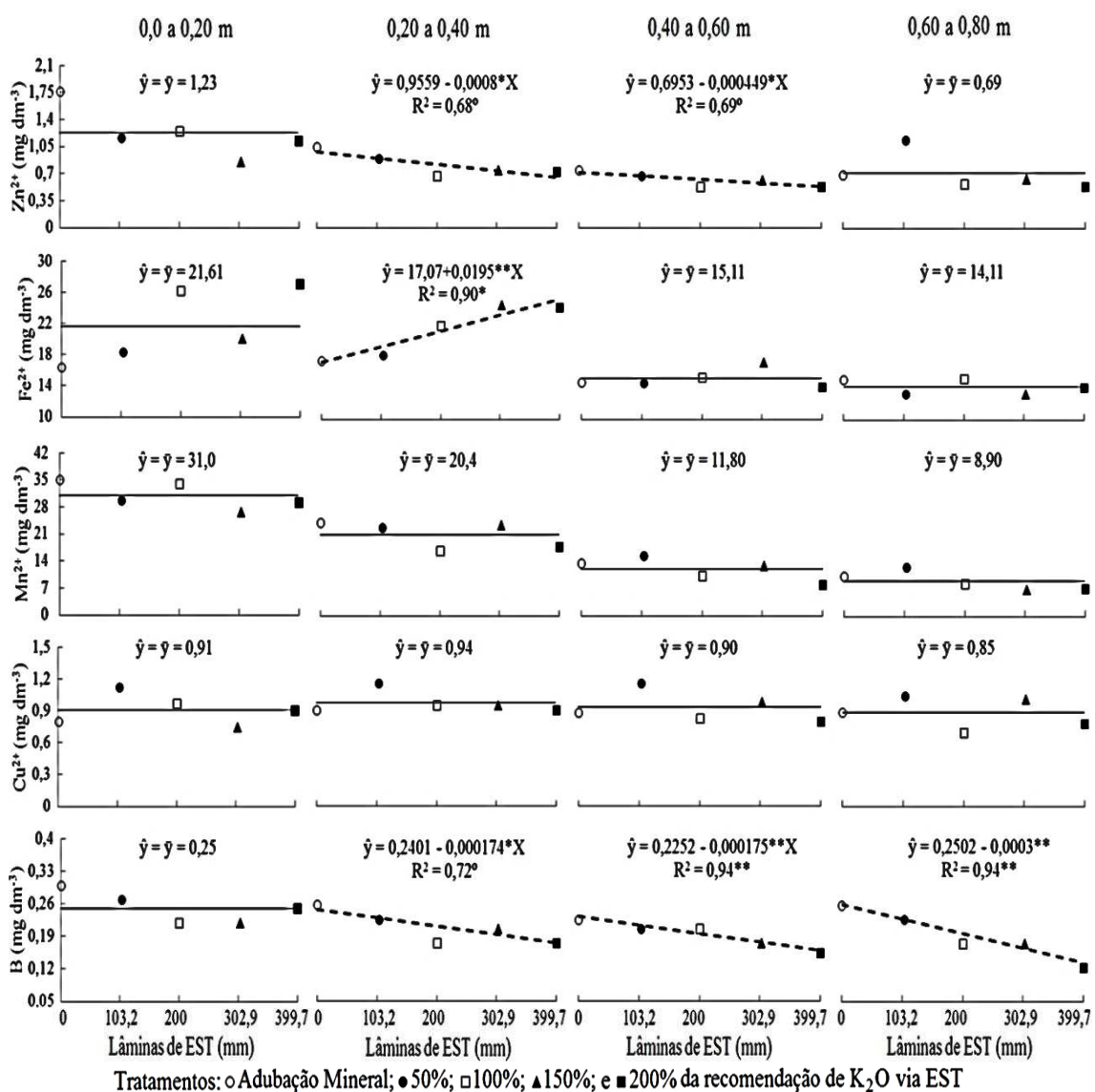


Figura 4.9 – Teores médios de micronutrientes, Zn<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> e B disponíveis, no perfil do solo, após o cultivo do algodoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (80 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo (R<sup>2</sup>), significativo até (°) 10% pelo teste F.

### 4.3 Alterações nos atributos do solo após o cultivo do feijoeiro

A precipitação registrada na área experimental durante o cultivo do feijoeiro foi insignificante (Tabela 4.9), o que era esperado, visto que o plantio foi realizado em abril e o período chuvoso da região geralmente termina no final do verão. Com isso, toda a demanda hídrica da cultura foi fornecida por sistema de aplicação e nos tratamentos experimentais que receberam EST, este supriu de 11% a 44,5% da água aplicada.

Tabela 4.9 – Lâminas líquidas de esgoto sanitário tratado (EST), precipitação efetiva (PE), lâminas líquidas complementares de irrigação (IR) e lâminas totais aplicadas (Total) nos tratamentos experimentais durante o cultivo do feijoeiro.

Tratamento	EST	PE	IR	Total
	----- mm -----			
AM	0,0	1,1	413,4	414,5
50%	46,1	1,1	367,3	414,5
100%	91,7	1,1	321,7	414,5
150%	137,8	1,1	275,6	414,5
200%	184,3	1,1	229,1	414,5

AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 40 Kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via EST.

De acordo com a constituição química média do EST durante o período de cultivo do feijoeiro, apresentada na Tabela 4.10, a concentração de potássio apresentou um pequeno aumento, em relação ao cultivo anterior, já a concentração de sódio diminuiu, mas permaneceu bem maior que a concentração de potássio. Os micronutrientes apresentaram-se em baixas concentrações. O pH e a CE<sub>a</sub> apresentaram pequena redução, contudo, segundo os critérios de Ayers e Westcot (1991), a redução da CE<sub>a</sub> relacionada com os resultados da RAS foi suficiente para alterar o grau de restrição de uso do EST para a irrigação de nenhum para moderado. A média da CE<sub>a</sub> ficou próxima ao limite e se ela fosse maior que 1,2 dS m<sup>-1</sup> ou a RAS menor que 3 (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>0,5</sup> não haveria restrição para uso em irrigação.

As doses de nitrogênio, fósforo e potássio aplicados ao solo no cultivo do feijoeiro (Tabela 4.11) foram menores que as aportadas nos cultivos anteriores e os valores calculados se aproximaram mais dos aplicados, o que se deve à menor variação das concentrações desses nutrientes no EST durante o cultivo do feijoeiro. Ao final do ciclo da cultura foram aplicados ao solo, via EST, de 40,1 a 160,4 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>. Considerando as doses

aplicadas nos cultivos anteriores, a quantidade de sódio aplicada ao solo, ao final do cultivo do feijão atingiram de 271,6 a 874,2 kg ha<sup>-1</sup> de Na nas parcelas experimentais que recebiam EST para repor de 50 a 200% da necessidade de K das culturas, respectivamente.

Tabela 4.10 – Composição química do esgoto sanitário tratado aplicado nas parcelas experimentais cultivadas com feijoeiro.

Parâmetro		Média	Des. Padrão	Parâm.		Média	Des. Padrão
DQO	mg L <sup>-1</sup>	166,5	± 44,00	B	mg L <sup>-1</sup>	0,03	± 0,001
N <sub>total</sub>	mg L <sup>-1</sup>	50,50	± 0,60	Fe	mg L <sup>-1</sup>	0,589	± 0,058
K	mg L <sup>-1</sup>	37,87	± 1,773	Mn	mg L <sup>-1</sup>	0,10	± 0,00
Na	mg L <sup>-1</sup>	87,51	± 3,144	Zn	mg L <sup>-1</sup>	0,061	± 0,019
Ca	mg L <sup>-1</sup>	15,93	± 0,97	Cu	mg L <sup>-1</sup>	0,007	± 0,00
Mg	mg L <sup>-1</sup>	10,63	± 4,32	pH		7,60	± 0,064
P	mg L <sup>-1</sup>	8,82	± 0,73	CE <sub>a</sub>	dS m <sup>-1</sup>	1,093	± 0,020
Cl	mg L <sup>-1</sup>	137,1	± 5,56	RAS	(mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) <sup>0,5</sup>	4,165	-

Médias das amostras compostas coletadas mensalmente. Demanda química de oxigênio (DQO); nitrogênio total (N<sub>total</sub>); condutividade elétrica da água (CE<sub>a</sub>); Razão de adsorção de sódio (RAS). Desvio padrão igual a 0,00 estão relacionados à não detecção nas análises, utilizando-se o valor mínimo quantificável como resultado.

Tabela 4.11 – Doses totais de nutrientes e sódio (kg ha<sup>-1</sup>) fornecidos via adubação mineral (AM) e esgoto sanitário tratado (EST) durante o cultivo do feijoeiro.

