



Revista
Técnico-Científica



LIXIVIAÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLO CULTIVADO COM APLICAÇÃO DE EFLUENTE DOMÉSTICO

Liliane Scabora Miotto¹, Paulo Sérgio Lourenço de Freitas², Juliana Voroniak³, Fernando André Silva Santos⁴ & Ana Claudia Sossai Souza³

¹Doutora em Agronomia, docente na UEM/Cidade Gaúcha – PR, liliscabora@hotmail.com. ²Doutor em Engenharia Agrícola, docente na UEM/Maringá – PR. ³Engenheira Agrônoma, doutoranda em agronomia pela UEM/Maringá – PR. ⁴Doutor em Agronomia, docente na Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT.

RESUMO: A aplicação de efluente doméstico em solos agrícolas é uma alternativa sustentável, que visa o suporte hídrico e nutricional das plantas, como também reduzir os problemas com descarte dos resíduos gerados. Contudo, ainda são escassos estudos sobre as alterações que a aplicação desse efluente pode provocar nos atributos químicos do lixiviado. Diante desta problemática, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos da aplicação de doses de até 600 m³ ha⁻¹ de efluente doméstico em colunas de solo sobre a qualidade da água percolada. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em colunas de tubos de PVC preenchidas com Nitossolo Vermelho distroférico. Os tratamentos consistiram de doses de efluente doméstico, equivalentes a 0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹, aplicadas uma única vez. O milho foi semeado nas colunas de solo, 15 dias após a semeadura foi realizada a aplicação do resíduo nas colunas. A coleta do percolado foi realizada ao 15, 30 e 45 dias após a aplicação dos tratamentos. A aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de efluente doméstico no solo avaliado apresentou elevação das concentrações de sódio, potássio e fósforo no percolado. A água percolada apresentou elevados valores de CE, sendo classificada como C3.

Palavras-chave: Perda de nutrientes, Poluição das águas, Reuso

LEACHING OF NUTRIENTS IN CULTIVATED SOIL WITH DOMESTIC EFFLUENT APPLICATION

ABSTRACT: The application of domestic effluent agricultural soils is a sustainable alternative, which aims at the water and nutritional support of the plants, as well as reduce the problems with waste disposal. However, there are still few studies on the changes that the application of effluents can cause in the chemical attributes of the percolated. The objective of this study was to evaluate the effects of the application of doses of up to 600 m³ ha⁻¹ of domestic effluent in soil columns on the quality of percolated water. The experiment was carried out in a greenhouse, in columns of PVC

pipes filled with dystrophic Red Nitosol. The treatments consisted of increasing doses of domestic effluent, equivalent to 0, 150, 300, 450 and 600 m³ ha⁻¹, applied once. The maize was sown in the soil columns, 15 days after sowing the residue was applied to the columns. The collection of the percolated was carried out at 15, 30 and 45 days after the application of the treatments. The application of up to 600 m³ ha⁻¹ of domestic effluent in the evaluated soil, showed elevation of sodium, potassium and phosphorus concentrations in percolated soil. The percolated water had high EC values and was classified as C3.

Keywords: Loss of nutrients, Water pollution, Reuse.

INTRODUÇÃO

A disposição de efluentes em solos agrícolas se expandiu nos últimos anos, seja pela escassez de recursos hídricos, como pela legislação ambiental mais rigorosa (ANDRADE FILHO et al., 2013). Esta prática fornece, além de água, nutrientes para as culturas, podendo reduzir custos com fertilizantes, como também preservar cursos de água que deixarão de receber cargas poluentes (NASCIMENTO & FIDELES FILHO, 2015).

De acordo com Moyo et al. (2015) os benefícios da reutilização de efluente doméstico está baseada na redução de seus custos com o tratamento como também por sua disponibilidade durante todo o ano, sobretudo em cidades que possuem rede de esgotamento sanitário.

Com relação ao conteúdo de nutrientes para plantas, o esgoto doméstico possui uma concentração média de 45 mg L⁻¹ de nitrogênio, 7 mg L⁻¹ de fósforo, 158 mg L⁻¹ de potássio, 53 mg L⁻¹ de cálcio, 42 mg L⁻¹ de magnésio (THAPLIYAL et al., 2011; VON SPERLING, 2014). Assim o potencial de utilização desse resíduo na fertilização de solos agrícolas é evidenciado, dado que esses nutrientes são considerados essenciais para o desenvolvimento e crescimento das culturas (MALAFAIA et al., 2016).

