

DENISE DE FREITAS SILVA

**EFEITO DA APLICAÇÃO DE PERCOLADO DE RESÍDUO SÓLIDO
URBANO EM SOLO CULTIVADO COM CAPIM-TIFTON 85**

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
2008

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S586e
2008

Silva, Denise de Freitas, 1976-
Efeito da aplicação de percolado de resíduo sólido
urbano em solo cultivado com capim-tifton 85 / Denise
de Freitas Silva. – Viçosa, MG, 2008.
xi, 148f.: il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 129-142.

1. Águas residuais - Aspectos ambientais. 2. Lixo.
3. Fertilidade do solo. 4. Chorume. 5. Aterro sanitário.
6. Forragem. 7. Resíduos. I. Universidade Federal de
Viçosa. II. Título.

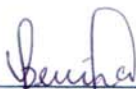
CDD 22.ed. 628.162

DENISE DE FREITAS SILVA

**EFEITO DA APLICAÇÃO DE PERCOLADO DE RESÍDUO SÓLIDO
URBANO EM SOLO CULTIVADO COM CAPIM-TIFTON 85**

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: 21 de fevereiro de 2008.



Prof. Odilon Gomes Pereira
(Co - Orientador)



Prof. Roberto F. de Azevedo



Prof. Aisson Carraro Borges



Prof. André Luciano de Carvalho



Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

Aos meus pais, Analógia de Freitas Silva e Maurício Alves da Silva, pela dedicação, pelo apoio e carinho ao longo de minha vida.

A meu marido, Jesu Lúcio de Faria, que esteve sempre ao meu lado, dando-me apoio e incentivo nos momentos mais difíceis. A meu filho amado, Fellipe Henri, pelos momentos de felicidade.

À minha irmã, Roseane, pelo apoio e pela amizade.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus que, na sua infinita sabedoria, me concedeu todas as oportunidades.

À Universidade Federal de Viçosa, por meio do Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade em realizar meus estudos de Doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pela concessão da bolsa.

Ao professor Antônio Teixeira de Matos, pela orientação, pelo incentivo e confiança.

Aos professores Odilon Gomes Pereira e Paulo Roberto Cecon, pelas valiosas sugestões, fundamentais à realização deste trabalho.

Ao prof. Wilson Deniculi, pelos ensinamentos.

Aos amigos Rafael Oliveira, Débora, Renata, Fátima, Ronaldo Fia, Keles, Sandra Parreira, Marcelo Rossi, Fernando, Adilson Soares, Delfran, Roberto, Paola, José Alberto, Salomão, Daniel, José Antônio, Onofre e Fernanda Melo, pelos momentos que passamos juntos e pela contribuição à realização deste trabalho.

Aos estagiários José Nascimento Junior e Nilton Ramos, pela dedicação e colaboração durante a coleta de dados e análises laboratoriais.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, Claudenilson, Galinari, Juvercino, D. Maria José, Fátima, Edna, Renato, Marcos, Evaristo, José Mauro, Eduardo e Chicão, pela colaboração e pelo bom convívio. Ao funcionário

da Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem, Carlos Henrique, pelo apoio e pelo esforço para a realização deste trabalho.

À Patrícia Vaz de Melo, por ser sempre prestativa nos momentos em que eu mais precisei. Ao Gilberto Estanislau dos Santos (Gil), pela sua amizade e apoio durante a realização deste trabalho. Ao Simão pela amizade e pelo apoio na realização das análises.

Aos professores do Departamento de Engenharia Agrícola, pelos ensinamentos acadêmicos. A todas as pessoas que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

DENISE DE FREITAS SILVA, filha de Analígia de Freitas Silva e Maurício Alves da Silva, nasceu em 2 de março de 1976, em Caçapava - Estado de São Paulo.

Em 1996, iniciou o Curso de Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa (UFV), diplomando-se em maio de 2002. Foi bolsista de iniciação científica, pelo CNPq, na área de Construções Rurais, em 1998, e na área de Mecanização Agrícola, em 1999 e 2000. Estagiou na EMBRAPA, na área de manejo de irrigação, em 2001, e na área de Recursos Hídricos e Ambientais, em 2002, pela UFV.

Em setembro de 2002, iniciou o Curso de Mestrado em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, concentrando seus estudos na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa da tese em julho de 2004.

Em agosto de 2004, iniciou o Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, concentrando seus estudos na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa da tese em fevereiro de 2008.

SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1. Resíduo sólido.....	5
2.2. Aterro sanitário.....	7
2.2.1. Locação e critério de projeto.....	8
2.2.2. Degradação do material orgânico.....	10
2.3. Percolado de resíduo sólido urbano.....	11
2.3.1. Tratamento/disposição final do percolado de aterros sanitários.....	15
2.4. Disposição final de águas residuárias no solo.....	20
2.5. Efeito da aplicação de águas residuárias nas plantas.....	24
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
3.1. Área experimental.....	28
3.2. Resíduo sólido urbano (RSU).....	30
3.3. Composição gravimétrica dos resíduo sólido urbano (RSU).....	32
3.4. Percolado.....	32
3.5. Solo.....	34
3.6. Procedimentos experimentais.....	36
3.7. Delineamento experimental e análise estatística.....	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4.1. Caracterização química do percolado RSU.....	40
4.2. Avaliação das características químicas e físico-químicas do solo em função da aplicação do percolado de RSU.....	42
4.2.1. Potencial hidrogeniônico.....	42
4.2.2. Condutividade elétrica.....	44
4.2.3. Matéria orgânica.....	46
4.2.4. Capacidade de Troca Catiônica a pH 7.....	47
4.2.5. Capacidade de Troca Catiônica Efetiva.....	50
4.2.6. Soma de bases.....	52
4.2.7. Saturação por bases.....	55
4.2.8. Acidez potencial.....	58
4.2.9. Acidez trocável.....	59

4.2.10. Nitrogênio total.....	61
4.2.11. Amônio.....	63
4.2.12. Nitrato.....	65
4.2.13. Fósforo disponível.....	67
4.2.14. Potássio trocável.....	70
4.2.15. Cálcio mais magnésio trocável.....	75
4.2.16. Cobre trocável.....	77
4.2.17. Zinco trocável.....	79
4.2.18. Manganês trocável.....	81
4.2.19. Ferro trocável.....	85
4.2.20. Sódio trocável.....	87
4.2.21. Cádmio, chumbo, crômio, e níquel trocáveis.....	94
4.3. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 em função da taxa de aplicação do percolado de RSU.....	94
4.3.1. Produtividade da matéria seca.....	95
4.3.2. Proteína bruta.....	98
4.3.3. Fósforo na planta	101
4.3.4. Potássio na planta	104
4.3.5. Cálcio na planta	107
4.3.6. Magnésio na planta.....	110
4.3.7. Sódio na planta.....	113
4.3.8. Manganês na planta.....	116
4.3.9. Cádmio na planta.....	118
4.3.10. Chumbo na planta.....	121
4.3.11. Ferro na planta.....	122
4.3.12. Zinco e níquel na planta.....	125
5. RESUMO E CONCLUSÕES	126
6. REFERÊNCIAS.....	129
APÊNDICE.....	143

RESUMO

SILVA, Denise de Freitas, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2008. **Efeito da Aplicação de Percolado de Resíduo Sólido Urbano em Solo Cultivado com Capim-Tifton 85**. Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Co-orientadores: Odilon Gomes Pereira e Paulo Roberto Cecon.