Trat.	N <sub>abs</sub> <sup>*</sup>			P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>			K <sub>2</sub> O			Sódio		
	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.	AM	EST	Tot.
T0-AM	100,0	0,0	100,0	90,0	0,0	90,0	40,0	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0
50%	78,0	22,1	100,1	81,0	9,3	90,3	0,0	20,1	20,1	0,0	40,1	40,1
100%	69,0	31,1	100,1	71,0	18,6	89,6	0,0	39,8	39,8	0,0	79,8	79,8
150%	62,0	40,3	102,3	62,0	27,9	89,9	0,0	59,9	59,9	0,0	119,9	119,9
200%	61,0	49,5	110,5	52,0	37,3	89,3	0,0	80,1	80,1	0,0	160,4	160,4

Corresponde ao nitrogênio disponibilizado para a cultura de acordo com o critério definido por Matos (2014); T0-AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 40 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via EST.

De acordo com as análises do solo, em todo o perfil, os teores médios de sódio trocável apresentaram ajuste de regressão pelo modelo linear, crescente em função da lâmina de EST aplicada (Figura 4.10). Em função das equações ajustadas, comparando com a testemunha T0-AM, os aumentos estimados nos teores de sódio trocável no solo foram de até 363%, 895%, 1632% e 468%, da camada superficial à mais profunda, respectivamente. Com isso, observa-se que o sódio trocável está se acumulando principalmente na camada de 0,40 a 0,60 m. Vários autores também constataram aumento nos teores de Na<sup>+</sup> no solo quando aplicaram águas residuárias para repor a demanda hídrica das culturas (LEAL et al., 2009; SILVA et al. 2010;

MEDEIROS et al., 2011; VARALLO et al., 2012; ZEMA et al., 2012; HENTATI et al., 2014).

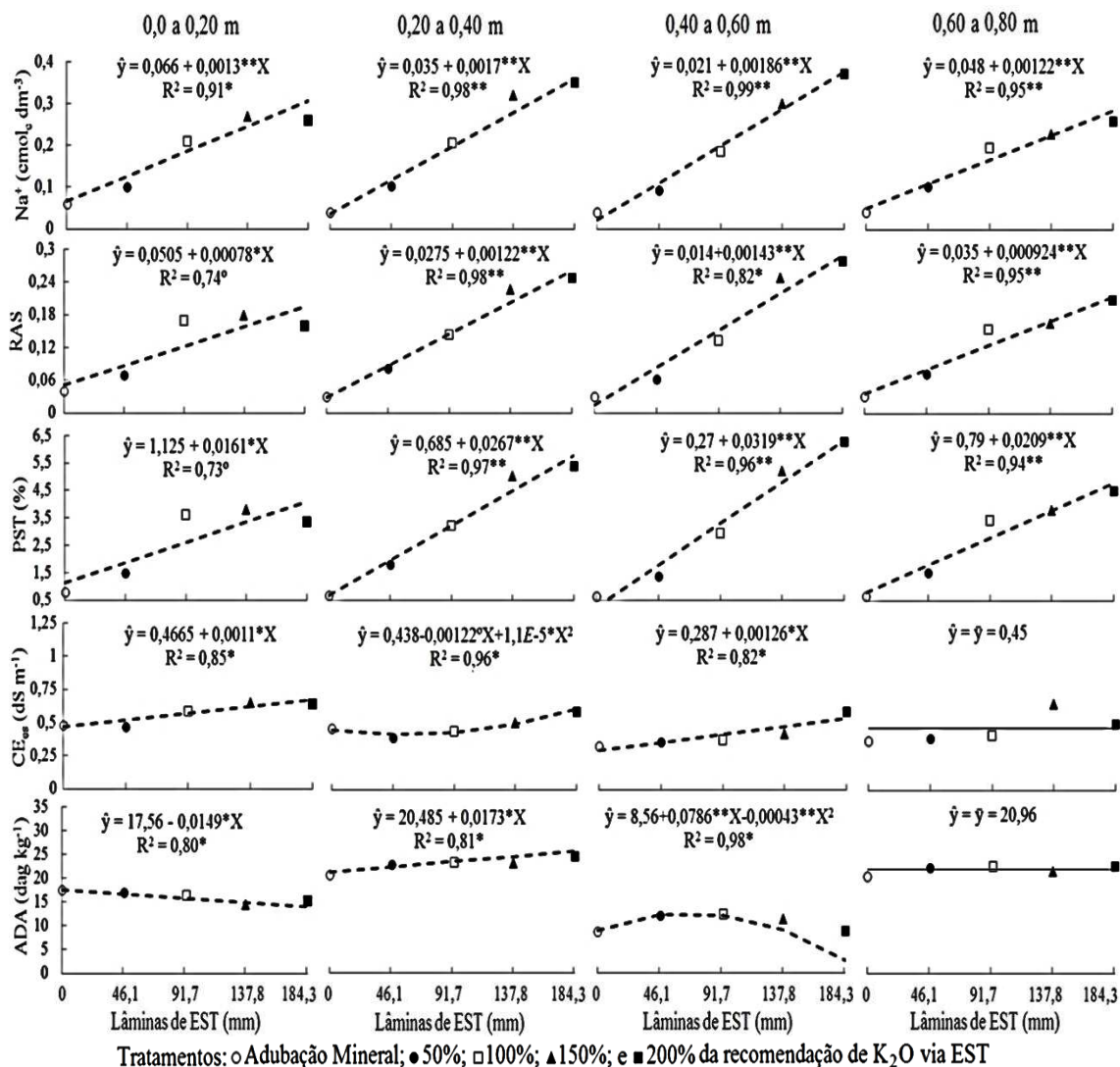


Figura 4.10 – Teores médios de sódio trocável, razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST) condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo ( $CE_{es}$ ) e argila dispersa em água (ADA), no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (40 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.

A RAS e PST apresentaram comportamentos semelhantes aos observados para os teores de Na<sup>+</sup> no solo, com ajuste de regressão pelo modelo linear em todas as camadas (Figura 4.10). Os aumentos máximos estimados da RAS, em comparação aos obtidos no solo do tratamento testemunha T0-AM, ao longo do seu perfil, foram de 184%, 718%, 1786% e 386% e para a PST foram de 163%, 617%, 2074% e 587%. Esses aumentos

consideráveis também estão relacionados à redução da RAS e PST no solo do tratamento testemunha, após o cultivo do feijoeiro, o que indica que houve lixiviação de sódio no solo, causado, provavelmente, pelos 482 mm de chuva, registrados na área, no período de pousio antes do cultivo.

A PST atingiu valor de até 6,15% na camada de 0,40 a 0,60 m. O que indica que a definição da dose de EST para fertirrigação desprezando-se sua concentração de sódio pode causar danos ao sistema solo-planta. Mesmo que o limite de sodicidade de 15% da PST que está relacionado aos danos à estrutura do solo não tenha sido atingido, os aumentos observados podem causar fitotoxicidade nas espécies cultivadas. Assim, para continuidade da prática é necessária a adoção de medidas mitigadoras para evitar a sodificação do solo.

A condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo apresentou diferença significativa entre os tratamentos até 0,60 m de profundidade (Figura 4.10). Na camada superficial e na de 0,40 a 0,60 m de profundidade, houve ajuste de regressão pelo modelo linear crescente com a lâmina de EST aplicada. Na camada de 0,20 a 0,40 m houve ajuste de regressão do tipo quadrático com aumento da  $CE_{es}$ , a partir da aplicação de 100% da necessidade de potássio via EST. Em comparação ao tratamento testemunha T0-AM, os aumentos estimados ao longo do perfil do solo para a  $CE_{es}$  foram de 43%, 34% e 81% até 0,60 m. Contudo, os maiores valores de 0,65 dS m<sup>-1</sup> observados nos tratamentos que receberam de 150 a 200% da necessidade de K, continuam inferiores aos valores de referência, que podem influenciar a produtividade de diferentes espécies cultivadas, de acordo com Ayers e Westcot (1991), cujo menor limite é 1,0 dS m<sup>-1</sup> para o feijão e a cenoura.

Segundo Xu et al. (2010), a salinidade do solo não representa grave problema quanto à utilização agrícola de EST, quando são utilizados critérios adequados para aplicação. Rezapour e Samadi (2011) constataram, em três tipos de solo que receberam aplicação de água residuária sem tratamento por 40 anos, aumentos na  $CE_{es}$  de 87 a 157%, até 0,3 m de profundidade, com o maior valor relatado de 1,45 dS m<sup>-1</sup>.

A ADA, na camada superficial, apresentou comportamento inverso ao da  $CE_{es}$ , com ajuste de regressão pelo modelo linear decrescente em função da lâmina de EST aplicado (Figura 4.10). Já na camada de 0,20 a 0,40 m, houve

ajuste de regressão linear crescente com a lâmina de EST aplicada. Na camada de 0,40 a 0,60 m, houve ajuste de regressão pelo modelo quadrático. Nesta camada, apesar de se observar os maiores valores de RAS e PST, a ADA apresentou os menores teores em relação aos quantificados em amostras de solo coletadas nas outras camadas. Isso pode ter sido influenciado pelo aumento linear da  $CE_{es}$  com a lamina de EST (Figura 4.10) e os maiores teores de  $Ca^{2+}$  trocáveis no solo em relação às camadas vizinhas (Figura 4.11).