Os nutrientes disponíveis no efluente doméstico, podem ser absorvidos pelas plantas, adsorvidos pelas partículas de argila e matéria orgânica, como também lixiviados das camadas superficiais. Quando os nutrientes são lixiviados, estes podem atingir o lençol freático, contaminando assim mananciais de água potável (SAMPAIO et al., 2010). Desta forma a fertirrigação com efluente deve ser realizada de forma

controlada, e que atenda critérios ambientais e agrônômicos (FORTES NETO et al., 2013, BONINI et al., 2014).

Maggi et al. (2011) constataram acréscimos nos valores de potássio no percolado em função da aplicação de taxas crescentes de água residuária de suinocultura (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹); segundo os autores o potássio é um elemento móvel no solo, sendo facilmente lixiviado; e este será tanto maior quanto mais expressiva for a presença em solução de ânions, com menor capacidade de adsorção. Os autores ainda constataram acréscimos nos valores de fósforo no percolado com a aplicação das maiores taxas do resíduo.

Blum et al. (2013) verificaram que a aplicação de efluente doméstico tratado, via fertirrigação, não promoveu acréscimos na quantidade de P lixiviado, o que é decorrente das características do solo, que apresenta grande capacidade de retenção desse nutriente/poluento.

De acordo com Fortes Neto et al. (2013) as alterações nos atributos químicos do solo, a lixiviação dos nutrientes e as respostas das plantas são dependentes da composição química do efluente aplicado, do tipo de solo e da cultura (FORTES NETO et al., 2013).

Em face ao exposto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos da aplicação de doses crescentes de até 600 m³ ha⁻¹ de efluente doméstico (ED), em colunas de solo cultivado com milho até 60 dias após a semeadura, sobre a qualidade da água percolada.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em ambiente protegido no Centro Técnico de Irrigação (CTI) da Universidade Estadual de Maringá em 2014. A localização geográfica está definida pelas coordenadas 23°23'57'' de latitude Sul, 51°57'05'' de longitude Oeste com altitude de 542 m.

O clima da região segundo a classificação de Köppen é do tipo Cfa Mesotérmico Úmido, caracterizado por chuvas abundantes no verão e invernos secos. As médias de precipitação pluviométrica anual chegam a 1500 mm. A temperatura média é de 21,8°C e a umidade relativa do ar média de 66%.

O solo utilizado no experimento é classificado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013) como Nitossolo Vermelho Distroférico, com textura argilosa (71% de argila, 23% de areia e 6% de silte).

O solo foi coletado em setembro de 2014 nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m, e posteriormente foi seco, destorroado, peneirado (malha de 4 mm) e homogeneizado. As análises químicas iniciais das camadas de solo (Tabela 1) foram realizadas no Laboratório de Agroquímica e Meio Ambiente da Universidade Estadual de Maringá.

Tabela 1. Caracterização química inicial do solo

Parâmetros	Camadas (m)				
	0-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20	0,20-0,40	0,40-0,60
pH água	5,66	5,49	5,29	5,01	4,85
Al ³⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	0,02	0,07	0,14	0,16	0,15
C (g.dm ⁻³)	15,89	15,42	15,21	15,13	15,15
P (mg.dm ⁻³)	43,26	25,46	22,56	22,07	20,70
Ca ²⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	7,34	6,81	6,41	6,44	6,57
Mg ²⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	5,07	4,43	4,33	4,41	4,51
K ⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	0,95	0,80	0,69	0,76	0,82
Na ⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	1,14	0,95	0,78	0,66	0,54

pH: potencial hidrogeniônico, Al³⁺: alumínio, C: carbono, P: fósforo, Ca²⁺: cálcio, Mg²⁺: magnésio, K⁺: potássio, Na⁺: sódio.

As unidades experimentais foram compostas por colunas de solo constituídas por tubos de PVC (0,25 m de diâmetro, 1 m de altura). Na base das colunas foram adaptadas telas de “nylon” (malha de 1 mm), sob uma camada de lâmina de material filtrante (Bidim), para evitar extravasamento de material sólido.

Posteriormente as colunas foram preenchidas com cinco camadas de solo (0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m), depositadas de forma gradual, restabelecendo-se por compactação a densidade aparente natural das amostras. Em seguida, foi adicionado 2,0 L de água de poço profundo em cada coluna para acomodar o solo.

Os tratamentos foram constituídos por doses crescentes de efluente doméstico (ED), equivalentes a 0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com três repetições.

O híbrido de milho Biomatrix 3063 PRO 2, de ciclo precoce, destinado para a produção de silagem foi semeado (03/10/2014) manualmente nas colunas, sendo dispostas seis sementes por coluna (tubo de PVC) a 3 cm de profundidade. Decorridos cinco dias da semeadura (08/10/2014) ocorreu a emergência das plântulas, e, no estágio V1, foi realizado o desbaste, deixando uma planta de milho por vaso. Após 15 dias da semeadura realizou-se a aplicação dos tratamentos manualmente na superfície das colunas de solo.