Objetivou-se avaliar os efeitos da aplicação de diferentes taxas de percolado de resíduo sólido urbano (RSU) nas características químicas do solo e na produtividade e composição mineral do capim-tifton 85 (*Cynodon spp*). O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Para o desenvolvimento desta pesquisa, um reservatório de 5.000 L foi preenchido com RSU novo, visando-se à produção de percolado para aplicação no capim-tifton 85. O percolado foi aplicado as taxas de 250, 500, 750, 1000 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO. Os tratamentos foram iniciados no dia 07 de outubro de 2006, encerrando-se dia 01 de junho de 2007. Foram efetuados cinco cortes no capim, que ocorreram sempre que este atingia 0,40 m, os quais foram realizados aos 30, 31, 36, 46 e 62 dias de rebrotação. Nas análises químicas do solo, foram realizadas as medições de pH e CE, bem como a quantificação do NO³⁻ e das concentrações de N, NH₄⁺, P disponível, concentrações trocáveis de K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni, Cr, além da determinação, por cálculo, da SB trocáveis, índice de saturação por bases, sódio, acidez potencial, acidez trocável, conteúdo de MO e CTC. Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com cinco tratamentos e quatro repetições. Para a análise estatística das características do solo, foram utilizados quatro tratamentos (taxa de

aplicação), cinco repetições no tempo (cortes) e cinco profundidades do solo (0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m). Os dados foram submetidos à análise de regressão. No tecido vegetal do capim, foram quantificados as concentrações de N, P, K, Na, Ca, Mg e dos metais pesados Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd e Ni. O conteúdo de proteína bruta (PB) foi obtido, por meio de multiplicação do teor de nitrogênio por 6,25. Na análise estatística da concentração de nutrientes nas plantas, o experimento foi analisado no esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas cinco concentrações de DBO e nas subparcelas os cortes, em delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. Os dados foram submetidos à análise de regressão e variância. De acordo com os resultados, conclui-se que a aplicação do percolado de RSU proporcionou alteração nos valores de N, Na, K, P, NO_3^- , Mn, Fe, SB, CTC e V do solo; ocorreu acúmulo de sódio no solo em todas as camadas estudadas, porém não houve prejuízo, durante o período de experimentação, à qualidade do solo nem à produtividade do capim; na maioria dos cortes, ocorreu aumento nas concentrações de N, K, Na, Ca, Mg, Mn, Cd, Pb e Fe com as doses de aplicação do percolado RSU; dentre os metais pesados, o cobre foi o que apresentou altas concentrações para todas as taxas de aplicação do percolado de RSU, embora os valores obtidos na testemunha estivessem muito próximos. Em todos os cortes, ocorreu efeito positivo das doses de percolado RSU na PB, enquanto, no caso da produtividade MS, tal efeito ocorreu apenas nos cortes 3, 4 e 5. As taxas de aplicação inferiores a $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO de percolado de RSU, não proporcionaram problemas ao desenvolvimento do capim-tifton 85, durante o período experimental e portanto, podem ser utilizadas. Entretanto, um monitoramento das características químicas do solo e das águas subterrâneas é recomendável, para avaliação de riscos de contaminação ambiental.

ABSTRACT

SILVA, Denise de Freitas, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2008. **Effect from the application of the municipal refuse percolate on the soil cropped with Tifton-85 grass.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisers: Odilon Gomes Pereira and Paulo Roberto Cecon.

The effects from the application of different percolate rates of municipal solid waste (RSU) on the chemical characteristics of the soil, productivity and mineral composition of the tifton-85 grass (*Cynodon* spp) were evaluated. The experiment was conducted in the Experimental Area for Treatment of Residues pertaining to the Department of Agricultural Engineering - UFV, Viçosa - MG. For the development of this research, a reservoir with 5,000L capacity was infilled with new RSU in order to produce the percolate for application on the tifton -85 grass. The percolate was applied at rates 250, 500, 750, 1000 kg ha⁻¹ d⁻¹ DBO. The treatments were initiated on October 07, 2006 and finished on June 01, 2007. The grass was cut five times, whenever it reached 0.40m. Those cuts were performed at 30, 31, 36, 46 and 62 days from resprouting. In the chemical analyses of the soil, the following procedure were performed: measurements of pH and CE, quantification of either NO³⁻ and concentrations of N, NH₄⁺, available P, and exchangeable concentrations of K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni, Cr, besides determining by calculation the exchangeable SB, index of saturation by bases, sodium, potential acidity, exchangeable acidity, MO and CTC contents. The randomized block experimental design was used, with five treatments and four replicates. For statistical analysis of the soil characteristics, the experiment was set up with four treatments (application rate), five replicates

in time (cuts) and five soil depths (0 to 0.10; 0.10 to 0.20; 0.20 to 0.30; 0.30 to 0.40; and 0.60 to 0.70m). The data were subjected to the regression analysis. In vegetal tissue of the grass, the concentrations of N, P, K, Na, Ca, Mg and the heavy metals Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd and Ni were quantified. The content of crude protein (PB) was obtained, by multiplying the nitrogen content by 6.25. For the statistical analysis of the concentration of nutrients in the plants, the split-plot design was used with five DBO concentrations in the plots and the cuts in the subplots, under a randomized block design with four replicates. The data were subjected to both regression and variance analyses. According to the results, the following conclusions were drawn: the application of the RSU percolate caused alteration in the values of N, Na, K, P, NO_3^- , Mn, Fe, SB, CTC and V in the soil; there occurred the sodium accumulation in the soil at all layers under study; however, no damage occurred in the soil quality neither in the grass productivity during the experimental period; in most cuts, an increase occurred in the concentrations of N, K, Na, Ca, Mg, Mn, Cd, Pb and Fe with the application of the RSU percolate doses; concerning to heavy metals, the copper showed high concentrations in all RSU-percolate application rates, although the very close values shown by the control. In all cuts, positive effect of the RSU percolate doses occurred in P; although, in the case of the MS productivity, this effect occurred just in cuts 3, 4 and 5. The application rates below $750\text{kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ DBO of the RSU percolate provided no problems to the development of the tifton-85 grass, during the period under study, therefore they can be used. However, the monitoring of the chemical characteristics of both soil and underground waters is advisable, when evaluating the risks of environmental contamination.

1. INTRODUÇÃO

O crescente aumento da população é responsável pela intensa geração de resíduos, pois, cada pessoa produz 0,8 a 3,0 kg de resíduos diariamente, o que representa, no Brasil, cerca de 2,8 mil toneladas de lixo por dia.

Os constituintes dos resíduos sólidos urbanos (RSU), comumente denominado de “lixo”, são papéis, restos de alimentos, plásticos, metais, borrachas, líquidos residuais de embalagens de pesticidas e outros produtos químicos, latas de tinta, baterias, agentes de limpeza, óleos, graxas, dentre outros.