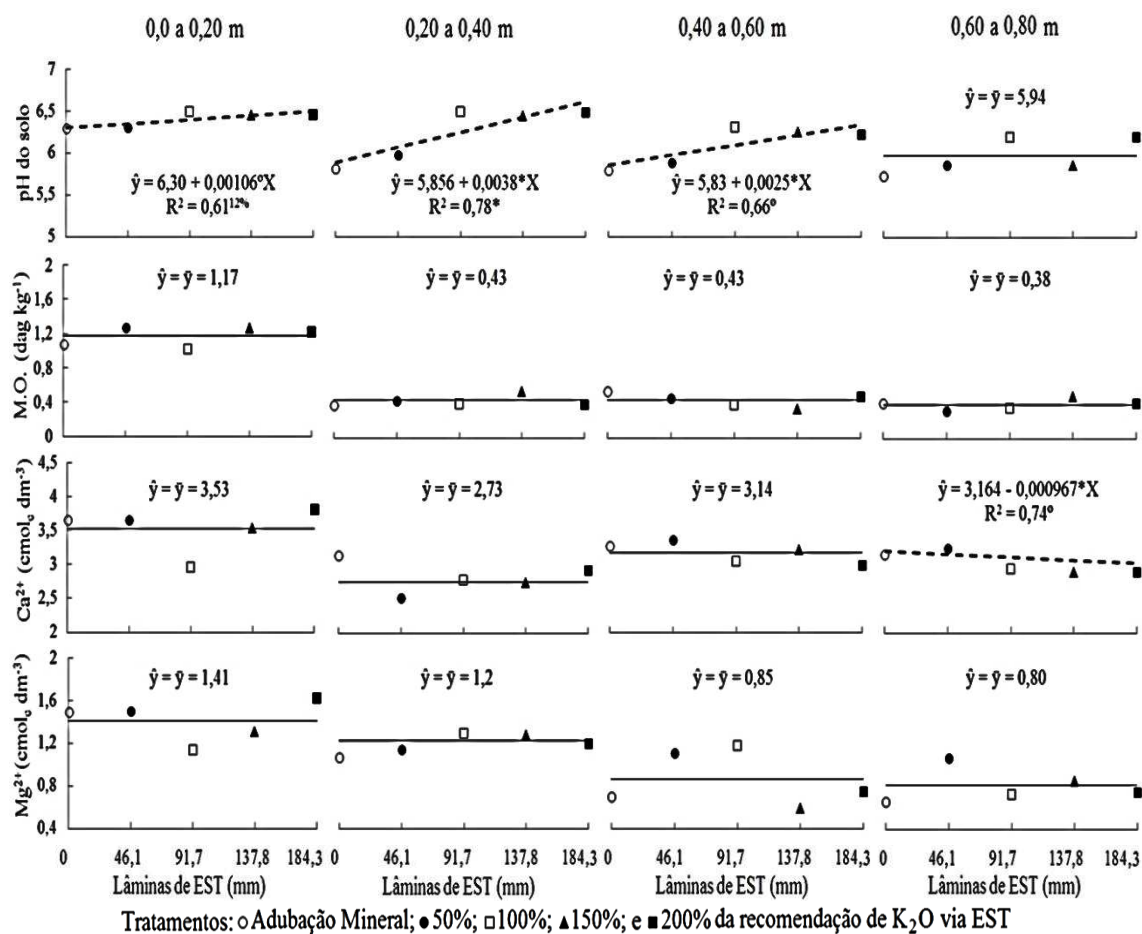


Figura 4.11 – Valores médios de pH, teores de matéria orgânica (MO), cálcio e magnésio trocáveis, no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $K_2O = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até ( $^{\circ}$ ) 10% pelo teste F.

No que se refere aos teores de cálcio trocável não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos até 0,60 m de profundidade do solo. Na camada mais profunda houve ajuste de regressão pelo modelo linear com redução nos teores de  $Ca^{2+}$  no solo em função da lâmina de EST aplicada, o que já foi observado após o cultivo do algodoeiro e pode ter sido provocado

pela lixiviação do cálcio deslocado dos complexos de troca do solo pelo sódio. Para o magnésio trocável, em todo o perfil do solo, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos.

O pH do solo aumentou com o aumento da lâmina de EST aplicado, houve ajuste de regressão pelo modelo linear até a camada de 0,60 m de profundidade (Figura 4.11), enquanto, na última camada não houve diferença significativa entre os resultados. Os aumentos do pH podem estar relacionados ao pH alcalino do EST aplicado ao solo (Tabela 4.10).

Ao se aplicarem resíduos orgânicos, passíveis de decomposição, no solo, pode ocorrer decréscimo no valor do pH, provocado pela fase inicial, ácida, de decomposição de matéria orgânica (MATOS, 2014). Kiziloglu *et al.* (2008) e Santos (2013) observaram redução no pH após aplicação de água residuária sem tratamento. Com o tempo, a aplicação contínua de resíduos orgânicos promove aumento no pH do solo pela mineralização do material orgânico e a, conseqüente, liberação de bases no meio (GALVÃO *et al.*, 2008). Solos que receberam aplicação de águas residuárias apresentaram alterações no pH até valores próximos aos observados na água residuária (XU *et al.*, 2010) que, segundo Pereira *et al.* (2011), tem propriedade anfótera. Com isso, com a contínua aplicação de águas residuárias no solo, dependendo da diferença entre o seu pH e o pH inicial do solo, os valores de pH do solo podem aumentar (MEDEIROS *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2011; REZAPOUR e SAMADI 2011; HENTATI *et al.*, 2014) ou diminuir (XU *et al.*, 2010; ZEMA *et al.*, 2012; HIDRI *et al.*, 2014) tendendo a se aproximar do pH da água residuária.

No que se refere aos teores de M.O., em todo o perfil do solo, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 4.11). No que se refere à fertilidade do solo para o Estado de Minas Gerais (ALVAREZ V. *et al.*, 1999), o teor de M.O., mesmo com a aplicação contínua de EST no solo, em culturas sucessivas, continua baixo, na camada superficial, e muito baixo na camada de 0,20 a 0,40 m, mesma classificação observada para as camadas subsequentes, o que indica ser recomendável a incorporação de matéria orgânica no solo da área.

Apesar de águas residuárias serem fontes de material orgânico, apenas após vários anos de contínua aplicação tem sido observado aumento nos teores de matéria orgânica no solo (XU *et al.*, 2010). Keeley e Quin (1979), em

área com 80 anos de aplicação de água residuária no solo, observaram aumentos nos teores de matéria orgânica de 3,88 para 4,45 dag kg<sup>-1</sup>. Mastro et al. (2009), após 20 anos de aplicação, observaram aumentos nos teores de carbono orgânico no solo de 0,51 para 0,86 dag kg<sup>-1</sup>. Xu et al. (2010) observaram aumentos nos teores de M.O. na camada superficial do solo de 0,45 para 1,35 dag kg<sup>-1</sup> em áreas com 20 anos de aplicação. Razapour e Samadi (2011) após 40 anos de aplicação de esgoto sem tratamento, em diferentes tipos de solo, observaram aumento nos teores de matéria orgânica de 13 a 44%, em relação aos teores iniciais. Hentati et al. (2014) observaram aumentos nos teores de M.O. no solo, principalmente na camada de 0,20 a 0,40 m, em que os valores variam de 1,09, 1,86 e 2,78 dag kg<sup>-1</sup> em solos das áreas sem aplicação e com 15 e 20 anos de aplicação, respectivamente. Hidri et al. (2014) observaram, na camada superficial do solo, aumento de 0,69 dag kg<sup>-1</sup> para 2,73 dag kg<sup>-1</sup> no teor de carbono orgânico no solo que recebeu aplicação de EST, após 15 anos de aplicação.

Assim, considerando os baixos incrementos de matéria orgânica no solo, mesmo com longo tempo de aplicação, observa-se que a utilização agrícola de esgoto sanitário, tratado ou sem tratamento, não substitui a adubação orgânica em áreas de cultivo.

Estudos envolvendo a utilização de águas residuárias em conjunto com a aplicação de compostos orgânicos, em atividades agrícolas, frequentemente, têm relatado melhorias no estado nutricional de plantas cultivadas, com significativo incremento no crescimento e na produtividade (SILVA et al., 2013; MASCIANDARO et al., 2014). O efeito cimentante da matéria orgânica favorece a formação de agregados, o que contribui para aumentar a macroporosidade e a condutividade hidráulica do solo (GILL et al, 2009; MATOS, 2014; WANG et al., 2014) e diminuir os riscos de dispersão da argila causado pelo aumento nos teores de sódio (RENGASAMY; OLSSON 1991; MUYEN et al., 2011). Incrementos nos teores de matéria orgânica na camada superficial são importantes tanto para as melhorias na estrutura como para a complexação de metais pesados e devem ser estimulados em áreas com aplicação de águas residuárias como o esgoto sanitário tratado (BARRETOS et al., 2013).