O ED aplicado foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto Sul (ETE - Sul) da SANEPAR de Maringá – Paraná, proveniente da última fase do tratamento do esgoto doméstico. As análises químicas do efluente foram realizadas no laboratório de Caracterização e Reciclagem de Resíduos, do Departamento de Agronomia da Universidade Estadual de Maringá (DAG/UEM), e cujas características são apresentadas a seguir (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização química do efluente doméstico tratado

Parâmetros	Efluente doméstico
pH	7,2
CE (μS.cm ⁻¹)	842,8
P (mg.L ⁻¹)	3,18
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	20,0
Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	8,8
Mg ²⁺ (mg.L ⁻¹)	0,84
N – total (mg.L ⁻¹)	28,0
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	76,0

pH: potencial hidrogeniônico, CE: condutividade elétrica, P: fósforo, K⁺: potássio,

Ca²⁺: cálcio, Mg²⁺: magnésio, N: nitrogênio, Na⁺: sódio

Durante todo o período experimental, a manutenção da umidade do solo foi realizada por meio de irrigação manual periódica, cujo critério para aplicação da

lâmina de irrigação foi estabelecido pela análise da curva de retenção de água do solo do local. A umidade do solo foi monitorada por tensiômetros instalados em três vasos aleatórios, nas profundidades de 0,15 e 0,30 m, sempre que o tensiômetro registrava a tensão de -0,05 MPa iniciava-se as irrigações, obedecendo as profundidades conforme o desenvolvimento da cultura.

A coleta do percolado foi realizada aos 15, 30 e 45 dias após a aplicação do efluente doméstico no solo - DAAE (15 dias após a semeadura). Para que ocorresse à percolação, foi aplicado um volume de 4 litros de água em cada coluna. Em cada ponto de coleta, correspondente a uma unidade experimental, foi alocado um recipiente plástico com capacidade de 2 litros para receber o material percolado.

Após a estabilização da percolação, homogeneizou-se o volume percolado. As amostras coletadas foram transferidas para frascos plásticos de 2 L, os quais foram encaminhadas para o Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, da Universidade Estadual de Maringá (DEC/UEM), para caracterização.

No laboratório, as amostras foram mantidas sob refrigeração até o momento de análise. Para avaliar a qualidade da água percolada, foram determinados: pH, condutividade elétrica (CE); P-total, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e Na⁺.

Atendida as pressuposições básicas para a análise de variância, os dados obtidos foram submetidos à ANOVA. As variáveis que se mostraram significativas foram submetidas à análise de regressão.

RESULTADOS

A Tabela 3 apresenta a análise de variância para os fatores analisado (dose e dias após a aplicação do efluente no solo - DAAE) da qualidade da água percolada sob aplicação de ED.

Tabela 3. Análise de variância para o pH, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e P do percolado

Fonte de Variação	GL	Valores calculados de F						
		pH	CE	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	P
Dose de efluente (A)	4	0,0003*	0,5275 ^{NS}	0,0000*	0,4727 ^{NS}	0,4184 ^{NS}	0,0027*	0,0021*
DAAE (B)	2	0,0000*	0,0000*	0,9803 ^{NS}	0,0000*	0,0000*	0,0000*	0,3800 ^{NS}
A*B	8	0,0524 ^{NS}	0,8960 ^{NS}	0,2714 ^{NS}	0,3317 ^{NS}	0,8488 ^{NS}	0,9975 ^{NS}	0,6951 ^{NS}
Média geral		5,9	1507	37,8	100	10,8	40,5	0,12
CV (%) 1		7,1	25,4	20,3	20,1	11,3	15,2	20,4
CV (%) 2		4,9	22,1	22,4	22,2	13,1	18,1	15,1

GL: grau de liberdade, pH: potencial hidrogeniônico, CE: condutividade elétrica, Na⁺: sódio, Ca²⁺: cálcio, Mg²⁺: magnésio, K⁺: potássio e P: fósforo.

Os valores de pH do percolado variaram em função dos tratamentos com ED, bem como com as datas de coleta, e foi possível ajustar um modelo de regressão linear, significativo a 5%, como pode se observar na Figura 1.