A problemática do RSU no meio urbano abrange aspectos relacionados à sua origem e forma de produção, destacando-se os riscos de comprometimento ambiental, principalmente a poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos, quando dispostos inadequadamente. O não tratamento dessa massa pode contribuir, significativamente, para a degradação da biosfera, em detrimento da qualidade de vida no Planeta (LIMA, 1995).

A disposição de RSU em aterros sanitários é a forma de gerenciamento predominante (SLACK et al., 2005), embora ainda possa ocasionar graves impactos ambientais (LIN e CHANG, 2000), decorrentes do não tratamento ou de tratamento inadequado do percolato neles gerados.

Percolato é todo líquido que passa através de um meio poroso. No caso de aterros sanitários, é a mistura constituída de chorume e água de infiltração (MARNIE et al., 2005), que é dependente do índice pluviométrico local, do

escoamento superficial, da possível intrusão de águas subterrâneas nas células e do volume de resíduos orgânicos presentes no aterro.

O percolado proveniente de aterros sanitários apresenta alta variabilidade composicional, destacando-se que nutrientes importantes para agricultura, como o nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica podem ser nele encontrados, atribuindo a esse percolado elevado potencial de aproveitamento agrícola.

No Brasil, quando o tratamento do percolado é realizado “*in situ*” frequentemente utilizam-se lagoas de estabilização, cuja constituição requer áreas muito grandes, muitas vezes pouco disponíveis em grandes centros urbanos. Além disso, a eficiência relativamente baixa do sistema convencional de tratamento (lagoas anaeróbia seguida de facultativas) tem levado técnicos e pesquisadores a procurarem alternativas técnicas, que possibilitem o tratamento/disposição final com menor custo econômico e ambiental (CARVALHO, 2005).

Segundo a CETESB (1995), um método tecnicamente viável para o condicionamento de percolado é a adoção de um sistema, que permita sua recirculação no próprio aterro sanitário. A recirculação do percolado no interior do aterro sanitário, realizada de maneira que ele possa percolar através da massa de sólidos disposta em camadas, é uma técnica atual e bastante inovadora no tratamento de líquido poluidor (IPT/CEMPRE, 2000).

Carvalho (2005), procedendo à recirculação de percolado em colunas de RSU de diferentes idades, contendo ou não uma camada de 0,30 m de resíduo de construção civil em sua base, concluiu que, quando a recirculação de percolado foi feita em colunas formadas por RSU maduro (3 anos) e velho (13 anos), houve alta capacidade de remoção de DBO, DQO, SSS e nitrogênio total.

A recirculação mostra-se promissora, como método de tratamento do percolado, somente se a aplicação for feita em células de RSU com idade superior a 3 anos. Em aterros sanitários recém-instalados, torna-se necessária a disponibilidade de áreas de “sacrifício” para receber o percolado até que o aterro disponha de células contendo RSU maduros.

O uso de águas residuárias de diferentes origens na fertirrigação de culturas agrícolas não constitui novidade e vem sendo, mundialmente, aceito há

décadas. De acordo com Angelakis et al. (1999) e Asano e Levine (1996), há indicações de que águas residuárias já eram utilizadas em fertirrigação, na Grécia antiga e na civilização Chinesa (3.000 AC a 1.000 DC). A aplicação de águas residuárias no solo, como tecnologia de tratamento das mesmas, teve, no hemisfério ocidental, notável avanço nas décadas de 50 e 60 do século XX, quando o interesse pela qualidade dos efluentes tratados mereceu grande atenção por parte dos órgãos responsáveis pela preservação ambiental. A disposição no solo tornou-se alternativa efetiva, em relação à prática de descarregar os efluentes diretamente em corpos hídricos superficiais (ASANO, 1998).

Algumas culturas podem ser fertirrigadas, sem maiores riscos, com água de qualidade inferior, sendo que alguns problemas de qualidade podem ser superados com práticas de manejo, agronomicamente, adequadas (BOUWER e IDELOVITCH, 1997). O conhecimento sobre os teores de nutrientes e outros componentes das águas residuárias é, fundamentalmente, importante para que se possa propor formas mais adequadas de disposição das mesmas no solo, incluindo o que se refere à definição das taxas de aplicação. Por outro lado, a cultura a ser fertirrigada com a água residuária deve, também, apresentar certas características desejáveis, como um rápido crescimento, grande massa radicular, além de grande capacidade de absorção de nutrientes. Segundo Matos (2007), o cultivo de espécies persistentes, perenes e produtivas durante todo o ano e que sirvam como fonte de alimento animal, uso agroindustrial ou “adubação verde” é desejável. Capineiras, cujo sistema radicular seja bastante abundante e profundo, podem ser muito úteis também sob o ponto de vista ambiental, por serem capazes de retirar grande quantidade de macro e micronutrientes do solo, diminuindo sua lixiviação para as águas subterrâneas e o carreamento via escoamento superficial.

O fato de o percolado de RSU constituir rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais faz com que possa ser visto não apenas como líquido com alta carga poluidora, mas também com potencial fertilizante para o solo, quando aplicado em doses adequadas. Assim, as técnicas de tratamento visando o aproveitamento deste recurso devem ganhar impulso, principalmente aquelas que possibilitam o aumento na produção de biomassa vegetal, a ser utilizada diretamente na alimentação humana ou animal.

Apesar do percolado de RSU possuir potencialidade de uso na agricultura, existe pouca informação referente a seus efeitos no sistema solo-planta. Portanto, torna-se evidente a importância de estudos concernentes aos efeitos, decorrentes da disposição do percolado de RSU, no ambiente, nas plantas e no solo, na tentativa de viabilizar tecnologias alternativas para seu tratamento/disposição final.

Com base no exposto, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o efeito da aplicação de diferentes taxas de percolado de resíduo sólido urbano nas características químicas do solo e na produtividade e composição mineral do capim-Tifton 85 (*Cynodon* spp).

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Resíduo sólido

Denomina-se “resíduo sólido” todo e qualquer material considerado inútil, supérfluo e, ou sem valor, gerado pela atividade humana, podendo se apresentar nos estados sólido, semi-sólido, ou semi-líquido (IPT, 2000).

Existem várias maneiras de classificar um resíduo sólido, sendo mais comuns aquelas associadas aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente e quanto à sua natureza ou origem. Segundo a NBR 10.004 da ABNT (ABNT, 2004), a classificação pode ser sumarizada, conforme

- sua origem: domiciliar, comercial, público, serviços de saúde e hospitalar; portos aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários, indústrias, agrícola, entulho, nuclear;

- sua natureza física: seco e molhado;

- sua composição química: matéria orgânica e inorgânica;

- riscos potenciais ao meio ambiente: perigosos, não inertes e inertes, conforme apresentado a seguir.

- Classe I ou perigosos - são aqueles que, em função de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos à saúde pública, em razão do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou ainda, por provocarem efeitos

adversos ao meio ambiente, quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.

