

**SODICIDADE E SALINIDADE DE SOLO SUBMETIDO À FERTIRRIGAÇÃO COM ESGOTO BRUTO APLICADO EM SULCOS FECHADOS**Marcus Vinícius Araújo Marques¹, Antonio Teixeira de Matos², Diogo André Pinheiro da Silva³ & Thiago Henrique Ribeiro Silvério⁴

1 - Eng. Agrícola e Ambiental, Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - UFMG/Belo Horizonte-MG. marcus.ifmg@yahoo.com.br

2 - Eng. Agrícola, Professor Titular do DESA - UFMG/Belo Horizonte-MG. atmatos@desa.ufmg.br

3 - Eng. Ambiental, Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - UFMG/Belo Horizonte-MG. andredioogo@hotmail.com

4 - Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitarista pelo DESA - UFMG/Belo Horizonte-MG. thiagohrs94@gmail.com

Palavras-chave:

águas residuárias
aplicação por superfície
condutividade elétrica
teor de sódio

RESUMO

O conhecimento de possíveis alterações na sodicidade e salinidade do solo, após fertirrigação com esgoto sanitário bruto (EB) por meio de sulcos fechados, são de suma importância no que se refere à operação desta prática agrícola. O objetivo deste trabalho foi monitorar a sodicidade e a salinidade em solo submetido à fertirrigação com EB, com alternância do sentido de escoamento em sulcos fechados. Para que isso fosse possível, foram estabelecidos 4 tratamentos, sendo o esgoto doméstico disposto com alternância ou não na posição de aplicação nos sulcos, com complementação das necessidades hídricas da cultura com água da rede de abastecimento. Além de duas testemunhas, nas quais as parcelas experimentais receberam adubação química convencional e irrigação com água de abastecimento, sendo realizada amostragem do solo com 26 semanas de operação, com coletas ao longo do comprimento dos sulcos e em profundidade (0-0,2, 0,2-0,4 e 0,4-0,6m). Os resultados demonstraram que a adubação convencional proporcionou capacidade similar de salinização do solo (expressa pela condutividade elétrica), contudo, o solo das parcelas experimentais que receberam EB apresentou sinais de lixiviação do sódio, independente da alternância ou não na posição de aplicação do esgoto doméstico.

Keywords:

electrical conductivity
sodium concentration
surface application
wastewater

SODICITY AND SALINITY OF SOIL SUBMITTED TO FERTIGATION WITH RAW DOMESTIC SEWAGE APPLIED IN CLOSED GROOVES**ABSTRACT**

The knowledge about possible changes in soil salinity and sodicity after fertigation with domestic sewage (DS) through closed grooves is of paramount importance regarding the operation of this agricultural practice. The aim of this study is to monitor the sodicity and salinity in soil submitted to fertigation with raw DS. The flow direction at the closed grooves was alternating. There were established four treatments, where the domestic sewage was disposed with or without alternation in the application position at the grooves. There was used water from supply network to complement the crop hydric demand. Furthermore, two control groups were used, in which the experimental plots received conventional chemical fertilization and irrigation with water from the supply network. The soil sampling was taken at 26 weeks of operation, with collections through the groove length and depth (0-0.2, 0.2-0.4 and 0.4-0.6 meters). The results showed that the conventional fertilization provided similar soil salinization capacity (expressed by electrical conductivity). However, the experimental plots' soil that received raw domestic sewage showed signs of sodium leaching, regardless of the alternation or not in the application position of the domestic sewage.

INTRODUÇÃO

A utilização de esgoto sanitário, tratado ou não, pode ser fonte de nutrientes para o sistema solo-planta, possibilitando a redução na aplicação de adubos minerais (KIHILA *et al.*, 2014). As vantagens do aproveitamento agrícola do esgoto sanitário também estão fundamentadas na certeza de sua disponibilidade durante todo o ano, principalmente em cidades contempladas com rede de esgotamento sanitário, e na redução dos custos de seu tratamento (MOYO *et al.*, 2015).

A utilização de esgoto sanitário submetido a nenhum ou mínimo tratamento tem sido defendida quando se requer seu uso agrícola, tendo em vista que o tratamento proporciona a remoção de nutrientes menos solúveis e a manutenção dos mais solúveis, como o sódio (MATOS & MATOS, 2017).