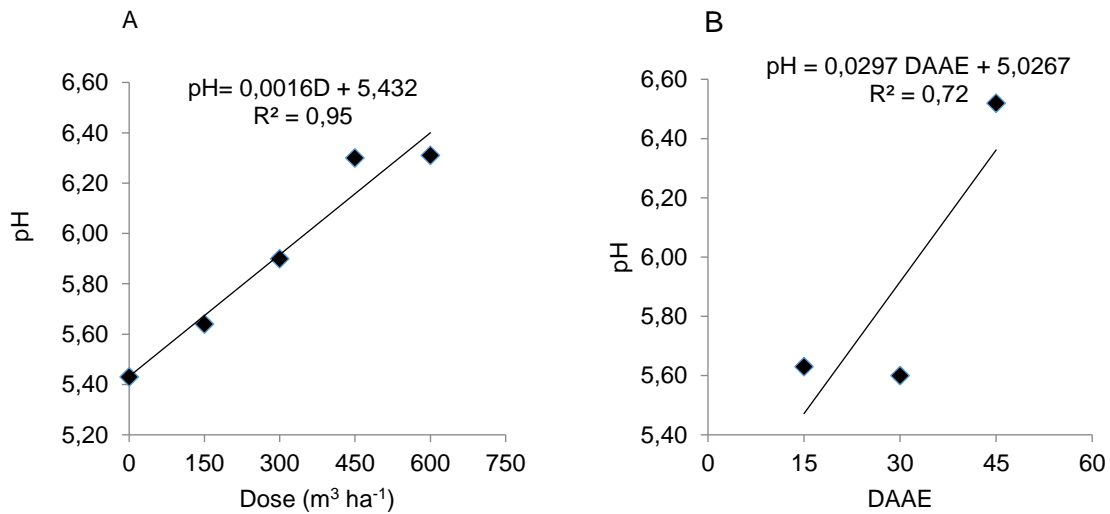


Figura 1. Valores médios de pH do percolado em função das doses de ED (A) e dos DAAE (B)

Os valores médios do pH em função das doses de ED, apresentaram acréscimos lineares, conforme a aplicação crescente do ED, desta forma pode se constatar que a aplicação das maiores doses (450 e 600 m³ ha⁻¹) apresentaram valores de pH para o percolado do solo mais próximos da neutralidade; já em função das datas de coletas, houve acréscimo do valor de pH na última coleta realizada aos 45 DAAE.

O fator dose de efluente não foi significativo sobre o valor da CE do percolado. Entretanto para o fator DAAE houve o ajuste do modelo de regressão linear crescente (Figura 2), significativo em nível de 5%.

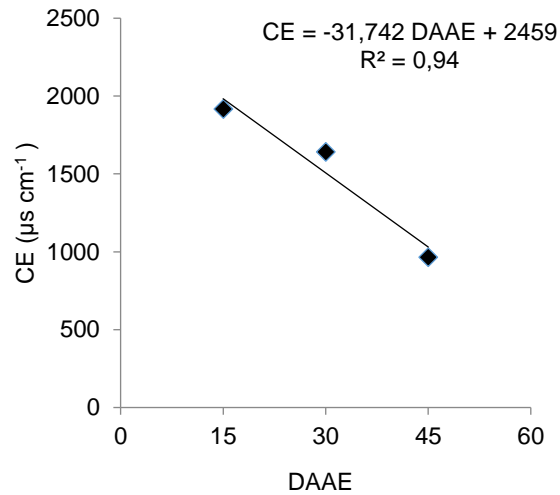


Figura 2. Valores médios de CE (condutividade elétrica) no material percolado em função dos DAAE

O fator dose de efluente foi significativo sobre o teor de sódio do percolado. O ajuste do modelo de regressão para a dose foi linear crescente, significativo em nível de 5% (Figura 3).

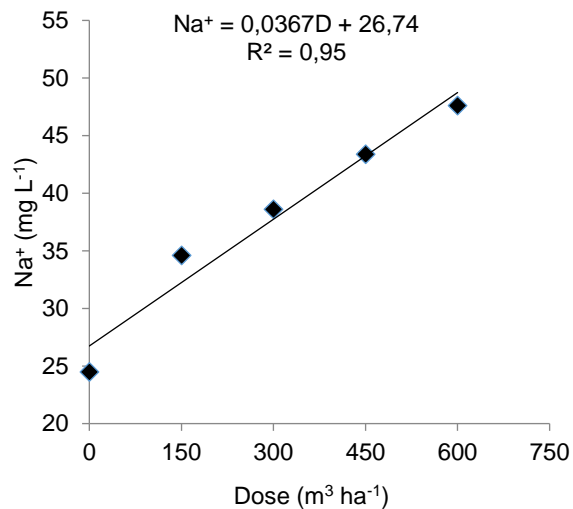


Figura 3. Valores médios de Na^+ (sódio) no material percolado em função das doses de ED

Verifica-se que a concentração de Na^+ apresentou acréscimos, conforme o aumento das doses de ED aplicadas, possivelmente devido a concentração do elemento presente no efluente (76 mg L^{-1}).