- Classe II-A ou Não-Inertes - são os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretarem riscos à saúde ou ao meio ambiente, não se enquadrando nas classificações de resíduos Classe I – Perigosos – ou Classe II-B – Inertes.

- Classe II-B ou Inertes - são aqueles que, devido suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde nem ao meio ambiente e que, quando amostrados de forma representativa, segundo a norma NBR 10.007 da ABNT (ABNT, 2004) e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou desionizada, a temperatura ambiente, conforme teste de solubilização descrito na norma NBR 10.006 da ABNT, (ABNT, 2004), não apresentarem nenhum de seus constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se os padrões de aspecto, cor, turbidez e sabor.

Dentre os resíduos sólidos gerados por atividades antrópicas está o lixo doméstico, denominado neste trabalho de resíduo sólido urbano (RSU).

Não é possível calcular, precisamente, a quantidade de RSU gerada nos municípios, mas estimativas podem ser feitas. No Quadro 1, são apresentados dados relativos à geração diária e *per capita* de RSU no Brasil, classificados segundo a população municipal.

Quadro 1 – Geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil, no ano 2000

Classificação	População	kg hab ⁻¹ d ⁻¹	t d ⁻¹	% gerado
Cidades de até 100 mil hab.	84.433.133	0,4	33.773	39
Cidades de 100 – 200 mil hab.	16.615.355	0,5	8.308	10
Cidades de 200 – 500 mil hab.	22.040.778	0,6	13.224	15
Cidades com mais de 500 mil hab.	45.777.000	0,7	32.044	37
Total	169.544.443	-	87.394	100

Fonte: IBGE, 2002.

Em 2002, a PNSB (Pesquisa Nacional de Saneamento Básico) estimou que, no país, cerca de 87.000 toneladas de RSU eram gerados, diariamente.

De acordo com a mesma pesquisa, os RSU coletados têm a seguinte destinação: 47% aterros sanitários; 23,3% aterros controlados; 30,5% lixões; 0,4% compostagem; e 0,1% triagem. Sabe-se que cerca de 20% da população brasileira ainda não dispõe de serviços regulares de coleta (IBGE, 2002).

Além dos problemas sanitários com a proliferação de vetores de doenças, geração de maus odores e, principalmente, a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas com o percolado, que é gerado nas células de RSU, os lixões também constituem sério problema social, pois acabam atraindo os "catadores", indivíduos que fazem da catação do lixo um meio de sobrevivência, muitas vezes permanecendo na área do aterro, em abrigos e casebres, criando famílias e até mesmo formando comunidades (IPT, 2000).

Aterro controlado é uma forma menos prejudicial que os lixões, pelo fato de os RSU serem dispostos no solo e posteriormente recobertos com terra, o que acaba por reduzir a poluição no local. Entretanto, trata-se de solução primária para a resolução do problema do descarte dos RSU, não sendo priorizada, por não ser a técnica mais adequada para evitar danos ambientais.

Outros processos de destinação final do RSU são usinas de reciclagem, de compostagem e de incineração, que constituem processos de tratamento ou beneficiamento, embora seja aplicada apenas a parte do RSU. Atualmente, consorciados ou não com usinas de triagens e compostagem, os aterros sanitários têm sido considerados como técnica mais adequada de gerenciamento/disposição de RSU.

2.2. Aterro sanitário

Com o crescimento das cidades, o desafio da limpeza urbana não consiste apenas em remover o RSU de logradouros e edificações, mas, principalmente, dar um destino final adequado aos resíduos coletados.

Dentre as alternativas tecnológicas para disposição de RSU, o aterro sanitário ainda é a técnica mais utilizada no mundo (ZACARIAS-FARAH e GEYER-ALLELY, 2003). Sua construção baseia-se na criação de uma estrutura impermeabilizada, seguindo-se os critérios de engenharia e normas de operação, cujo objetivo é impedir que elementos tóxicos produzidos na decomposição do RSU entrem em contato com a água e o solo, poluindo o ambiente (SILVA, 2002).

Os aterros sanitários de RSU são obras de engenharia que requerem cuidados especiais, visando à minimização dos impactos ambientais, provocados por sua implantação e operação. Se os procedimentos preventivos não forem corretamente executados, os aterros tornam-se grandes fontes potenciais de contaminação do ar, solo e águas subterrâneas (LANGE et al., 2005).

A técnica de aterramento dos resíduos consiste na disposição do RSU em camadas, que são diariamente cobertas com terra ou outra matéria inerte (entulho), formando células, conforme esquematizado na Figura 1.

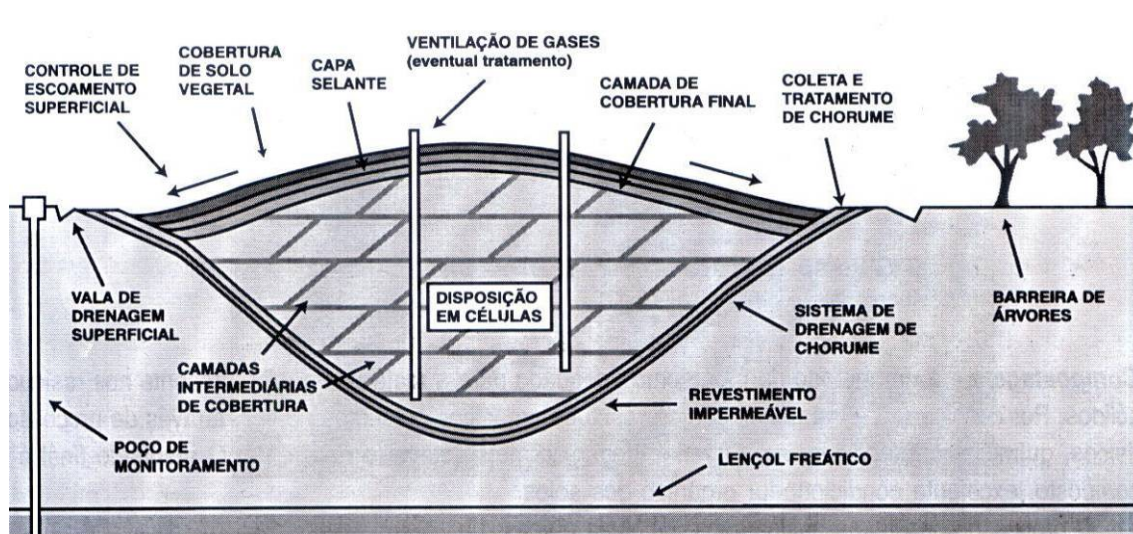


Figura 1 - Corte esquemático de um aterro sanitário.

2.2.1. Localização e critérios de projeto

Os problemas associados a aterros sanitários incluem a possibilidade de poluição das águas superficiais e subterrâneas pelo percolado, além da migração

de gases que, dependendo das circunstâncias, podem acarretar sérios problemas (LIMA, 1988).