A sodificação e salinização do solo e/ou das águas subterrâneas são, de qualquer forma, um perigo real, caso doses de esgoto sanitário sejam aplicadas acima das recomendações de aplicação (LEAL *et al.*, 2009; BLUM *et al.*, 2012), tendo em vista que o sódio encontra-se em concentração relativamente altas nessa água residuária, o que repercute em sua condutividade elétrica.

Para que a prática da fertirrigação utilizando esgoto sanitário seja sustentável, torna-se necessário que se avalie e se monitore possíveis alterações nas características químicas do solo ao longo do tempo (URBANO *et al.*, 2017), uma vez que estas alterações podem ser decorrentes da dose, forma e frequência de aplicação e da demanda nutricional da cultura explorada.

No que se refere à forma de aplicação, o grande desafio na disposição de águas residuárias no solo via sulcos está na má distribuição dos nutrientes e da água. Em contra partida, a vantagem desta forma de irrigação está no baixo custo de implantação e operação, além de permitir o uso de águas residuárias com altos teores de sólidos. Quando o manejo do sistema de fertirrigação via sulcos é otimizado, proporciona melhoria considerável na distribuição de nutrientes/poluentes no solo

(PEREA *et al.*, 2010; ŠIMŮNEK *et al.*, 2016).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito e a distribuição de sódio e a condutividade elétrica em solo submetido à fertirrigação com esgoto doméstico bruto, operando o sistema com alternância ou não na posição de aplicação dessa água residuária nos sulcos.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em área disponibilizada na Estação de Tratamento de Esgoto da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA ETE - Onça), localizada junto ao Ribeirão do Onça, no município de Santa Luzia - MG, próximo a Belo Horizonte - MG, Brasil, nas coordenadas geográficas 19°49'20,6" Sul e 43°53'46,6" Oeste, altitude de 852 m. Dessa ETE foi direcionado parte do esgoto sanitário bruto (EB), o qual foi submetido apenas ao gradeamento (malha da grade de 0,0254m) antes de sua aplicação na área experimental.

A região tem clima tropical úmido, com maior quantidade de chuva no verão, temperatura média de 20,5 °C, tendo sido a precipitação de 648mm, durante o período experimental (26 semanas).

Toda a área experimental foi de 288m², com parcelas de 72m², na qual foram formados três sulcos que intermediavam quatro linhas plantadas com capim elefante (*Pennisetum purpureum*). O comprimento de todos os sulcos foi de 40m, com espaçamento de 0,6m entre eles, construídos em nível e tendo suas extremidades fechadas com o próprio solo local. Com o objetivo de minimizar os efeitos das bordaduras, o solo das laterais dos sulcos e das linhas plantadas laterais foi desconsiderado e não foi incluído nas análises.

O solo da área (figura 1), constituído por material de aterro, contendo muito cascalho calcário, não apresenta, por essa razão, horizonte diagnóstico e classificação definida. Entretanto, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SIBCS), suas características se assemelham a de um Neossolo Regolítico.



Figura 1. Vista do perfil do solo, com destaque à ausência de horizontes após diagnóstico.

O experimento foi implantado em delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos assim constituídos: (i) adubação mineral convencional (AMC) e irrigação com água de abastecimento aplicada sem alternância na posição de aplicação nos sulcos (TAS); (ii) AMC e irrigação com água de abastecimento aplicadas com alternância na posição de aplicação nos sulcos (TAC); (iii) fertirrigação com EB e complemento da irrigação com água de abastecimento, ambas aplicadas sem alternância na posição de aplicação nos sulcos (TFS) e (iv) fertirrigação com EB e complemento da irrigação com água de abastecimento, ambas aplicadas com alternância na posição de aplicação nos sulcos (TFC).

Nas parcelas experimentais consideradas testemunhas, ou seja, que receberam adubação mineral convencional (AMC), foram aplicadas, manualmente, as doses de $80\text{kg ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de P_2O_5 , no momento do plantio, e $100\text{kg ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de N e de K_2O divididas em duas aplicações, utilizando-se os fertilizantes comerciais superfosfato simples, ureia e cloreto de potássio, respectivamente.

A fertirrigação com EB foi feita semanalmente

aplicando-se uma lâmina total de 215mm, equivalente à aplicação de $300\text{kg ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de Na (MATOS & MATOS, 2017). A irrigação e o complemento de água nas parcelas fertirrigadas com EB também foram feitas semanalmente, tendo o acumulado de 372mm de água aplicada durante o período experimental, sendo as necessidades hídricas da cultura calculadas utilizando-se, como base, sua evapotranspiração histórica no local, utilizando dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), subtraída da precipitação acumulada da semana anterior, observada em pluviômetro instalado próximo à área experimental.