A sodicidade da água é indicada pela Razão de adsorção de sódio (RAS), e esta é obtida pela relação do íon sódio com os elementos cálcio e magnésio. Na Tabela 3 estão apresentados os resultados referentes à RAS no lixiviado.

Tabela 3. Razão de adsorção de sódio (mmol L^{-1})^{0,5} no percolado, sob aplicação de ED

Dose (m^3ha^{-1})	Dias de coleta após a aplicação de efluente doméstico		
	15	30	45
0	0,40287	0,55732	1,30245
150	0,8504	0,73134	1,52377
300	0,83862	0,88033	1,3539
450	0,8832	1,11664	1,45445
600	0,95381	1,37878	2,01886

Observa-se que, em geral, as maiores doses aplicadas de ED (450 e $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) apresentaram os maiores valores de RAS. Em relação às coletas, verifica-se que ocorreu um aumento, sendo que aos 45 DAAE obtiveram-se valores mais elevados de RAS, o fato pode ser justificado pela redução do cálcio e do magnésio ao longo das coletas, já a percolação de sódio se manteve estável durante todo o período analisado.

Os efeitos da aplicação de ED sobre a concentração de Ca^{2+} no solo, foi significativo apenas para os DAAE, sendo possível ajustar um modelo de regressão linear decrescente (Figura 4).

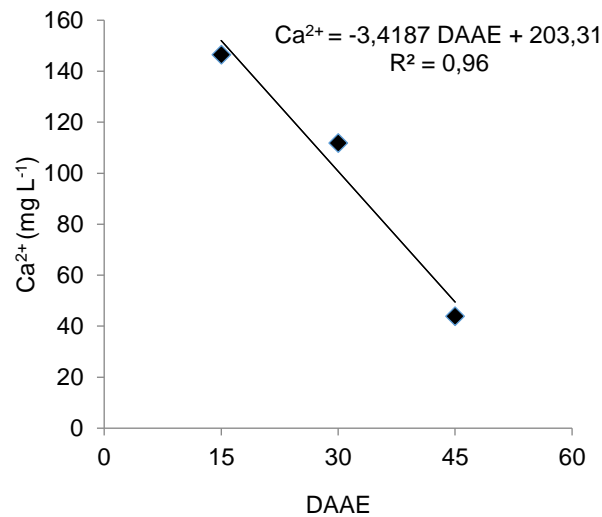


Figura 4. Valores médios de Ca²⁺ (cálcio) no percolado em função dos DAAE

A concentração de Mg²⁺ no percolado não apresentou variações significativas com a aplicação de doses crescente de ED, entretanto foi significativo para o fator DAAE (Figura 5).

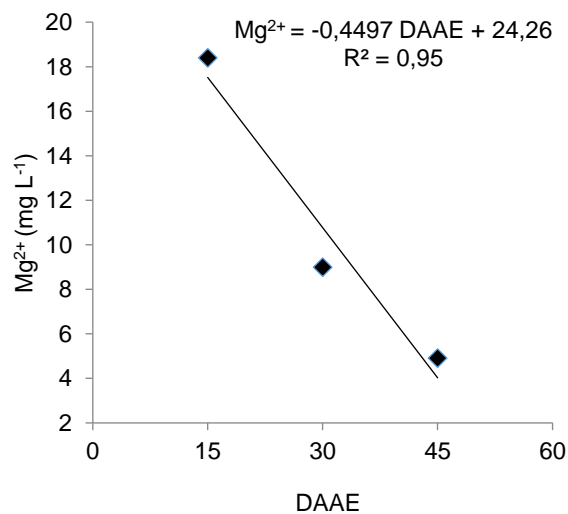


Figura 5. Valores médios de Mg²⁺ (magnésio) no material percolado em função dos DAAE

A aplicação de doses crescentes de ED e as datas de coleta do percolado apresentaram efeitos nos teores de K⁺ do percolado. Os tratamentos que receberam as maiores doses apresentaram as maiores concentrações de potássio, sendo possível estabelecer um modelo de regressão linear crescente, já para os DAAE

ajustou-se um modelo de regressão linear decrescente, como pode ser verificado na Figura 6.