Antes de projetar o aterro, devem ser feitos estudos geológicos e topográficos, a fim de selecionar a área a ser destinada à instalação, sendo escolhida a que venha comprometer, ao mínimo, o meio ambiente. É feita impermeabilização do solo, por meio de combinação de argila e lona plástica, para evitar infiltração dos líquidos percolados no solo. Em um projeto de aterro sanitário, deve ser contemplada, necessariamente, a instalação de rede de drenagem para o percolado e para os gases gerados nas células de RSU. Os gases liberados durante a decomposição do material orgânico são captados, podendo ser queimados por meio de sistema de purificação de ar ou, ainda, utilizados como fonte de energia (aterros energéticos). Após, coletado o percolado deve ser tratado para que possa ser lançado em corpo hídrico receptor (SLACK et al., 2005).

Do ponto de vista técnico, segundo Lima (1995), os fatores limitantes deste método são basicamente três: disponibilidade de áreas apropriadas e próximas aos centros urbanos, para uso como aterro; disponibilidade de material de cobertura diária do RSU; e condições climáticas favoráveis para sua operação durante todos os dias do ano.

Segundo a Norma Técnica NBR 8419 (ABNT, 2004), o aterro sanitário não deve ser construído em áreas sujeitas à inundação. Entre a superfície inferior do aterro e o mais alto nível do lençol freático, deve haver uma camada de espessura mínima de 1,5 m de solo insaturado. O nível do solo deve ser medido, durante a época de maior precipitação pluviométrica na região. O solo deve ser de baixa permeabilidade (argiloso). O aterro deve ser localizado à distância mínima de 200 metros de qualquer curso de água. Deve ser de fácil acesso. A arborização deve ser adequada nas redondezas, para evitar erosões, espalhamento da poeira e retenção dos odores.

No local, devem ser construídos poços de monitoramento, para verificar a ocorrência de vazamentos e contaminação do lençol freático; no mínimo, quatro poços devem ser construídos, sendo um a montante e três a jusante, no sentido do fluxo subterrâneo.

2.2.2. Degradação do material orgânico

Existem três fases principais de biodegradação da matéria orgânica presente nos RSU: a aeróbia, a acidogênica/acetogênica e a metanogênica.

Na primeira fase, a degradação aeróbia consome, rapidamente, o oxigênio presente e dura, tipicamente, menos de um mês (PACHECO, 2004). No entanto, se a espessura de RSU for menor que três metros, esta fase pode se estender por maior período de tempo. Nesta fase, ocorre a produção de gás carbônico, devido à decomposição aeróbia da matéria orgânica. Essa produção ocorre em pequena quantidade, devido à rápida depleção do O_2 .

Na segunda fase, as bactérias fermentativas hidrolisam a matéria orgânica ainda presente, sendo os produtos da hidrólise transformados em compostos solúveis, como os ácidos orgânicos voláteis (AOV) e a amônia (NH_3). Em seguida, as bactérias acetogênicas convertem outros AOVs em ácido acético. Esta fase pode durar vários anos. O percolado produzido nesta fase apresenta elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), além de ser ácido (pH entre 5 e 6). A relação entre a DBO_5 e a demanda química de oxigênio (DQO) é alta, o que indica elevada proporção de matéria orgânica solúvel rapidamente biodegradável. O percolado pode, também, conter elevadas concentrações de metais (ferro, manganês, zinco, cálcio, magnésio), os quais podem estar solúveis sob condições ácidas do percolado. Nesta fase, ainda há pequena produção de biogás, composto principalmente de CO_2 , metano (CH_4) e hidrogênio (H_2) (PACHECO, 2004; CHRISTENSEN et al., 2001). A fase dura cerca de cinco anos, apresentando pH entre 5,0 e 6,0 e compostos inorgânicos em grande quantidade (PACHECO, 2004).

Na terceira e última fase, as arqueias metanogênicas começam a se estabelecer, convertendo ácido acético (arqueias metanogênicas acetoclásticas) ou CO_2 e H_2 (arqueias metanogênicas hidrogenotróficas) em CH_4 . Nesta fase, o biogás é composto principalmente de CH_4 e CO_2 e o chorume produzido apresenta baixa DBO_5 , baixa razão DBO_5/DQO e pH próximo à neutralidade (PACHECO, 2004; CHRISTENSEN et al., 2001).

Nesta fase, os compostos produzidos na segunda fase começam a ser fonte de nutrientes para os novos microrganismos (arqueias metanogênicas) presentes no meio. Os compostos, que restam após a ação das metanogênicas, são altamente recalcitrantes e apresentam grande quantidade de nitrogênio e sulfetos. Esta fase apresenta pH acima de 7,0, ocorrendo a precipitação de cátions inorgânicos, principalmente de metais pesados (PACHECO, 2004).

Quando projetado e executado segundo os critérios de engenharia e normas operacionais específicas, o aterro sanitário apresenta as seguintes vantagens em relação aos outros métodos de tratamento/disposição final de RSU: custo operacional relativamente baixo; disposição do RSU de forma mais controlada; capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos; limitação da procriação de vetores prejudiciais ao homem; condições especiais para decomposição biológica da matéria orgânica presente no RSU; possibilidade de recuperação de áreas degradadas e de baixo valor comercial para fins de lazer e recreação; não requer pessoal operacional altamente qualificado; aceitação de todo tipo de RSU, exceto os resíduos classificados como perigosos; possibilidade de coleta e aproveitamento do gás combustível produzido (LIMA, 1988).

2.3. Percolado de resíduo sólido urbano

Chorume é um líquido, que tem como características a cor escura, o odor nauseante e ser extremamente tóxico e com elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio). Este líquido é produzido na decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos (BERTAZZOLI e PELEGRINI, 2002), sendo responsável pela mobilização de uma mistura complexa de constituintes orgânicos e inorgânicos (MARNIE et al., 2005).

Denomina-se percolado o líquido formado pela mistura de chorume e águas pluviais infiltradas nas células de acondicionamento do RSU.

O percolado pode ser considerado como um efluente complexo, que pode conter compostos orgânicos (ácidos orgânicos, substâncias húmicas, solventes, alcoóis, fenóis, compostos aromáticos, pesticidas e outros), metais pesados

potencialmente tóxicos (Cd, Zn, Cu, Pb) e muitos outros íons (NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Cl^- , S^{2-} , HCO_3^- etc.) (MARNIE et al., 2005). A composição física e química do percolado varia, em função do tipo de solo utilizado como cobertura dos resíduos, do tipo de RSU depositado, das condições climáticas locais, das condições geológicas e da idade do aterro (BERTAZZOLI e PELEGRINI, 2002; JEONG-HOON et al., 2001; CARVALHO, 2005; PENG et al., 2007).

Percolados de aterros antigos são caracterizados por possuírem grande quantidade de moléculas orgânicas persistentes, altos índices de amônia e alcalinidade e baixas biodegradabilidade e concentração de DBO (WANG, 2002; PIVATO e GASPARI, 2006).

A decomposição do RSU em aterros sanitários demora cerca de 15 anos até à estabilização final, embora o aterro continue produzindo percolado durante aproximadamente 50 anos, mesmo após sua desativação (CAMPOS et al., 2002).