Após 26 semanas de experimentação, foi feita a coleta de amostras de solo, sendo essa amostragem estabelecida em uma malha constituída por sete diferentes posições no sentido transversal e sete posições no sentido longitudinal, distanciadas a cada 5m ao longo dos 40m de extensão do sulco, conforme apresentado na figura 2. As amostras coletadas no fundo dos sulcos foram feitas nas profundidades de 0-0,2m, nas laterais e topos dos camalhões, e nas profundidades de 0-0,2; 0,2-0,4 e 0,4-0,6m no fundo do sulco central de cada parcela experimental, perfazendo um total de 49 amostras por parcela experimental (figura 2).

O experimento foi conduzido de junho a dezembro de 2016, período que compreendeu o inverno e a primavera no local. Nesse período, foram efetuadas duas coletas de amostras de solo antes do início da aplicação do EB e dos fertilizantes químicos e na 26ª semana após o início dessa aplicação, período de corte da cultura instalada.

Para caracterização química inicial do solo da área experimental, foi efetuada coleta de amostras nas camadas de 0-0,2; 0,2-0,4 e 0,4-0,6m de profundidade, produzindo-se amostras compostas para as três profundidades, a partir da mistura de oito amostras simples coletadas na área experimental.

A análise de solo consistiu em medição da condutividade elétrica (CE), em suspensão solo:água de 1:2,5; o pH foi medido em água, relação solo:água de 1:1; o teor disponível do Ca,

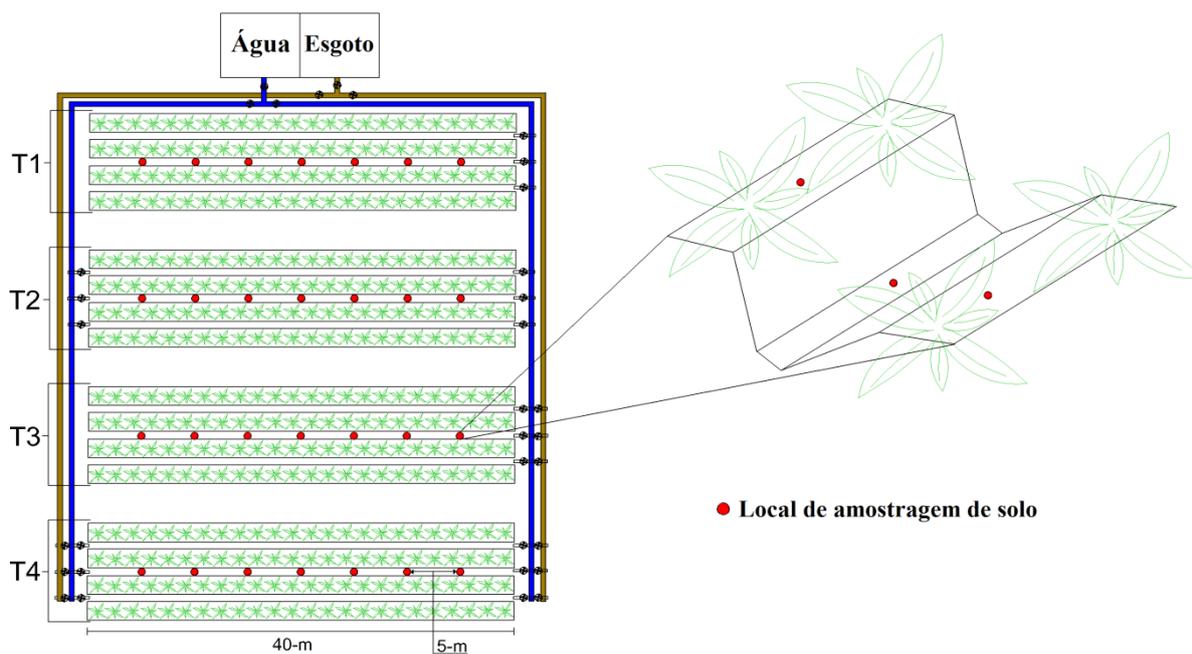


Figura 2. Local de coleta das amostras de solo, corte transversal e vista em planta.