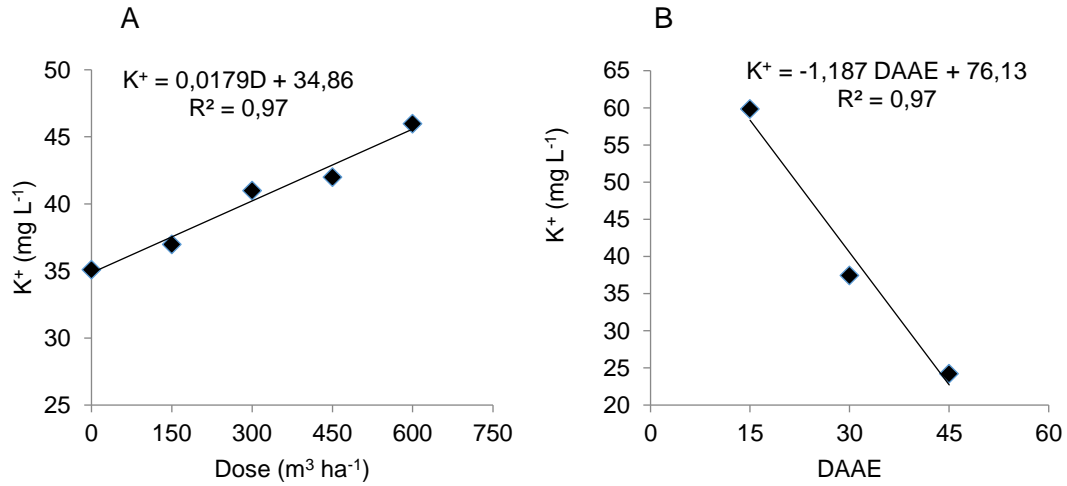


Figura 6. Valores médios de K⁺ (potássio) no percolado em função das doses de ED (A) e DAAE (B)

A concentração de P no solo apresentou variações significativas com a aplicação de doses crescente de ED. A maior concentração do elemento foi observada na maior dose aplicada (600 m³ ha⁻¹). O modelo de regressão ajustado às concentrações de P foi o linear crescente.

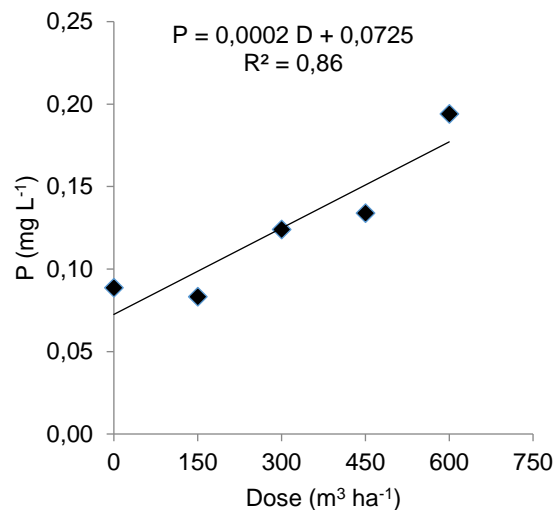


Figura 7. Valores médios de P (fósforo) do percolado em função das doses de ED

DISCUSSÃO

Os valores médios do pH em função das doses de ED, apresentaram acréscimos, conforme a aplicação crescente do ED, como também no decorrer das coletas. Resultados distintos foram observados em estudos conduzidos com água residuária de suinocultura, em que não tem sido observado variação significativa nos valores de pH do percolado em função dos tratamentos (MAGGI et al., 2013; TREVISAN et al., 2013). Contudo Maggi et al. (2011), observaram diferenças estatísticas entre as datas de coleta do percolado, onde houve o acréscimo do pH ao longo das coletas, com a aplicação da água residuária de suinocultura na cultura da soja, como verificado no presente estudo.

O decréscimo da CE no percolado com a aplicação de ED ao longo das coletas, provavelmente ocorreu devido à única aplicação feita com o resíduo, o que acarretou em uma maior lixiviação de íons na primeira simulação de chuva. Pois a condutividade elétrica da água percolada correlacionou-se com teores de Ca^{2+} , K^+ e Mg^{2+} , onde estes elementos apresentaram maior lixiviação aos 15 DAAE, corroborando com os resultados de Maggi et al. (2013).

Apesar do decréscimo dos valores de CE com as coletas, a água percolada apresentou alta salinidade, pois de acordo com a classificação do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, publicada em 1954 (CORDEIRO 2001) a água que contém sais de 700 a 2.250 $\mu\text{S cm}^{-1}$ é classificada como C3, ou seja, possui alta salinidade.

A maior concentração de Na^+ foi encontrada na dose 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ (47,6 mg L^{-1}), estando dentro dos limites aceitáveis para a manutenção da qualidade da água, conforme a Resolução CONAMA de 396/08 (BRASIL, 2008) que dispõe sobre a classificação e o enquadramento das águas subterrâneas, e estabelece que o valor máximo permitido de Na^+ na água subterrânea é de 200 mg L^{-1} para consumo humano e de 300 mg L^{-1} para recreação.