Os teores de fósforo disponível no solo não diferiram entre os tratamentos (Tabela 4.12). Para os teores de potássio disponível, na camada de 0,20 a 0,40 m de profundidade do solo, no tratamento que recebeu aplicação de EST para repor 150% da recomendação de potássio, o teor médio do nutriente foi estatisticamente menor que o observado no tratamento testemunha T0-AM. Nas demais camadas do solo não houve diferença significativa entre os tratamentos. Com isso, observa-se que a aplicação de EST para fornecer até 200% da recomendação do potássio para as culturas cultivadas na área não proporcionou acúmulo desse nutriente no solo.

Tabela 4.12 – Análise de variância e teste de médias para os teores de potássio e fósforo disponíveis no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido aos tratamentos de doses e fontes de potássio.

Profundidade (m)	.....K.....				.....P.....			
	0,0-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	0,0-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8
Significância	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	ns
CV(%)	21,1	17,5	27,8	38,2	32,2	38,1	67,5	70,1
Tratamento	mg dm <sup>-3</sup>							
T0-AM	131,89	91,61a	67,57	53,60	25,57	9,30	5,98	4,29
50%	117,92	73,41a	72,44	54,57	32,04	6,84	3,38	4,40
100%	108,50	88,03a	81,21	44,83	25,66	7,09	2,91	3,04
150%	90,96	56,52b	37,68	48,40	24,27	9,10	3,09	5,48
200%	110,12	85,11a	63,67	44,50	22,22	7,23	4,87	3,34
<b>Média</b>	<b>111,88</b>	<b>75,77</b>	<b>64,51</b>	<b>49,18</b>	<b>25,95</b>	<b>7,56</b>	<b>4,05</b>	<b>4,11</b>

Significativo a 1% (\*\*) e a 5% (\*) e não significativo (ns) pelo teste F. T0-AM: irrigação com água potável e adubação mineral com aplicação da recomendação de 40 Kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em cobertura. 50 a 200%: porcentagem do K<sub>2</sub>O recomendado para a cultura e fornecido via esgoto sanitário tratado. Letras distintas da testemunha (T0-AM) para a variável, na mesma coluna, diferem dela, pelo teste Dunnet a 5% de significância.

Os menores teores de potássio disponível no solo, após até 2 anos de aplicação de EST, relatados também por Pereira et al. (2011), Zema et al. (2012) e Santos (2013), podem estar relacionados ao melhor desenvolvimento radicular das culturas devido à maior fertilidade do solo por ter recebido águas residuárias ricas em nutrientes, o que possibilita maior disponibilidade desses nutrientes para absorção pelas plantas (FONSECA et al., 2007). Contudo, os aumentos observados nos teores de sódio trocável, em todo o perfil do solo, podem, também, diminuir a concentração do K trocável no solo, por substituição nos complexos de troca de cátions e lixiviação do K para camadas mais profundas (PEREIRA et al., 2011). Neste caso, ainda há o agravante da

fitotoxicidade decorrente do aumento na concentração de sódio e redução na absorção de potássio pelas plantas.

Após o cultivo do feijoeiro, não houve diferença significativa para acidez potencial, soma de base, capacidade de troca de cátions potencial e saturação por bases, em todo o perfil do solo (Figura 4.12). Na camada superficial, os teores de Ca e Mg trocáveis influenciaram o resultado de SB, que refletiram também nos resultados da  $CTC_{pH7,0}$  e V. No que se refere à fertilidade do solo no Estado de Minas Gerais (ALVAREZ V. et al., 1999), os níveis se encontram bom para a SB e V, médio para a  $CTC_{pH7,0}$  e baixo para a acidez potencial.

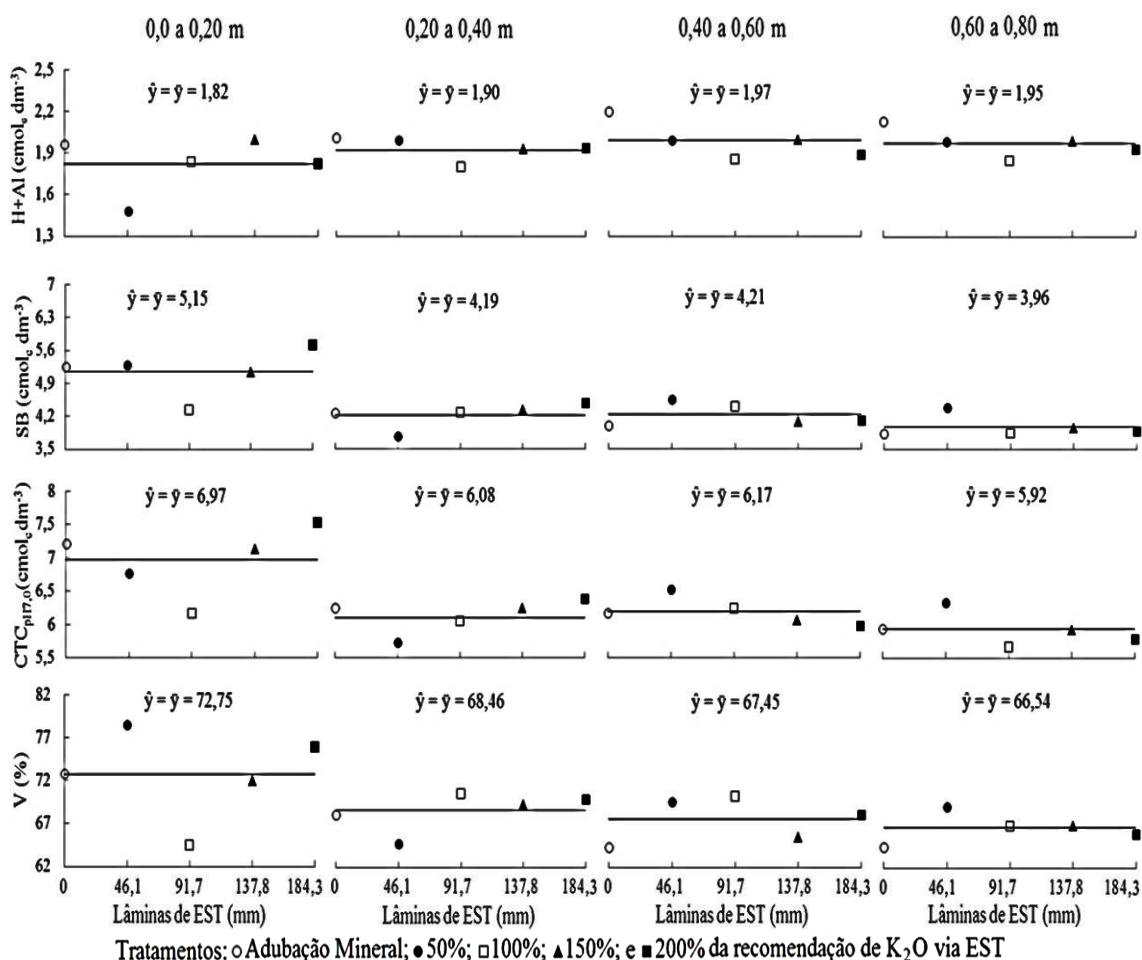


Figura 4.12 – Médias de acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial ( $CTC_{pH7,0}$ ) e saturação por bases (V), no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura ( $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $K_2O = 100\%$ ). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo ( $R^2$ ), significativo até (°) 10% pelo teste F.

Pereira et al. (2011) constaram que a aplicação de EST pode reduzir significativamente a acidez potencial do solo, chegando a eliminar seu efeito no

solo após um ano de aplicação para repor 150% da demanda hídrica da laranjeira, devido à alcalinidade do EST T, decorrente da presença de  $\text{HCO}_3^-$  e da adição de bases trocáveis que substituem o  $\text{Al}^{3+}$  e o  $\text{H}^+$  nos colóides do solo. No presente trabalho, apesar dos níveis de acidez potencial estarem baixos, as lâminas de EST aplicadas foram menores que 50% da demanda hídrica das culturas, o que não favorece a eliminação a acidez potencial do solo.

Os teores de micronutrientes disponíveis no solo, após o cultivo do feijoeiro, estão apresentados na Figura 4.13. Em todo o perfil do solo, não houve diferença significativa entre os tratamentos, no que se refere aos teores de zinco e boro disponíveis. Para os teores de ferro disponível, na camada superficial, houve ajuste de regressão linear crescente com a lâmina de EST aplicada, nas demais camadas não houve diferença entre os tratamentos. O Mn disponível na camada de 0,40 a 0,60 m de profundidade apresentou ajuste de regressão pelo modelo quadrático, com tendência de aumentar no solo com aplicação de lâminas de EST superiores às necessárias para fornecer 100% da recomendação de potássio. Nas demais camadas os teores de Mn não diferiram entre os tratamentos. O Cu disponível, com exceção da camada superficial, em que não foram observadas diferenças entre os tratamentos, apresentou tendência de diminuir com a aplicação de EST, com ajuste de regressão pelo modelo linear.

Os níveis de fertilidade do solo em relação à maioria dos micronutrientes são considerados de médio a muito baixo, com exceção do Mn, que está naturalmente alto até 0,40 m e bom no restante do perfil (ALVAREZ V. et al., 1999). Esses resultados são satisfatórios, visto que o aumento no teor de micronutrientes no solo poderia limitar o desenvolvimento das plantas e conseqüentemente, a aplicação da EST, mas o que se percebe é a necessidade de complementação com fontes de micronutrientes para os próximos cultivos na área experimental.