Mg e a acidez potencial (H+Al) foram extraídos com solução 1,0mol L⁻¹ de KCl e o teor disponível de Na e K foram extraídos com a solução Mehlich-1 (0,05mol L⁻¹ de HCl + 0,0125mol L⁻¹ de H₂SO₄). O teor disponível de Ca e Mg foi mensurado por espectrofotometria de absorção atômica; a acidez trocável por titulometria; os teores disponíveis de Na e K por fotometria de chama e a acidez potencial por meio de titulação. Todos os procedimentos foram executados tal como descritos em Embrapa (1999) e Matos (2012). A Razão de Adsorção do Sódio [(RAS (mmol_c L⁻¹)^{0,5}] foi calculada utilizando-se a equação 1:

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}} \quad (1)$$

em que,

As concentrações de Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ estão em mmol_c dm⁻³.

A Percentagem de Sódio Trocável (PST, em %) foi calculada utilizando-se a equação 2:

$$PST = 100 * \frac{[Na^+]}{T} \quad (2)$$

em que,

T = CTC potencial do solo.

A caracterização inicial do solo está apresentada na tabela 1.

Tabela 1. Caracterização inicial das amostras de solo coletadas em diferentes profundidades nas parcelas experimentais.

Variável	Profundidade (m)			
	0-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	
pH	7,0	7,3	7,4	
CE	μS cm ⁻¹	93	106	92
K ⁺		54	63	67
Ca ²⁺	mg	1.575	1.872	1.979
Mg ²⁺	dm ⁻³	253	252	245
Na ⁺		10,1	11,0	10,9
(H+Al)	mmol _c	7,5	3,0	3,0
RAS	dm ⁻³	0,20	0,20	0,19
PST	%	0,40	0,40	0,38

Com base nos valores apresentados, confirma-se a informação de que se trata de um solo constituído por aterro predominantemente de material calcário, tendo em vista os altos teores de cálcio disponível detectados.

Durante todo o período de experimentação, semanalmente e antes de ser efetuada cada nova aplicação, amostras do EB foram coletadas para análise e definição da lâmina de EB a ser aplicada no solo na semana seguinte. Nessas amostras, foi analisado o pH, a CE, a DBO_5 , a DQO e as concentrações de Ca e Mg, seguindo-se métodos apresentados em APHA (2005). O pH e a CE foram medidos *in loco* por medidor portátil; a concentração de Na foi quantificada em cromatografia iônica, após passagem da amostra em filtro de $0,22\mu\text{m}$ de diâmetro de poro; a DBO_5 foi estimada por método oximétrico; a DQO foi estimada por método colorimétrico, após digestão sulfúrica da amostra; as concentrações de Ca e Mg foram quantificadas em espectrofotômetro de absorção atômica, após digestão nítrica das amostras. A RAS foi estimada da mesma forma que já apresentada na análise de solo, obtida, porém, diretamente com valores de concentração quantificados na amostra líquida. Os resultados das análises do EB estão apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Valores médios e carga aplicada no solo, quando foi o caso das variáveis avaliadas no esgoto bruto, no período de 26 semanas de experimentação.

Variável	Média ^a	Carga (kg ha ⁻¹)
pH	7,7 (0,3)	-
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1.523 (300)	-
Na (mg L ⁻¹)	79,5 (20,9)	173
Ca (mg L ⁻¹)	21,3 (7,6)	49,3
Mg (mg L ⁻¹)	6,4 (2,0)	14,9
RAS ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{0,5}	5,8 (1,7)	-
DBO_5 (mg L ⁻¹)	433 (106)	958
DQO (mg L ⁻¹)	743 (198)	1.599

^anúmero de amostras igual a 26, desvio padrão entre parênteses.

As análises estatísticas efetuadas foram análises de tendências centrais, com diferença mínima significativa de 5% de probabilidade, para comparação dos quatro tratamentos e das características do solo de acordo com sua

profundidade. As comparações das variáveis foram realizadas pela análise de variância, utilizando-se o teste de Tukey, com auxílio do software STATISTICA, versão 7.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A taxa de aplicação de sódio previamente estabelecida de $300\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, distribuída no período de experimentação (180 dias), proporcionou a aplicação de uma dose de 173kg ha^{-1} no solo. Em algumas pesquisas citadas na literatura é relatada a aplicação de doses excessivas de sódio no solo, principalmente quando se refere à aplicação de esgoto sanitário tratado. A exemplo, tem-se o trabalho realizado na cidade de Lins (SP), Brasil, no qual a irrigação de culturas agrícolas com esgoto sanitário tratado em lagoas de estabilização proporcionou a aplicação de 3.056kg ha^{-1} de Na em 16 meses (LEAL *et al.*, 2009), quantidade considerada insustentável para o processo, em termos agrícolas e ambientais.