Ao chegar ao aterro, o RSU passa por processo de decomposição hidrolítica, o que confere um caráter ácido ao percolado. Com o passar do tempo, há aumento na concentração de arqueias metanogênicas, o que leva à produção de um percolado com características básicas, contendo espécies muito mais recalcitrantes do que as produzidas em fases preliminares de decomposição. Em geral, considera-se que o principal problema ambiental, associado a este tipo de percolado, refere-se aos compostos orgânicos xenobióticos, grande parte dos quais apresenta toxicidade elevada (CHRISTENSEN et al., 2001; LIN e CHANG, 2000).

Uma composição típica de percolado de RSU, no Brasil, é apresentada no Quadro 2. Observa-se que a variação na qualidade do percolado é muito grande ao longo do ano, e depende, fundamentalmente, das chuvas e da posição da frente de disposição de RSU em relação ao tanque de coleta do percolado.

Quadro 2 – Composição do percolado de RSU no Brasil

Variável	Faixa*	Média**	Média***
pH	4,5-9,0	5,6	5,56
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	2500-35000	11000	7700
ST (mg L^{-1})	2000-60000	-	16480
CO (mg L^{-1})	30-29000	-	6665,83
DBO ₅ (mg L^{-1})	20-57000	17139	16034,37
DQO (mg L^{-1})	140-152000	51417	34345,87
Nitrogênio orgânico (mg L^{-1})	14-2500	-	865,45
Fósforo total (mg L^{-1})	0,1-23	-	-
Cloretos (mg L^{-1})	150-4500	-	-
Sulfetos (mg L^{-1})	8-7750	-	-
HCO ₃ ⁻ (mg L^{-1})	610-7320	-	-
Sódio (mg L^{-1})	70-7700	-	-
Potássio (mg L^{-1})	50-3700	-	-
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	50-2200	-	-
Cálcio (mg L^{-1})	10-7200	-	1149,38
Magnésio (mg L^{-1})	30-15000	-	172,2
Ferro (mg L^{-1})	3-5500	-	231,19
Manganês (mg L^{-1})	0,03-1400	-	7,62
Arsênio (mg L^{-1})	0,01-1	-	-
Cádmio (mg L^{-1})	0,0001-0,4	0,462	0,02
Cromo (mg L^{-1})	0,02-1,5	-	0,01
Cobalto (mg L^{-1})	0,005-1,5	-	-
Cobre (mg L^{-1})	0,005-10	14,804	3,06
Chumbo (mg L^{-1})	0,001-5	1,518	-
Mercúrio (mg L^{-1})	0,00005-0,16	-	0,08
Níquel (mg L^{-1})	0,015-13	-	0,02
Zinco (mg L^{-1})	0,03-1000	172,725	1,04

Fonte: * De MORAIS e PERALTA- ZAMORA (2005).

** GUTIERREZ (2006).

*** CARVALHO (2005).

Carvalho et al. (2006) quantificaram a produção de efluentes em colunas de RSU de diferentes idades, contendo ou não uma camada de 0,30 m de resíduo de construção civil (RCC) em sua base, submetidas à recirculação do percolado produzido. Os autores concluíram que o RSU novo, mesmo sendo muito rico em material orgânico degradável, produz pouquíssimo percolado, sob condições de baixa disponibilidade hídrica.

Estudos realizados por Cintra et al. (2002), no aterro controlado de Bauru, evidenciaram que a qualidade do percolado, obtido no poço coletor, apresentou variações significativas ao longo das amostragens, efetuadas durante o período de

seis meses. Para as amostragens de percolado efetuadas durante o período de estudo, a DBO₅ variou de 1.050 a 18.320 mg L⁻¹ e a DQO entre 3.940 a 29.920 mg L⁻¹. Os autores atribuíram a expressiva variação da DBO₅ e DQO aos índices pluviométricos, ocorrentes no período de monitoramento.

A qualidade do percolado nos meses de baixa pluviosidade mantém-se bastante uniforme, o que permite concluir que o mesmo resulta de sua estagnação ao longo dos meses de estiagem, atingindo relações DBO/DQO menores que 0,3, típicas de aterros antigos (ÖMAN e JUNESTEDT, 2007).

No percolado, é possível detectar a presença de diversos metais considerados perigosos aos ecossistemas. A principal fonte de introdução dos metais pesados no percolado é principalmente, a decomposição de embalagens metálicas, pilhas, baterias e outros materiais descartados. A mobilização dos metais em decomposição no RSU para o percolado se processa por meio da formação de íons hidratados e pela complexação com substratos inorgânicos e orgânicos de baixo peso molecular (aminoácidos e açúcares, por exemplo), com polímeros (ácidos fúlvicos e húmicos) e com os colóides de alto peso molecular. Quantidades significativas de metais podem associar-se ao material particulado orgânico ou inorgânico, sendo o percolado importante meio de seu transporte (PASCHOAL e ROCHA, 2002).

Os sinergismos desses compostos podem ocasionar elevadas toxicidades (BERNARD et al., 1997). Um exemplo disso é que percolados de aterros sanitários têm sido suspeitos de causar distúrbios na reprodução de peixes em lagos na Suécia (DAVE e NILSSON, 2005). Segundo Aluko e Sridhar (2005), na Nigéria, o percolado de RSU tem causado doenças em produtores rurais, ocorrendo o desenvolvimento de anomalias, tais como baixo peso em crianças recém-nascidas, incidência de leucemia e outros tipos de câncer nas comunidades locais.

O percolado de RSU é bem mais agressivo que o esgoto doméstico e requer tratamento adequado. O tratamento de percolado é uma medida de proteção ambiental e de manutenção da estabilidade do aterro, bem como uma forma de garantir melhor qualidade de vida para a população local.

2.3.1. Tratamento/disposição final do percolado de aterros sanitários

O tratamento do percolado representa, ainda hoje, grande desafio na elaboração dos projetos de aterros sanitários, uma vez que suas características não são constantes.

Existem algumas formas básicas para gerenciar as águas percoladas de um aterro sanitário, conforme relatado por BATISTA JÚNIOR (2003):

- Descarga direta no corpo receptor - condenável do ponto de vista ambiental e legislação vigente (CONAMA, 2005), pois, proporcionam o lançamento de grande quantidade de poluentes no corpo hídrico receptor.

- Tratamento “ex situ” - transporte e mistura na rede coletora para tratamento conjunto com o esgoto doméstico. No Brasil, alguns aterros sanitários como o Aterro Bandeirantes (São Paulo) e o Aterro Metropolitano (Salvador) utilizam deste método. Como consequência, os custos se elevam, devido ao transporte desses líquidos, bem como transferem a responsabilidade para outros, pois, em geral, as ETEs, não estão preparadas para receber um líquido com tamanha diversidade e altas concentrações de componentes orgânicos e inorgânicos (inclusive metais pesados). Por outro lado, segundo o Laboratório Nacional de Engenharia Civil - L.N.E.C., uma proporção de percolados entre 0,5% e 2,0% em volume ou 10 a 15% em termos de carga orgânica (DBO ou DQO), relativamente ao das águas residuárias urbanas ou industriais, não influencia o rendimento global da estação de tratamento conjunto nem a qualidade do efluente final.