Pelo comportamento da RAS no material percolado, a classificação quanto à sodicidade é S1, ou seja, baixo perigo de sodificação ou alcalinização, de acordo com a classificação do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos de 1954 (CORDEIRO 2001). Conforme os critérios de classificação da restrição de uso das águas quanto aos parâmetros de CE e RAS determinados por Ayers Westcot (1991),

o percolado do presente estudo apresenta nenhum grau de restrição, (RAS 0 a 3 mmol L⁻¹ e CE >700 μS cm⁻¹).

Prior (2008) em estudo com ARS verificou que os valores de RAS no percolado variaram de 13,3 a 23,50 mmol L⁻¹ para a menor e a maior taxa aplicada de ARS respectivamente, apresentando alta restrição quanto à sodicidade.

Ao longo das coletas a concentração de Ca²⁺ no lixiviado reduziu, possivelmente devido à aplicação dos tratamentos terem ocorrido em dose única e no início do experimento. Corroborando com os resultados encontrados por Maggi et al. (2011), que observaram decréscimo linear nos valores de cálcio do lixiviado ao longo das coletas (5,86, 4,71 e 4,16 cmol_c dm⁻³ para 40, 60 e 120 DAS, respectivamente), com aplicação de água residuária de suinocultura.

A concentração de cálcio do efluente de estação de tratamento de esgoto aplicado, é de 8,8 mg L⁻¹ (Tabela 2), e os valores Ca²⁺ encontrados nos percolados nas três datas de coletas são superiores, apresentando média de 100 mg L⁻¹. Tal fato pode ser justificado pela concentração do elemento no volume de solo da coluna, onde a concentração do mesmo reduziu de 6,71 para 4,31 cmol_c dm⁻³ após o término do experimento.

Houve redução do Mg²⁺ do percolado com o passar dos dias do ciclo da cultura. Este fato possivelmente ocorreu devido à aplicação dos tratamentos ter ocorrido uma única vez e ao início do experimento. Freitas et al. (2004) ao avaliarem as concentrações de magnésio no lixiviado de lisímetros com aplicação de diferentes taxas de água residuária de suinocultura, constataram que os menores valores de Mg²⁺ foram obtidos no final do ciclo (28,1 mg. L⁻¹ em média) da cultura do milho do que inicialmente (65,12 mg. L⁻¹ em média).

O acréscimo da concentração de K⁺ no percolado devido ao aumento das doses de ED estão de acordo com os obtidos por Freitas et al. (2004) que notaram acréscimos na concentração de potássio no lixiviado dos tratamentos com água residuária de suinocultura, quando se aplicaram as maiores lâminas; e Maggi et al. (2011), que constataram acréscimos nos valores de K⁺ no percolado em função da aplicação de taxas crescentes de água residuária de suinocultura; segundo os autores o potássio é um elemento móvel no solo, sendo facilmente lixiviado; e este será tanto

maior quanto mais expressiva for a presença em solução de ânions, com menor capacidade de adsorção.

A redução do potássio no percolado no decorrer das coletas, pode ser justificado pela menor absorção de K^+ pelas plantas no início do seu desenvolvimento, tendo maior quantidade do elemento disponível na solução do solo, ocorrendo maior lixiviação de K^+ , pois segundo Malavolta et al. (1997) os primeiros trinta dias do ciclo da cultura do milho, a planta absorve somente cerca de 4,4 % das suas necessidades de potássio, sendo que estarão completos cerca de 100 % da necessidade de todo o K^+ na planta até os 90 dias após o plantio.

A concentração de potássio do ED aplicado, foi de 20,0 mg L⁻¹ (Tabela 2), totalizando nos tratamentos 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹: 14,72; 29,4; 44,16; 58,8 mg de potássio por coluna, respectivamente, e os valores K^+ encontrados nos percolados nas coletas de 15, 30 e 45 DAAE são de: 59,8; 37,4 e 24,25 mg L⁻¹ respectivamente. Esta alta concentração de K^+ encontrado no percolado pode ser justificado pela concentração do elemento no volume de solo da coluna, onde a concentração do mesmo reduziu de 0,8 para 0,3 cmol_c dm⁻³ após o término do experimento. A alta percolação do potássio pode ter sido influenciada pela adição de sódio no solo via efluente.