OEB normalmente apresenta RAS relativamente alta, na faixa de 3 a 9 ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{0,5} (CORDEIRO, 2001; MATOS & MATOS, 2017), tal como o valor encontrado neste trabalho. Isso decorre devido à alta concentração de Na, cuja concentração média foi de $79,5\text{mg L}^{-1}$, e à relativamente baixa concentração de Ca e Mg no EB utilizado.

A RAS, por expressar a participação do sódio em relação à quantidade de cálcio e magnésio em solução, indica risco de dispersão da argila do solo. Entretanto, águas residuárias contendo elevada RAS podem não ser capazes de dispersar a argila ou desestruturar o solo (MATOS & MATOS, 2017).

Neste trabalho, o valor médio de CE $1.523 \mu\text{S cm}^{-1}$ obtido se insere na faixa comumente encontrada em esgoto sanitário, segundo Cordeiro (2001), que é de 750 e $3.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Altos valores de CE são indicativos de grande presença de íons em solução, o que implica em duas possíveis consequências ao solo: sua salinização ou risco de dispersão da argila, o que afeta diretamente as propriedades hidrodinâmicas do solo (MATOS *et al.*, 2014).

Numa análise conjunta da CE com a RAS, verifica-se, no entanto, que o esgoto sanitário utilizado no presente trabalho não é capaz de proporcionar desestruturação do solo. Em estudos que cruzaram as variáveis RAS e CE, a fim de avaliar o grau de dano em relação à dispersão da argila

ou sua consequência, perda na permeabilidade do solo, classificam este EB como de nenhum grau de restrição em relação a sua aplicação nesse meio (MATOS; MATOS, 2017).

A entrada de sódio, até certo ponto, no sistema solo pode ser contrabalanceada pela sua remoção pelas plantas. No entanto, esse efeito não é suficiente para diminuir seu acúmulo no solo, em

razão do seu baixo requerimento pelas plantas (LEAL *et al.*, 2009). Assim, torna-se necessário o monitoramento desse elemento químico ao longo dos períodos irrigados.

Os gráficos de distribuição de pH, CE e teor disponível de Na no solo, ao longo das parcelas experimentais após 26 semanas de experimentação na área, estão apresentados na figura 3.