- Tratamento “in situ” - são aquelas formas de gerenciamento, em que os percolados são tratados no próprio aterro sanitário. Basicamente, existem duas formas: a recirculação e o tratamento biológico.

Os processos convencionais, utilizados no tratamento do percolado, baseiam-se em processos físicos, químicos e biológicos. Os primeiros são comumente fundamentados em processos de adsorção e em rotinas de precipitação-floculação, que apresentam elevada eficiência de depuração. Entretanto, as substâncias contaminantes não são degradadas, o que implica, necessariamente, na geração de fases sólidas (lodos) altamente contaminadas

(BAE et al., 1999). Por sua vez, os processos biológicos podem ser aplicados, podendo ser constituídos por etapas de degradação aeróbia, anaeróbia e facultativa (FREIRE et al., 2000). Infelizmente, características como a necessidade de longos tempos de residência (variando de dias a semanas) e baixa eficiência na remoção de compostos recalcitrantes e coloridos (Freire et al., 2000), geram a necessidade de grandes áreas para tratamento, além da eficiência ainda ser motivo de muita desconfiança.

De acordo com vários estudos, a tecnologia de tratamento em lagoas de estabilização são experiências bem sucedidas na remediação do percolado; além disso, são sistemas indicados para as condições brasileiras, devido aos seguintes aspectos: clima favorável (temperatura e insolação elevadas), operação simples e necessidade de pouco ou nenhum equipamento (ROBINSON e BARR, 1999; SERAFIM et al., 2003).

O tratamento biológico do percolado em lagoas de estabilização se caracteriza pela simplicidade e baixo custo, sendo a estabilização da matéria orgânica realizada pela ação bacteriana (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia).

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou, internacionalmente, denominados “wetlands” têm sido utilizados para tratamento biológico de percolado, utilizando-se plantas aquáticas (flutuantes ou emergentes), solos e a associação de microrganismos para remoção de contaminantes de diversos tipos de águas residuárias. Segundo Maehlum (1995), um sistema biológico de tratamento do percolado de RSU composto por uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa aeróbia e, posteriormente, de um SAC possibilitou importantes reduções nas concentrações (70-95%) de nitrogênio, fósforo, ferro e organismos patogênicos no percolado. Na Nigéria, estudos utilizando SACs têm demonstrado sustentabilidade, baixo custo e alta redução de algumas variáveis analíticas importantes: sólidos suspensos (81%), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (86%) e nitrogênio amoniacal (98%) (ALUKO e SRIDHAR, 2005). Outros estudos relataram também que, utilizando-se SACs, o percolado apresentou considerável redução de metais, nível da toxicidade aguda, fósforo total e

nitrogênio amoniacal (BLOOR e BANKS, 2005; FRASER et al., 2004; SOGUT et al., 2005).

Outro processo de tratamento para percolados é o eletrolítico, caracterizado por ser tecnologia em crescente utilização no campo ambiental, que tem se mostrado capaz de remediar diversos tipos de efluentes com diferentes origens, devido às características favoráveis à oxidação de compostos orgânicos (Moraes e Bertazzoli, 2002), aliada ao fato de a fotocatalise heterogênea se mostrar muito eficiente na remoção de cor e odor (PELEGRINI, 2001). O tratamento eletrolítico pode sanar certas dificuldades do tratamento biológico, na medida em que oferece versatilidade quanto ao volume e variabilidade do efluente a ser tratado, relativa facilidade de automação, diminuição do tempo de tratamento (para a ordem de horas) e menores áreas de instalação, podendo ser economicamente vantajoso (RAJESHWAR et al., 1994). O tratamento pode funcionar como método alternativo e, ou complementar, em relação aos tratamentos tradicionais. Os processos eletroquímicos têm a vantagem de ser ambientalmente compatíveis, na medida em que o reagente principal é o elétron, além da possibilidade da não-geração de subprodutos.

De acordo com a CETESB (1995), um método tecnicamente viável para condicionamento de percolado é a adoção de um sistema, que permita sua recirculação no próprio aterro sanitário. Segundo o IPT/CEMPRE (2000), a recirculação do percolado para o interior do aterro sanitário, de maneira que ele possa percolar através da massa de sólidos disposta em camadas, é técnica atual e bastante inovadora no tratamento deste líquido poluidor.

Carvalho et al. (2006) trabalharam com a produção de efluentes em colunas de RSU de diferentes idades, contendo ou não uma camada de 0,30 m de resíduo de construção civil (RCC) em sua base, submetidas à recirculação do percolado produzido. As colunas foram formadas por RSU novo (RSU recém coletado) sem RCC (CNSE); RSU maduro (RSU aterrado por 3 anos) sem RCC (CMSE); RSU velho (RSU aterrado por 13 anos) sem RCC (CVSE); RSU novo com RCC (CNCE); RSU maduro com RCC (CMCE); e RSU velho com RCC (CVCE). O tratamento foi estabelecido da seguinte forma: as colunas CNSE e CNCE não receberam percolado, servindo somente como produtores, para

recirculação do líquido nas colunas CVSE e CVCE. Por sua vez, as colunas CMSE e CMCE receberam, por recirculação, o próprio efluente. A produção de percolado nas colunas com camada de RCC foi menor que aquela obtida nas colunas que não a continha. As colunas preenchidas com RSU velho (CVSE e CVCE), mesmo recebendo percolado por recirculação, foram as que produziram as menores lâminas de percolado, sendo essa produção menos dependente da precipitação de chuva do que a quantificada em colunas constituídas por RSU novo e maduro. A recirculação de percolado nas colunas formadas por RSU maduro e velho apresentou grande capacidade na remoção de DBO_5 , DQO e SS. A eficiência do processo de recirculação na remoção de DBO_5 do percolado nas colunas de RSU velho que receberam o percolado do RSU novo foi, em média, de 94% (RSU velho sem entulho) e 99,4% (RSU velho com entulho) e não houve acidificação do material contido nas colunas.

A recirculação do percolado de RSU em células de aterro sanitário, como pós-tratamento, tem se apresentado como uma metodologia capaz de proporcionar importante redução nos poluentes contidos no percolado. Esta prática melhora a biodegradação da matéria orgânica presente no RSU, pela introdução de oxigênio dissolvido no meio, possibilitando que as atividades aeróbias ocorram por maior período de tempo; reduz a vazão a ser tratada, garantindo, assim, a manutenção de um conteúdo de água adequado no interior das células, de forma que não seja inibido o processo de decomposição dos resíduos, e poder comprometer a estabilidade geotécnica do depósito (CHAN et al., 2002; SAN e ONAY, 2001). No entanto, a recirculação do percolado deve ser feita de forma cuidadosa. Se quantidades de percolado acima das recomendáveis forem recirculadas, problemas relacionados à saturação do meio poderão ocorrer (SAN e ONAY, 2001).