Maggi et al. (2011) estudando a percolação de fósforo, verificaram acréscimos nas concentrações do elemento com as maiores taxas de ARS aplicadas, entretanto as concentrações de P encontradas no percolado foram baixas, corroborando com os resultados do presente estudo. O fósforo possui baixa mobilidade no perfil do solo, motivo pela qual as perdas por lixiviação deste nutriente em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (Basso et al., 2005), e, por este motivo, se nota baixas concentrações do elemento no percolado.

CONCLUSÕES

A aplicação de doses crescentes de ED elevou a concentração de sódio no percolado, sem porém causar contaminação das águas subterrâneas pelo elemento.

A água percolada apresentou elevados valores de CE, sendo classificada como C3.

As concentrações de K e P no percolado aumentaram com a aplicação de doses crescentes de ED.

A coleta realizada aos 15 DAAE apresentou valores mais elevados de CE, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺, possivelmente devido à única aplicação feita com o resíduo, o que acarretou em uma maior lixiviação de íons na primeira simulação de chuva

REFERÊNCIAS

ANDRADE FILHO, J.; SOUSA NETO, O. N.; DIAS, N. S.; NASCIMENTO, I. B.; MEDEIROS, J. F.; COSME, C. R. Atributos químicos de solo fertirrigado com água residuária no semiárido brasileiro. *Irriga*, v.18, n.4, p. 661-674, 2013.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. Estudos FAO Irrigação e Drenagem, 29 revisado.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; POLETTO, R. D. N.; GIROTTI, E. Dejeito líquido de suínos: II – Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. *Ciência Rural*, v.35, p.1305-1312, 2005.

BONINI, M. A.; SATO, L. M.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Alterações nos atributos químicos e físicos de um Latossolo vermelho irrigado com água residuária e vinhaça. *Revista Biociências*, v. 20, n.1, p. 78-85, 2014.

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, p. 115-122, 2013.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução CONAMA nº. 396. De 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]. Brasília, n. 66, p. 66-68, 07 de abril de 2008.

CORDEIRO, G. G. Qualidade da água para fins de irrigação. Documentos. Petrolina, n.167.2001.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3ª edição. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013, 353 p.

FORTES NETO, P.; VEIGA, P. G. A.; FORTES, N. L. P.; TARGA, M. S.; GADIOLI, J. L.; PEIXOTO, P. H. M. Alterações químicas do solo e produção de aveia fertilizada com água residuária do tratamento de esgoto sanitário. *Revista Ambiente & Água*, v. 8 (suplemento): p.71-83, 2013.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; CENCON, P. R.; PINTO, F. A.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura sobre a produção de milho para silagem. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.8, p.120-125, 2004.

MAGGI, C. F. ; FREITAS, P. S. L ; SAMPAIO, S.C. ; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solos cultivados com soja com aplicação de água residuária de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, p. 170-177, 2011.

MAGGI, C. F. ; FREITAS, P. S. L ; SAMPAIO, S. C. ; DIETER, J. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. *Engenharia Agrícola*, v. 33, p. 279-290, 2013.

MALAFAIA, G.; ARAÚJO, F. G.; LEANDRO, W. M.; RODRIGUES, A. S. L. Teor de nutrientes em folhas de milho fertilizado com vermicomposto de lodo de curtume e irrigado com água residuária doméstica. *Revista Ambiente e Água, Taubaté*, v. 11, n. 4, p. 799-809, 2016.

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

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. *WIT Transactions on Ecology and The Environment*, v. 199, p 109-120, 2015.

NASCIMENTO, J. S.; FIDELES FILHO, J. Crescimento, produção e alterações químicas do solo em algodão irrigado com água de esgotos sanitários tratados. *Revista Caatinga*, v. 28, n. 2, p. 36-45, 2015.

PRIOR, M. Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho. 2008. 112 p. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu. 2008.

SAMPAIO, S.C.; CAOVILO, F.A.; OPAZO, M.A.U.; NÓBREGA, L.H.P.; SUSZEK, M.; SMANHOTTO, A. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.30, n.1, p.150-159, 2010.

THAPLIYAL, A.; VASUDEVAN, P.; DASTIDAR, M. G.; TANDON, M.; SEN, P. K.; MISHRA, S. Growth of tree saplings of neem (*Azadirachta indica* Juss) under fertigation with untreated and treated domestic wastewater. *Journal of Scientific and Industrial Research*, v. 70, n. 8, p. 616-621, 2011. 109-120, 2015.

TREVISAN, A. P.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; SILVANO, C.; FARIA JUNIOR, C. A. Atributos químicos do solo e qualidade do percolado com aplicação de água residuária de suinocultura. *Enciclopédia Biosfera*, v. 9, p. 2686-2697, 2013.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte. 4ª ed, v. 1, 472 p., 2014.