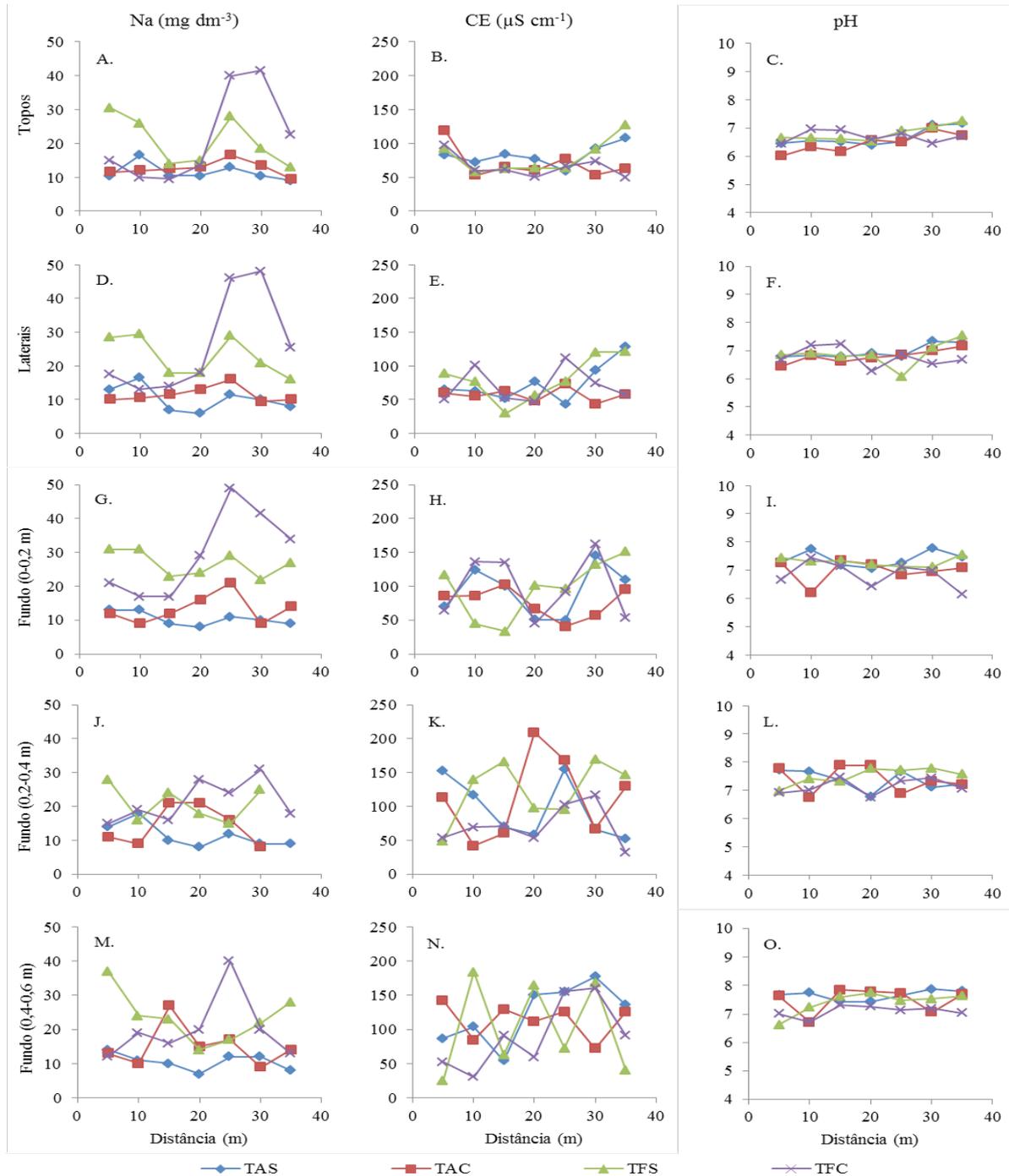


Figura 3. Teor disponível de Na, condutividade elétrica (CE) e pH do solo em amostras de solo coletadas nos topos, laterais e fundo (0-0,2; 0,2-0,4 e 0,4-0,6m) dos sulcos da área experimental.

Com base nos resultados apresentados na figura 3, verifica-se que o teor disponível de Na aumentou no solo coletado ao final das parcelas experimentais submetidas ao TFC (figuras 3A, 3D e 3G). Nota-se, também, que todos os tratamentos proporcionaram alterações nos teores disponíveis de sódio em profundidade (de 0,2-0,4 e 0,4-0,6m), resultante da lixiviação proporcionada por chuvas ocorridas no mês de dezembro, que foram de um total de 304mm, efeito que ficou mais evidente nas parcelas experimentais receptoras de EB (figuras 3J e 3M).

A CE no solo também apresentou tendência de aumento em profundidade no solo em todos os tratamentos (figuras 3B, 3E, 3H, 3K e 3N), o que se atribui, também, à lixiviação. Do ponto de vista agrônomo, a retirada dos sais da camada superficial, via lixiviação, é benéfica, contudo aumentam-se os riscos de contaminação de águas subterrâneas. Os adubos químicos também são responsáveis pelo aumento na CE do solo, sendo este processo relatado por diversos autores (PEDROTTI *et al.*, 2015; SHRIVASTAVA & KUMAR, 2015).

O pH do solo das parcelas experimentais apresentou sinais de redução nos topos e laterais dos sulcos em todos os tratamentos, com valores abaixo de 7,0 (figuras 3C e 3F), o que indica ser uma tendência natural do sistema.

A partir dos resultados apresentados na figura 3, foram calculados valores médios acrescidos dos resultados das variáveis necessárias para cálculo da RAS e PST, sendo apresentado na tabela 3 a comparação entre os tratamentos e em profundidade.

O solo apresentou redução do pH na camada superficial com diferenças significativas, possivelmente decorrente dos processos de nitrificação no meio, já que ocorreu tanto no solo das parcelas receptoras de AMC como nas de EB. Nota-se em alguns experimentos que os valores de pH se estabilizam no solo receptor de ED (BLUM *et al.*, 2012). Contudo, consegue-se observar em outros trabalhos a variação proporcionada pela aplicação de ED no pH do solo, sendo reportados, em alguns casos, a acidificação e, em outros, a alcalinização do meio (XU *et al.*, 2010). Essa dupla possibilidade justifica-se pelo tempo decorrido após a aplicação da matéria orgânica no solo, ocorrendo acidificação em aplicações recentes e alcalinização nas mais remotas (MATOS, 2014).