Saffari e Saffari (2013) aplicaram EST como fonte de água para duas espécies de feijoeiro, *P. vulgares* e *P. lunatus* cultivados em dois tipos de solo. Após um ciclo de cultivo, os autores constataram aumentos significativos nos teores de  $\text{CE}_{\text{es}}$ , N, K trocável, P, Fe, Cu, Zn, Mn e Ni disponíveis, em comparação aos solos que não receberam EST. As análises desses nutrientes

no tecido vegetal resultaram em aumentos significativos nas concentrações de N, P, K, Zn, Cu, Mn com a aplicação de EST. Contudo, os resultados tanto no solo como nas plantas permaneceram abaixo dos limites de referência.

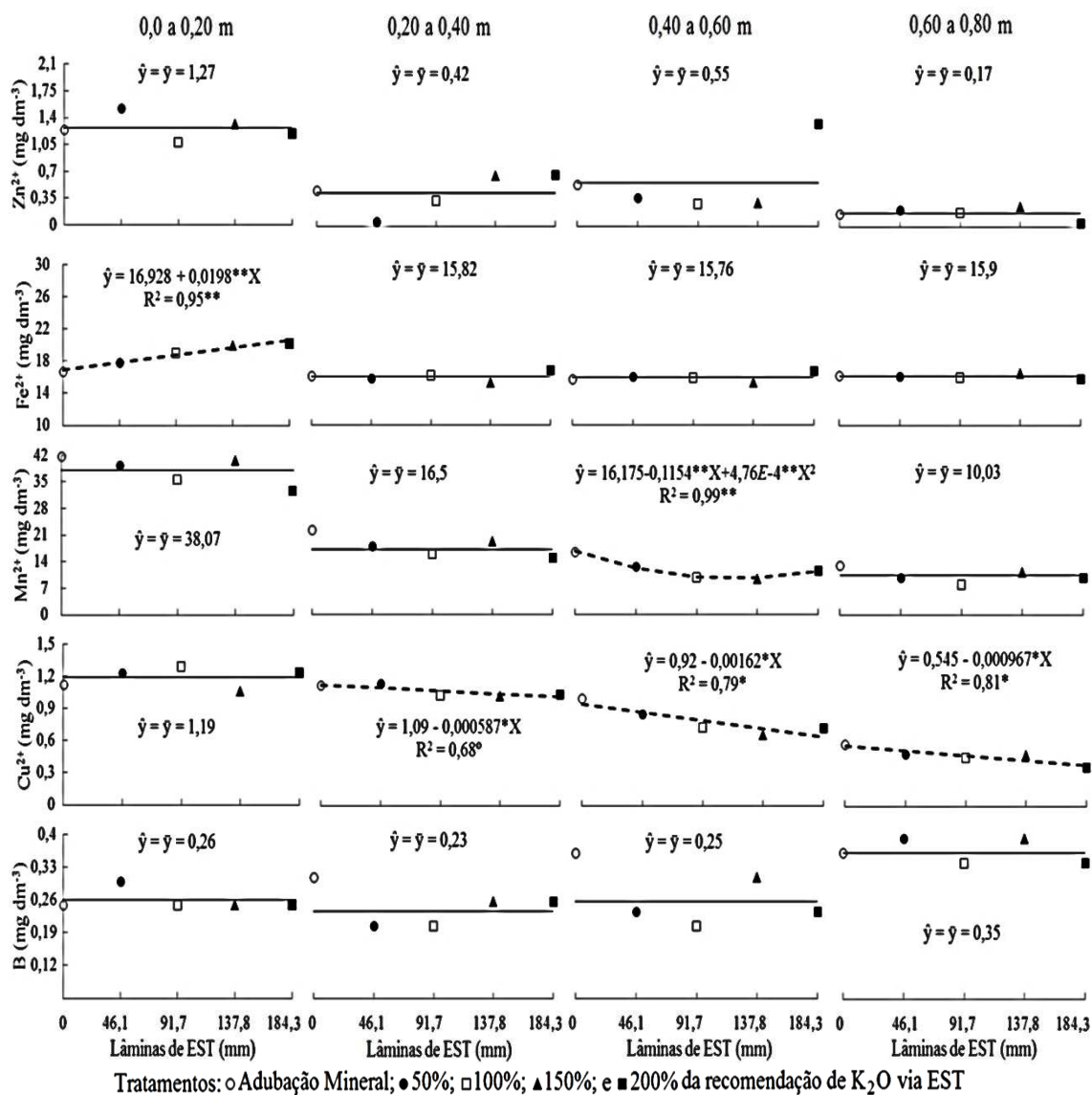


Figura 4.13 – Teores médios de micronutrientes, Zn<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> e B disponíveis, no perfil do solo, após o cultivo do feijoeiro submetido a diferentes doses e fontes de potássio aplicado em cobertura (40 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O = 100%). Significativo a (\*\*) 1% e (\*) 5% pelo teste t e para o modelo (R<sup>2</sup>), significativo até (°) 10% pelo teste F.

Hidri et al. (2014) avaliaram solos arenosos na Tunísia que receberam aplicação de EST de 1 a 15 anos e, a partir do segundo ano de aplicação, observaram aumentos significativos nos teores de Cu, Ni, Zn e Cd, que aumentaram com o passar dos anos, mas permaneceram abaixo dos limites toleráveis. Hentati et al. (2014) também observaram valores abaixo dos limites

de referência, apesar dos aumentos nos teores de Mn, Fe, Zn, Ni, Co, Cu e Pb nos solos que receberam esgoto sanitário tratado por 15 a 20 anos. Xu et al. (2010) não observaram aumentos nos teores de metais pesados no solo até 3 anos de aplicação de EST, o que relacionaram à lixiviação dos cátions devido à sua textura argilo-arenosa e baixos teores de matéria orgânica, entretanto, isso foi observado após 8 anos de aplicação. Assim, apesar do aumento nos teores de micronutrientes e metais pesados ser comum em solos que recebem EST para repor a demanda hídrica das culturas, os valores geralmente permanecem dentro dos limites toleráveis (XU et al., 2010; REZAPOUR; SAMADI, 2011; HENTATI et al., 2014).

#### 4.4 Considerações finais

A aplicação de EST, além de fornecer até 200% da recomendação de K para as culturas do milho, algodoeiro e feijoeiro, proporcionou economia de até 50% de toda a água demandada pelas culturas, 65 e 69% dos 160 kg ha<sup>-1</sup> de N e 42 e 83% dos 120 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> recomendados para as culturas do milho e algodoeiro, respectivamente. E, para a cultura do feijoeiro, proporcionou economia de até 49,5% dos 100 kg ha<sup>-1</sup> de N e 41% dos 90 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> recomendados.

Após a colheita do milho, cultivado de novembro de 2012 a fevereiro de 2013, verificou-se pela análise de regressão, que com o aumento da lâmina de EST aplicada, a partir da camada de 0,2 a 0,4 m, houve aumento nos teores de Na<sup>+</sup> trocável no solo o que proporcionou comportamento semelhante para a porcentagem de sódio trocável (PST) nas camadas de 0,20 a 0,40 m e 0,60 a 0,80 m e para a razão de adsorção de sódio (RAS) na camada de 0,60 a 0,80 m. Além disso, observou-se, em algumas camadas do solo, redução nos valores da saturação por bases e teores de M.O., Mn e Cu disponíveis.

Após a colheita do algodão, cultivado de junho a novembro de 2013, com o aumento da lâmina de EST aplicada, até 0,2 m de profundidade, houve redução no pH, teores de Ca<sup>2+</sup> trocável, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTC<sub>ph7,0</sub>) e saturação por bases (V) e aumento na acidez potencial; nas demais camadas observou-se redução nos teores de B e Zn disponíveis e aumento na acidez potencial e nos teores de Fe disponível. Em todo o perfil do solo, em função da lâmina de EST aplicada, houve aumento nos teores de sódio trocável, PST e RAS. A CE<sub>es</sub>, assim como ocorreu após o cultivo do milho, aumentou apenas na camada de 0,60 a 0,80 m de profundidade do solo, isso pode ter proporcionado a redução na ADA observada na mesma camada.

Após a colheita do feijão, cultivado de abril a junho de 2014, com o aumento da lâmina de EST aplicada, observou-se aumento nos teores de Na<sup>+</sup> trocável, PST e RAS em todo o perfil do solo; o pH e a CE<sub>es</sub> aumentaram até 0,6 m de profundidade em função da lâmina de EST aplicada; a ADA apresentou aumento na camada de 0,2 a 0,4 m e redução nas camadas vizinhas, na camada de 0,6 a 0,8 m não houve diferença entre os tratamentos; o Cu

disponível no solo, a partir da camada de 0,20 a 0,40 m, apresentou redução com o aumento da lâmina de EST aplicada.