Tabela 3. Comparação entre as médias dos teores disponíveis de Na, CE, pH, RAS e PST em amostras de solo coletadas nos topos, laterais e fundo dos sulcos (nas profundidades de 0-0,2; 0,2-0,4 e 0,4-0,6m), considerando-se os tratamentos a que foram submetidas as parcelas experimentais.

Local	Na (mg dm ⁻³)			
	TAS*	TAC	TFS	TFC
Topos	11,5 A,a	12,6 A,a	20,7 A,a	21,7 A,a
Laterais	10,3 C,a	11,5 BC,a	22,9 AB,a	26,0 A,a
Fundo 20	10,4 B,a	13,3 B,a	26,7 A,a	29,8 A,a
Fundo 40	11,4 B,a	14,3 AB,a	21,0 A,a	21,6 A,a
Fundo 60	10,6 B,a	15,0 AB,a	23,6 A,a	20,0 AB,a
Local	CE (µS cm ⁻¹)			
	TAS*	TAC	TFS	TFC
Topos	82,5 A,a	70,0 A,ab	79,9 A,a	65,4 A,a
Laterais	74,9 A,a	57,2 A,b	81,4 A,a	70,9 A,a
Fundo 20	92,9 A,a	76,5 A,ab	96,7 A,a	98,6 A,a
Fundo 40	95,0 A,a	112,9 A,a	123,4 A,a	71,3 A,a
Fundo 60	123,4 A,a	113,2 A,a	102,3 A,a	91,5 A,a
Local	pH			
	TAS*	TAC	TFS	TFC
Topos	6,7 A,c	6,5 A,c	6,8 A,b	6,7 A,a
Laterais	7,0 A,bc	6,8 A,bc	6,9 A,b	6,8 A,a
Fundo 20	7,4 A,ab	7,0 AB,ab	7,3 AB,ab	6,8 B,a
Fundo 40	7,4 A,ab	7,4 A,ab	7,5 A,a	7,1 A,a
Fundo 60	7,7 A,a	7,5 AB,a	7,4 AB,a	7,1 B,a
Local	PST (%)			
	TAS*	TAC	TFS	TFC
Topos	0,55 A,a	0,50 A,a	0,72 A,a	0,94 A,a
Laterais	0,42 B,a	0,48 B,a	0,79 AB,a	1,15 A,a
Fundo 20	0,42 B,a	0,50 B,a	0,96 A,a	1,33 A,a
Fundo 40	0,43 B,a	0,54 B,a	0,70 AB,a	0,91 A,a
Fundo 60	0,42 B,a	0,56 AB,a	0,71 AB,a	0,80 A,a
Local	RAS (mmol _c dm ⁻³) ^{0,5}			
	TAS*	TAC	TFS	TFC
Topos	0,035 A,a	0,035 A,a	0,053 A,a	0,062 A,a
Laterais	0,029 B,a	0,032 B,a	0,058 AB,a	0,076 A,a
Fundo 20	0,029 B,a	0,035 B,a	0,070 A,a	0,087 A,a
Fundo 40	0,030 C,a	0,038 BC,a	0,058 AB,a	0,061 A,a
Fundo 60	0,029 B,a	0,040 AB,a	0,056 A,a	0,055 AB,a

*Número de repetição 7. Valores seguidos de mesma letra minúscula, na vertical, e maiúsculas, na horizontal, não se diferenciam em nível de significância de 5%.

Com base na avaliação dos dados, os teores disponíveis médios de Na continuaram sendo maiores nas parcelas experimentais que receberam

EB, confirmando a preocupação que se deve ter em relação ao possível acúmulo desse elemento químico no solo. Contudo, apresentam-se inferiores aos reportados na literatura, no que se referem aos estudos conduzidos no Brasil, principalmente naqueles experimentos em que se utilizaram o esgoto doméstico para suprir toda a demanda hídrica da cultura, como os exemplos citados no próximo parágrafo.

Leal *et al.* (2009), ao aplicarem esgoto doméstico tratado em lagoas anaeróbias seguido de lagoas facultativas, visando suprir a demanda hídrica da cana-de-açúcar, encontraram teores disponíveis na ordem de 108mg dm^{-3} de Na no solo, com taxa de aplicação de $2.292\text{ kg ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$. Blum *et al.* (2012), também utilizando esgoto doméstico tratado e produzindo cana-de-açúcar, encontraram teores máximos de 72mg dm^{-3} de Na, com taxa de $621\text{kg ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$.