A prática de fertirrigação, baseada no fornecimento de até 200% da recomendação de potássio poderia ser uma boa alternativa para aplicação de EST, não fosse o grande aporte de sódio proporcionado ao solo, que aumenta linearmente com a dose aplicada, colocando em risco o sistema solo-planta, caso a prática seja contínua. Os valores de Na trocável, RAS e PST no solo chegaram  $0,364 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ,  $0,277 (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$  e 6,15%, respectivamente, em relação ao tratamento testemunha T0-AM, que apresentou redução nos teores de sódio no solo, os aumentos foram de 1632%, 1786% e 2074%, respectivamente.

É difícil estabelecer um limite de aporte de sódio ao solo, pois, como já constatado por vários autores, os valores críticos de sodificação do solo, abaixo ou acima dos quais pode haver danos à estrutura do solo não podem ser exatamente definidos (ALMEIDA NETO et al., 2009; ASSIS JÚNIOR; SILVA 2012; BLUM et al., 2012), já que dependem de outros fatores como a mineralogia, textura e densidade dos solos (YOUSAF et al., 1987), teor de matéria orgânica e qualidade da água utilizada (SUMNER, 1993; MUYEN et al., 2011). E não há requerimento pelas culturas agrícolas, o que pode limitar consideravelmente a aplicação de ARs, dependendo da sua concentração de sódio, refletindo em maiores, demanda de área para a disposição, disponibilidade de água limpa para suprir o restante da demanda hídrica das culturas e fornecimento de nutrientes por outras fontes.

Assim, observou-se que a presença do sódio na constituição de águas residuárias não pode ser ignorada. Caso o sódio não seja utilizado como referência para definição da dose a ser aplicada ao solo, recomenda-se que a utilização de águas residuárias que contenham sódio seja planejada em conjunto com outras práticas.

A fitorremediação do solo com espécies halófitas, até se obter uma satisfatória remoção de sódio, é uma das alternativas para áreas fertirrigadas com efluentes ricos em sódio. Segundo Qadir et al. (2007b), a fitorremediação apresenta várias vantagens econômicas, ambientais e agrônômicas sobre os demais métodos para diminuir a sodicidade do solo, no entanto, só será efetiva até níveis de alcalinidade e de sodicidade moderada. A formação de camadas

adensadas pela dispersão da argila dificulta o desenvolvimento do sistema radicular, com isso, é necessária a adoção de outras práticas, geralmente, mais onerosas. Para favorecer a contínua geração de renda na propriedade agrícola, que utiliza água residuária salinas e/ou sódicas para fertirrigação, podem ser feitos revezamentos de áreas, enquanto uma está sendo cultivada com espécies de valor comercial e recebendo a água residuária, outra estará sendo fitorremediada.

A adoção de regulamentos, que visem diminuir a concentração de sais como o sódio e metais pesados nos processos que geram águas residuárias domésticas e industriais, pode contribuir, significativamente, para diminuir as restrições de uso agrícola dessas águas (REID; SARKIS, 2006). Medeiros et al. (2011) conseguiram reduzir a concentração de sódio da água residuária da suinocultura de 205 para 14 mg L<sup>-1</sup> com mudanças na dieta alimentar dos suínos e na limpeza das instalações. Nesse sentido, pode ser mais interessante a utilização de esgoto bruto/minimamente tratado, que, em relação ao esgoto tratado, geralmente tem maior concentração de nutrientes e menor de sódio.

Um dos inconvenientes do tratamento de esgoto por meio de lagoas de estabilização é o aumento na concentração de sais, devido ao acúmulo de massa causado pela perda de água por evaporação, o que, além de prejudicar a utilização do efluente para uso agrícola, gera custos com o tratamento (MUYEN et al., 2011). Outra desvantagem do esgoto tratado é a sua menor concentração de matéria orgânica, principal constituinte removido no tratamento secundário de esgotos e que tem capacidade de mitigar os efeitos adversos do sódio no solo (MASCIANDARO et al., 2014; Wang et al., 2014).

Assim, o poder público precisa reconhecer o problema da escassez de água e os impactos da má qualidade da água de captação para consumo humano e para o meio ambiente influenciados, também, pelo desenvolvimento econômico e, propor ações que estimulem o uso adequado das águas residuárias na agricultura, considerando os seus grandes benefícios (QADIR et al., 2010).

## 5. CONCLUSÕES

Após os cultivos realizados na área, fertirrigados com esgoto sanitário tratado para fornecer de 50 a 200% da recomendação de K para as culturas, chegou-se às seguintes conclusões:

- A aplicação de EST para fornecer até 200% da recomendação de K para as culturas agrícolas não aumentou as suas concentrações no solo até a profundidade de 0,80 m analisada.
- Não houve aumento de macro e micronutrientes que representasse risco de toxicidade às plantas.
- A concentração de sódio foi mais restritiva que a de potássio para o uso agrícola do EST devido aos aumentos lineares nos teores de sódio trocável, RAS e PST, no perfil do solo, em função das lâminas de EST aplicadas.
- A aplicação de EST não alterou o teor de matéria orgânica no solo.
- Após o último cultivo, até 0,6 m de profundidade do solo, houve aumento no pH e na  $CE_{es}$  em função das lâminas de EST aplicadas, que atingiram valores máximos de 6,5 e 0,66  $dS\ m^{-1}$ , respectivamente, na camada superficial.
- Os teores de argila dispersa em água, nas camadas de 0,0 a 0,20 m e 0,40 a 0,60 m de profundidade do solo, diminuíram em função das lâminas de EST aplicadas, indicando serem mais influenciados pela salinidade do que pela sodicidade do meio.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Água: fatos e tendências**. 2. ed. Brasília: ANA, 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Relatório de conjuntura dos recursos hídricos no Brasil – 2013**. Brasília: ANA/SPR, 2013. 432 p.

AKHTER, J.; MAHMOOD, K.; MALIK, K.A.; AHMED, S. AND MURRAY, R. Amelioration of a saline sodic soil through cultivation of a salt-tolerant grass *Leptochloa fusca*. **Environmental Conservation** v. 30, n. 2, p.168-174, 2003.

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. Evapotranspiración del cultivo. Guias para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Rome: FAO, 2006. 320 p. (**FAO Irrigation and Drainage, 56**).

ALMEIDA NETO, O. B. de; MATOS, A. T. de; ABRAHÃO, W. A. P.; COSTA, L. M. da; DUARTE, A. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1571-1581, 2009.

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. S. **Interpretação dos resultados de análises de solos**. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais (5ª aproximação)**. Viçosa: UFV, 1999. p. 25-36.

ALVES C.; FLORES, L. C.; CERQUEIRA, T. S.; TORALLES, M. B.P. Exposição ambiental a interferentes endócrinos com atividade estrogénica e sua associação com distúrbios puberais em crianças. **Caderno de Saúde Pública**, v. 23, n. 5, p. 1005-1014, 2007.

ALVES, I. S. **Competição de cultivares de algodoeiro fertirrigadas com água residuária sanitária tratada**. 2014. 29 f. Monografia (Graduação em Agronomia) – Universidade Estadual de Montes Claros, Janaúba, MG.

ALVES, P. F. S. ; ARAUJO, E. D. ; ALVES, I. S. ; SANTOS, S. R. ; KONDO, M. K. ; ANTUNES, A. B. ; MARTINS, L. F. D. Produção de milho fertirrigado com efluente sanitário em Janaúba - MG. In: **VII Forum de Ensino, Pesquisa,**

**Extensão e Gestão**, 2013, Montes Claros. VII FEPEG - Universidades: Cenários e Desafios. Montes Claros: UNIMONTES, 2013.

ALVES, V. M. C.; VASCONCELLOS, C. A.; FREIRE, F. M.; PITTA, G. V. E.; FRANÇA, G. E. DE.; RODRIGUES FILHO, A.; ARAÚJO, J. M. DE.; VIEIRA, J. R.; LOUREIRO, J. E. **Sugestões de Adubação para Grandes Culturas Anuais ou Perenes: Milho** In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais (5ª aproximação)*. Viçosa: UFV, 1999. p. 314-316.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2012. 1360 p.

ASSIS JÚNIOR, R. N.; SILVA, E. F. Efeito da qualidade da água de irrigação sobre os atributos físicos de um Neossolo Flúvico do município de Quixeré, CE – Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n. 6, p.1778-1786, 2012.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p.

BAME, I. B.; HUGHES, J. C.; TITSHALL, L. W.; BUCKLEY, C. A. The effect of irrigation with anaerobic baffled reactor effluent on nutrient availability, soil properties and maize growth. **Agricultural Water Management**, v. 134, n. 1, p. 50-59, 2014.

BARRETO, AURELIR N.; NASCIMENTO, J. J. V. R. DO; MEDEIROS, E. P. DE; NÓBREGA, J. A. DA; BEZERRA, J. R. C. Changes in chemical attributes of a Fluvent cultivated with castor bean and irrigated with wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 5, p. 480-486, 2013.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T. de ; SILVA, D. D. da . Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 47-51, 2005.

BELTRÃO, N. E. de M.; AZEVEDO, D. M. P. de (ed.). **O agronegócio do algodão no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 2 v., 1309 p.