Bedbabis *et al.* (2014) também observaram incremento na CE com a aplicação de esgoto doméstico tratado no solo. A CE na suspensão do solo foi inferior à encontrada por Abdel-aziz (2015) que encontraram valores de 420 e $360\ \mu\text{S cm}^{-1}$ (relação solo:água de 1:1), respectivamente, na produção de milho fertirrigado com esgoto doméstico submetido ao tratamento secundário e com águas subterrâneas.

Os valores apresentados de RAS e PST são considerados baixos, o que indica baixa sodificação do solo, uma vez que, em condições extremas, a RAS e PST só causariam danos quando apresentassem valores superiores a $5\ (\text{mmol}_c\ \text{dm}^{-3})^{0.5}$ e 20%, respectivamente (MATOS & MATOS, 2017).

CONCLUSÕES

- Mesmo havendo incremento nos teores de sódio, o risco da sodificação causar degradação na estrutura do solo estudado é baixo, em decorrência da aplicação de esgoto sanitário bruto, pois o mesmo possui alto teor de Ca e Mg, que aliado à alta condutividade elétrica dessa água residuária reduzem ainda mais esta chance.
- Os tratamentos de adubação química

convencional proporcionaram capacidade similar aos de aplicação de esgoto sanitário bruto, no que se refere à salinização do solo.

- Houve indício de lixiviação profunda, ou seja, abaixo do sistema radicular das plantas, sódio e outros íons móveis, que pode ser notado pela CE, atribuindo-se como principal responsabilidade à ocorrência de altos índices pluviométricos no período da experimentação.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de expressar seus agradecimentos pelo apoio financeiro da Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio logístico e concessão da área experimental da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). Além disso, ao Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA-UFMG).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-AZIZ, R. Impact of treated wastewater irrigation on soil chemical properties and crop productivity. **Journal of Water Resources and Arid Environments**, v.4, n.1, p.30-36, 2015.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 21^a ed.

BEDBABIS, S.; BEN ROUINA, B.; BOUKHRIS, M.; FERRARA, G. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. **Journal of Environmental Management**, v.133, p.45-50, 2014.

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, p.203-216, 2012.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de Água para Fins de Irrigação**. Embrapa Semiarido, n. Documentos 167, p.32, 2001.

- EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 370p., 1999.
- KIHILA, J.; MTEI, K.M.; NJAU, K.N. Wastewater treatment for reuse in urban agriculture; the case of Moshi Municipality, Tanzania. **Physics and Chemistry of the Earth**, v.72, p.104-110, 2014.
- LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v.96, n.2, p.307-316, 2009.
- MATOS, A.T. **Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório**. 1ª ed. Viçosa: Editora UFV, 2012.
- MATOS, A.T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. 1ª ed. Viçosa: Editora UFV, 2014.
- MATOS, A.T.; MATOS, M.P. **Disposição de águas residuárias no solo e sistemas alagados construídos**. 1ª ed. Viçosa ed., Editora UFV, 2017.
- MATOS, A.T.; NETO, O.B.A.; MATOS, M.P. Saturação do complexo de troca de solos oxidicos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.5, p.501-506, 2014.
- MOYO, L.G.; VUSHE, A.; JANUARY, M.A.; MASHAURI, D.A. Evaluation of suitability of Windhoek's wastewater effluent for re-use in vegetable irrigation: a case study of Gammams effluent. **Transactions on Ecology and The Environment**, v.199, p.109-120, 2015.
- PEDROTTI, A.; CHAGAS, R.M.; RAMOS, V.C.; PRATA, A.P.N.; LUCAS, A.A.T.; SANTOS, P.B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.19, n.2, p.1308-1324, 2015.
- PEREA, H.; STRELKOFF, T.S.; ADAMSEN, F.J.; HUNSAKER, D.J.; CLEMMENS, A.J. Nonuniform and Unsteady Solute Transport in Furrow Irrigation. I: Model Development. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.136, n.6, p.365-375, 2010.
- SHRIVASTAVA, P.; KUMAR, R. Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v.22, n.2, p.123-131, 2015.
- ŠIMŮNEK, J.; BRISTOW, K.L.; HELALIA, S.A.; SIYAL, A.A. The effect of different fertigation strategies and furrow surface treatments on plant water and nitrogen use. **Irrigation Science**, v.34, n.1, p.53-69, 2016.
- URBANO, V.R.; MENDONÇA, T.G.; BASTOS, R.G.; SOUZA, C.F. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. **Agricultural Water Management**, v.181, p.108-115, 2017.
- 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.