BLUM, J. MELFI, A. J.; MONTES, C. R.; GOMES, T. M. Nitrogen and phosphorus leaching in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, v. 117, n. 1, p. 115-122, 2013.

BLUM, J.; HERPIN, U.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Soil properties in a sugarcane plantation after the application of treated sewage effluent and phosphogypsum in Brazil. **Agricultural Water Management**, v. 115, n. 1, 203-216, 2012

BRASIL. **Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Publicação DOU, de 09/01/1997.

BYRT, C. S.; MUNNS, R. Living with salinity. **New Phytologist**, Commentary. v. 179, n. 4, p. 903–905, 2008.

CHEN, W.; LU, S.; JIAO, W.; WANG, M.; CHANG, A. C. Reclaimed water: A safe irrigation water source? **Environmental Development**, v. 8, n. 1, p. 74–83, 2013.

CHRISTOU, A.; MARATHEFTIS, G.; ELIADOU, E.; MICHAEL, C.; HAPESHI, E.; FATTA-KASSINOS, D. Impact assessment of the reuse of two discrete treated wastewaters for the irrigation of tomato crop on the soil geochemical properties, fruit safety and crop productivity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 192, n. 1, p. 105-114, 2014.

COELHO A. M. **Nutrição e Adubação do Milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. 10p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica 78).

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CNRH. **Resolução n. 54, de 28 de Novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes e

critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União em 09 de Março de 2006.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CNRH. **Resolução n. 121, de 16 de Dezembro de 2010**. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH n. 54, de 28 de novembro de 2005. Publicado no Diário Oficial da União em 16 de Março de 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Publicado no Diário Oficial da União em 30 de dezembro de 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006**, Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União em 30 de agosto de 2006.

COSTA, J. L.; PRUNTY, L.; MONTGOMERY, B. R.; RICHARDSON, J. L.; ALESSI, R. S. Water quality effects on soils and alfafa II. Soil physical and chemical properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 55, n. 1, p. 203-209, 1991.

CRUZ, J. C.; KARAM, D.; MONTEIRO, M. A. R.; MAGALHÃES, P. C. (Org.). **A cultura do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2008. 517 p.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. **Elementos requeridos à nutrição de plantas**. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p 91-132, 2007.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (org.). **Manual de métodos de análises de solos**. 2 ed. revisada. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.5, p.467-477, 2010.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.

FERREIRA, A. P. Occurrence and detections of endocrine disrupters in sewage treatment plant: Environmental. **Brazilian Journal of Pharmacy**, v. 93, n. 2, p. 255-263, 2012.

FLOWERS, T. J.; COLMER, T. D. Salinity tolerance in halophytes. **New Phytologist**, v. 179, n. 4, p. 945-963, 2008.

FONSECA, A. F. ; HERPIN, U; PAULA, A. M.; VICTORIA, R. L.; MELFI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agrícola**, v. 64, n.2, p.194-209, 2007

FONSECA, A. F., MELFI, A. J., MONTES, C. R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.36, n. 13-14, p.1965-1981, 2005

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. II. soil acidity, exchangeable cations, and sulfur, boron, and heavy metals availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.36, n. 13-14, p.1983-2003, 2005b.

FOX, G. A. **Wildlife as sentinels of human health effects in the Great Lakes** - St. Lawrence basin. *Environ. Health Perspectives*, 109, n. 6, p. 853-861, 2001.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.1, p. 99-105, 2008.

GHALY, F. M. Role of natural vegetation in improving salt affected soil in northern Egypt. **Soil and Tillage Research**, v. 64, n. 3-4, p. 173–178, 2002.

GILL, J. S.; SALE P. W. G.; PERIES, R. R.; TANG, C. Changes in soil physical properties and crop root growth in dense sodic subsoil following incorporation of organic amendments. **Field Crops Research**, v. 114, n. 1, p. 137-146, 2009.

GWENZI, W.; MUNONDO, R. Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on shallow groundwater quality. **Water Science Technology**, v. 58, n. 12, p. 2443-52, 2008

HAMILTON, A. J.; XIONG, F. S. X.; KREIDL, S. L.; BENKE, K. K.; MAHER, P. Wastewater Irrigation: The State of Play. **Vadose Zone Journal**, v. 6, n. 4, p. 823-840, 2007.

HENTATI, O.; CHAKER, S.; WALI, A.; AYOUB, T.; KSIBI, M. Effects of long-term irrigation with treated wastewater on soil quality, soil-borne pathogens, and living organisms: case study of the vicinity of El Hajeb (Tunisia). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 5, p. 2671–2683, 2014.

HERMON, K., ALLINSON, G.; STAGNITTI, F.; ARMSTRONG, R. Improving water use efficiency of vineyards in the Great Western Region by using effluent water and soil amelioration practices. **Grape and Wine Research and Development Corporation**, Wayville, Australia. 2006.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil – agricultura, indústria, municípios e recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7, n.4, p. 75-95, 2002.

HIDRI, Y.; FOURTI, O.; ETURKI, S.; JEDIDI, N.; CHAREF, A.; HASSEN, A. Effects of 15-year application of municipal wastewater on microbial biomass, fecal pollution indicators, and heavy metals in a Tunisian calcareous soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 1, p. 155–163, 2014.

HOLTHUSEN, D.; REEB, D.; HORN R. Influence of potassium fertilization, water and salt stress, and their interference on rheological soil parameters in planted containers. **Soil & Tillage Research**, v. 125, n. 1, p. 72–79, 2012.

HUIBERS, F.P., MOSCOSO, O.; DURAN, A.; van LIER. J. B. **The use of wastewater in Cochabamba, Bolivia: A degrading environment**. In: SCOTT C.A. et al. (ed.) *Wastewater use in irrigated agriculture: Confronting the livelihood and environmental realities*. CABI Publ., Wallingford, UK. 2004, p. 135–144.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Relatório de Qualidade do Meio Ambiente – RQMA**. Brasília: Ibama/DQA 2013. 268 p.

KEELEY, G. M. and QUINN, B.F. The effects of irrigation with meatworks-fellmongery effluent on water quality in unsaturated zone and shallow aquifer. **Progress Water Technology**, v. 11, n. 6, p. 381-390, 1979.

KIZILOGLU, F. M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. Effect of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 6, p. 716-724, 2008.

KOYRO, H.-W.; KHAN, M. A. and LIETH, H. Halophytic crops: A resource for the future to reduce the water crisis? **Emirates Journal Food Agriculture**. v. 23, n. 1 p. 01-16, 2011.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RIMA Artes e Textos, 2006. 532p.

LAZAROVA, V.; BAHRI, A. **Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass**. CRC Press, Boca Raton, USA. 2005.

LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R. & MELFI, A.J. Sodicy and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 2, p. 307-316, 2009.

LO MÔNACO P. A. **Fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 111p. 2005.

MAGESAN, G.N., DALGETY, J.; LEE, R.; LUO, J.; van OSTROM, A.J. Preferential flow and water quality in two New Zealand soils previously irrigated with wastewater. **Journal of Environmental Quality**. v. 28, n. 5, p.1528–1532, 1999.

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

MANOUSAKI, E.; KALOGERAKIS, N. Halophytes Present New Opportunities in Phytoremediation of Heavy Metals and Saline Soils. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 50, n. 2, p. 656-660, 2011.

MAPANDA, F.; MANGWAYANA, E. N; NYAMANGARA J.; GILLER, K. E. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal content of soil under vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 107, n. 2-3, p. 151–165, 2005.

MASCIANDARO, G.; PERUZZI, E.; DONI, S.; MACCI, C. Fertigation with Wastewater and Vermicompost: Soil Biochemical and Agronomic Implications. **Pedosphere**, v. 24, n. 5, p. 625–634, 2014.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. London:Academic Press, 1995. 889p.

MASTO, R. E.; CHHONKAR, P. K.; SINGH, D.; PATRA, A. K. Changes in soil quality indicators under long-term sewage irrigation in a sub-tropical environment. **Environmental Geology**, v. 56, n. 6, p. 1237-1243, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agronômico de capim-Tifton 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v.3, n.1, p.43-53, 2008

MATOS, A. T.; CARVALHO, A. L.; AZEVEDO, I. C. D. A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 4, p. 435-440, 2008b.

MATOS, A. T. . **Pouição Ambiental: Impactos no meio físico**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2010. 260p .

MATOS, A. T.; Disposição de água residuária no solo. Associação dos Engenheiros Agrícolas do Estado de Minas Gerais. **Série Caderno Didático**, n. 38. Departamento de Engenharia Agrícola: Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Mg. 2011b. 141 p.

MATOS, A. T.; SILVA, D. F.; MONACO, P. A. L.; PEREIRA, O. G. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 1, p. 188-200, 2013.

MATOS, A. T.; ALMEIDA NETO, O. B. de; MATOS, M. P. Saturação do complexo de troca de solos oxídicos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 5, p. 501-506, 2014.

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2014. 241p

MCINTYRE, D. S. Exchangeable sodium subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, v.17, n. 1, p. 115–120, 1979.

MCLAIN, J. E. T.; WILLIAMS, C. F. Assessing environmental impacts of treated wastewater through monitoring of fecal indicator bacteria and salinity in irrigated soils. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.184, n. 3, p.1559–1572, 2012.

MEDEIROS, S. de S.; GHEYI, H. R.; PÉREZ-MARTIN, A. M.; SOARES, F. A. L.; FERNANDES, P. D. Características químicas do solo sob algodoeiro em área que recebeu água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 1047-1055, 2011.

MENESES, M.; PASQUALINO, J. C.; CASTELLS, F. Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. **Chemosphere**, v. 81, n. 2, p. 266–272, 2010.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria n. 2.914 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Publicada no Diário Oficial da União no dia 14 de Dezembro de 2011.

MINHAS, P. S.; SAMRA, J. S. **Wastewater Use in Peri-urban Agriculture: Impacts and Opportunities**. Central Soil Salinity Research Institute, Karnal, India, 2004.75 p.

MIRANDA, M. A.; OLIVEIRA, E. E. M.; SANTOS, K. C. F.; FREIRE, M. B. G. S.; ALMEIDA, B. G. Condicionadores químicos e orgânicos na recuperação de solo salino-sódico em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n. 5, p.484-490, 2011.

MUYEN, Z.; MOORE, G. A.; WRIGLEY, R. J. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. **Agricultural Water Management** v.99, n. 1, p. 33– 41, 2011.

PEREIRA, B. F. F.; HE, Z. L.; SILVA, M. S.; HERPIN, U.; NOGUEIRA, S. F.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J. Reclaimed wastewater: impact on soil- plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 192, n. 1, p. 54–61, 2011.

QADIR, M., STEFFENS, D., YAN, F., SCHUBERT, S., Sodium removal from a calcareous saline-sodic soil through leaching and plant uptake during phytoremediation. **Land Degradation & Development**, v. 14, n. 3, p. 301–307, 2003.

QADIR, M., WICHELNS, D., RASCHID-SALLY, L., MINHAS, P.S., DRECHSEL, P., BAHRI, A., MCCORNICK, P.,. **Agricultural use of marginal-quality water—opportunities and challenges**. In: Molden, D. (Ed.), *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Earthscan, London, UK. 2007a

QADIR, M.; SCHUBERT, S.; BADIA, D.; SHARMA, B. R.; QURESHI, A. S.; AND MURTAZA, G. Review: Amelioration and nutrient management strategies for sodic and alkali soils. **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 2, n. 21, p. 1-13, 2007b.

QADIR, M.; WICHELNS, D.; RASCHID-SALLY, L.; MCCORNICK, P.G.; DRECHSEL, P.; BAHRI, A.; MINHAS, P.S. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. **Agricultural Water Management** v. 97, n. 4, p. 561–568. 2010.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Potafos, 1991. 343p.

REID, H.; SARKIS, S. Australian and international reclaimed water guidelines: The fundamentals. In: STEVENS, D. (ed.) **Growing crops with reclaimed wastewater**. CSIRO Publ., Collingwood, Australia. 2006. p. 39–61.

RENGASAMY, P. Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. **Functional Plant Biology**, v. 37, n. 7, p. 613–620, 2010.

RENGASAMY, P., OLSSON, K.A. Sodicity and soil structure. **Australian Journal of Soil Research** v. 29, n. 6, p. 935–952. 1991.

REZAPOUR, S; SAMADI, A. Soil quality response to long-term wastewater irrigation in Inceptisols from a semi-arid environment. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 91, n. 3, p. 269–280. 2011.

RIBEIRO, A. G.; GALBIATTI, J. A. Contaminação por nitrato e sódio da água percolada e da planta de alface irrigada com água residuária. **HOLOS Environment**, v. 4, n. 1, p. 56-67, 2004

RICHARDS, L.A., ed. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, DC, United States Salinity Laboratory Staff, 1954. 160p. (USDA Agriculture Handbook, 60).

ROSABAL, A.; MORILLO, E.; UNDABEYTIA, T.; MAQUEDA, C.; JUSTO, A.; HERENCIA, J. F. Long term impacts of wastewater irrigation on Cuban soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.71, n. 4, p.1292–1298, 2007.

ROZEMA, J.; FLOWERS, T. Ecology: Crops for a Salinized World. **Science**, v. 322, p. 1478-1480, 2008.

RUIZ, H.A.; SAMPAIO, R. A.; OLIVEIRA, M. de; VENEGAS, V. H. A. Características químicas de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.11, p.1119-1126, 2004.

SADIQ, G. HASSAN, S. h/I. MEHDI, N. HUSSAIN and M. JAMIL . Amelioration of Saline-Sodic Soils with Tillage Implements and Sulfuric Acid Application. **Pedosphere**, v. 17, n. 2, p. 182-190, 2007.

SAFFARI, V. R. and SAFFARI, M. Effect of treated municipal wastewater on bean growth, soil chemical properties, and chemical fractions of zinc and copper. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 6, n. 11, p. 4475–4485, 2013.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Alteração química do solo irrigado por aspersão e gotejamento subterrâneo e superficial com água residuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 764-775, 2009.

SANTOS, D. B. dos. **Efeitos da salinidade sobre características químicas do solo, aspectos nutricionais, fisiológicos e de produção no feijoeiro irrigado**. Viçosa: UFV, 2005. 78p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

SANTOS, S. R. dos. **Fertirrigação do algodoeiro com água residuária sanitária**. 2013 87 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

SCHAEFER, C. E. G. R.; FABRIS, J. D.; KER, J. C. Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): A review. **Clay Minerals**, v.43, n. 1, p.137-154, 2008.

SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P. R.; MOREIRA, D. A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 10, p. 1094-1100, 2010.

SILVA, J. G. D.; MATOS, A. T. DE ; BORGES, A. C.; PREVIERO, C. A. Composição químico-bromatológica e produtividade do capim-mombaça cultivado em diferentes lâminas de efluente do tratamento primário de esgoto sanitário. **Revista Ceres**, v. 59, n. 5, p. 606-613, 2012.

SILVA, L. V. B. D. ; LIMA, V. L. A. ; SILVA, V. N. B. ; SOFIATTI, V. ; PEREIRA, T. L. P. . Torta de mamona residual e irrigação com efluente sobre crescimento e produção de algodoeiro herbáceo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1264-1270, 2013.

SOUZA, J. A. A. de. **Uso de água residuária de origem doméstica na ferti-irrigação do cafeeiro: efeitos no solo e na planta**. Viçosa: UFV, 2005. 147f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

STEWART, H.T.L.; HOPMANS, P.; FLINN, D.W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. **Environmental Pollution**, v.63, n. 2, p.155-177, 1990.

SUMNER, M.E. Sodic soils: New perspectives. **Australian Journal of Soil Research**. v. 31, n. 6, p. 683–750, 1993.

TOZE, S. Reuse of effluent water - benefits and risks. **Agricultural Water Management**, v. 80, n. 1-3, p. 147-159, 2006.

TRANG, D. T.; VAN DER HOEK, W.; CAM, P. D.; VINH, K. T.; HOA, N. V.; DALSGAARD, A. Low risk for helminth infection in wastewater-fed rice cultivation in Vietnam. **Journal Water Health**, v. 4, n. 3, p. 321–331, 2006.

VARALLO, A. C. T.; SOUZA, C. F.; SANTORO, B. de L. Mudanças nas características físico-químicas de um latossolo vermelho-amarelo distrófico após a irrigação com água de reúso na cultura da alface-crespa (*Lactuca sativa*, L.). **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 2, p. 271-279, 2012.

VIEIRA, C.; de PAULA JÚNIOR, T. J.; BORÉM, A. **Feijão**. Viçosa: Editora UFV, 2 ed., 2013. 600 p.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2005, DESA/UFMG 452p.

WANG L, SUN X, LI S, ZHANG T, ZHANG W, ZHA P. Application of Organic Amendments to a Coastal Saline Soil in North China: Effects on Soil Physical and Chemical Properties and Tree Growth **PLoS ONE** v. 9, n. 2, e89185, 2014.

WONG, V. N. L.; GREENE, R. S. B.; DALAL, R. C.; MURPHY, B. W.. Soil carbon dynamics in saline and sodic soils: a review. **Soil Use and Management**, v.26, n. 1, p. 2–11, 2010.

WUDDIVIRA, M.N.; STONE, R.J.; EKWUE, E.I. Structural stability of humid tropical soils as influenced by manure incorporation and incubation duration. **Soil Science Society of America**, v. 73, n. 4, p.1353-1361, 2009.

XU, J.; WU, L.; CHANG, A. C.; ZHANG, Y. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: a preliminary assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 183, n. 1-3, p. 780-786, 2010.

YOUSAF, M.; ALI, O.M. & RHOADES, J.D. Clay dispersion and hydraulic conductivity of some salt-affected arid land soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 4, p. 905-907, 1987.

ZEMA, D. A.; BOMBINO, G.; ANDILORO, S.; ZIMBONE, S. M. Irrigation of energy crops with urban wastewater: Effects on biomass yields, soils and heating values. **Agricultural Water Management**, v. 115, n. 1, p. 55–65, 2012.