Pohland (1979), citado por Lima (1988), simulando células de aterro, preenchidas com RSU triturado e monitorada durante 3 anos, concluiu que a recirculação de percolado cru é um mecanismo importante para proporcionar aceleração do processo de degradação de resíduos, em particular na fase da metanogênese. Por sua vez, Lima (1988) observou que a recirculação direta de percolado cru causou inibição no processo de degradação, havendo acúmulo de

ácido, provocado pelo desbalanceamento entre as suas taxas de produção e consumo pelos grupos bacterianos.

Lima (2000) citou que, em diversas experiências realizadas em municípios brasileiros, de médio a grande porte, buscou-se a remediação de áreas contaminadas, ou a aceleração dos processos de degradação dos resíduos, por meio da recirculação de percolado. O autor afirmou que, sem inoculação prévia dos microrganismos especialmente selecionados, a experiência não se mostrou benéfica ao processo de biodigestão dos resíduos aterrados no lixão de Santa Bárbara, em Campinas-SP. Neste caso, foi feita a recirculação de percolado tratado em lagoas de estabilização, o que resultou na inibição do processo e na liberação de fortes odores. No entanto, acredita-se que houve aplicação de taxas muito altas de percolado nas células de RSU.

Leuschner (1991) recirculando percolado em seis lisímetros de aproximadamente 190 litros, observou que, no lisímetro no qual não se adicionou solução tampão ao percolado, não houve produção de metano. Segundo o autor, isto ocorreu por que o pH do percolado recirculado permaneceu sempre abaixo de 6, característica de RSU novo. Também concluiu que, em geral, houve aumento na produção de metano, quando foi utilizada a recirculação do percolado com a adição da solução tampão, nutriente e inóculo microbiano. Por fim, ressaltou que a prática de recirculação de percolado cru produz um digestor acidificado (azedo), que não se recupera.

Gutierrez (2006) avaliou a capacidade do RSU estabilizado, com cerca de 20 anos de idade, em remover metais pesados presentes no percolado produzido por RSU novo, além de avaliar a influência da presença da camada de resíduo de construção civil (RCC) na concentração de poluentes no efluente das colunas preenchidas com RSU velho. O sistema de tratamento, tal como proposto, com a recirculação de percolado de RSU novo em colunas de RSU velho, mostrou-se eficiente na remoção de poluentes, encontrando-se o efluente das colunas em conformidade com as exigências de órgãos ambientais. Ainda que não tenha proporcionado efeito positivo na remoção de metais pesados, o que possivelmente esteja relacionado à granulometria pouco reativa do material, a

camada de RCC mostrou-se importante para a melhoria geral da qualidade do percolado recirculado em colunas de RSU.

Outro método de tratamento do percolado seria a disposição no solo, aproveitando-o como filtro natural constituído por plantas e microrganismos, juntamente com suas propriedades de absorção química e física, para promover a remoção dos sólidos, da carga orgânica, dos nutrientes e dos microrganismos patogênicos das águas residuárias (HUBBARD et al., 1999).

2.4. Disposição final de águas residuárias no solo

A disposição de água residuária no solo é outra possibilidade para o tratamento dos resíduos prejudiciais ao meio ambiente (van der HOEK et al., 2002). A técnica torna-se ambientalmente adequada caso não haja disponibilização de quantidades de nutrientes superiores à capacidade de absorção pelas culturas e, ou retenção pelo solo (PERDOMO et al., 1999; MATOS, 2007). Ayers e Westcot (1999) relataram que a limitação principal do uso de águas residuárias na agricultura é sua composição química (total de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio) e a tolerância das culturas a este tipo de efluente.

Estudos conduzidos em Marrocos demonstraram que o aproveitamento de efluentes na agricultura pode ser limitado, em função da transmissão de microrganismos patogênicos para seres humanos, principalmente crianças entre 2 e 8 anos (AMAHMID e BOUHOUM, 2005). Entretanto, é óbvio que esse risco existe, somente quando as medidas sanitárias necessárias não são tomadas. O impedimento ao livre acesso à área de aplicação é o principal deles.

Se a prática da fertirrigação com efluente não for adequadamente manejada, poderá resultar na recarga de águas subsuperficiais, acompanhada por sais e nitratos, na acumulação de outros elementos químicos como o sódio e o fósforo no solo, além de um associado aumento do risco de escoamento superficial destes elementos para os cursos d'água (SANTOS, 2004).

O grande diferencial da técnica de aplicação localizada de águas residuárias como fertirrigação e não como irrigação é que o referencial, para definição das taxas de aplicação, não é obtido por meio de cálculos baseados na evapotranspiração da cultura, sendo essas taxas definidas em função da capacidade do solo e das culturas em assimilar o resíduo aplicado. O uso de águas residuárias para satisfação das necessidades hídricas da cultura leva a um acúmulo de sais de tal magnitude no solo que, inexoravelmente, irão comprometer não só a produtividade das culturas, mas também, a qualidade do solo e das águas subterrâneas (MATOS, 2007). A taxa de aplicação de água residuária na fertirrigação é determinada com base em uma ou mais variáveis constituintes do efluente. A concentração de nitrogênio e de metais e a salinidade do solo são os referenciais mais utilizados.

Segundo Kalavrouziotis et al. (2005), a utilização de esgoto doméstico tratado por sistemas biológicos na agricultura requer o desenvolvimento de um planejamento, em que devem ser consideradas todas as variáveis relativas à operação do sistema de tratamento, características da área, clima, características qualitativas do efluente, em termos de comportamento físico, químico e biológico, assim como as características do cultivo em questão. Estas são variáveis importantes para segurança no aproveitamento de efluentes.

De acordo com Kouraa et al. (2002), ao contrário do que se tem observado em solos, após vários anos sob fertirrigação com efluente de esgoto tratado, a fertirrigação aplicada durante curto período de tempo (meses) não altera as características físicas e químicas do solo. Do mesmo modo, a contaminação bacteriológica do solo não é significativa, após um curto período de fertirrigação com efluente.

Garcia (2003), estudando as alterações químicas e físicas e a mobilidade de íons no solo, decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro, em três classes de solo (Aluvial Eutrófico, Argissolo Vermelho Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo) verificou que o aumento na concentração da água residuária aplicada aos solos resultou em aumentos lineares nos valores do pH, sódio, soma de bases, capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), saturação por bases, bem como decréscimos de natureza quadrática nos

valores da acidez trocável (H+Al), enquanto as concentrações de boro, cálcio e carbono orgânico permaneceram constantes.

Gomes et al. (2004) avaliaram o movimento do nitrato, proveniente de águas residuárias de frigorífico (abate de suínos), em colunas de solo. No experimento, foram utilizados dois tipos de solo, sendo um de textura argilosa e outro de textura arenosa, ambos corrigidos com calcário. As seguintes análises foram realizadas: pH, condutividade elétrica (CE) e concentrações de nitrato. Os resultados mostraram uma elevação na concentração de nitrato acima da condição inicial C_0 , em todos os efluentes percolados nos solos, sendo esses valores mais acentuados na coluna de solo arenoso com calcário. Segundo os autores, a adição de calcário induziu uma predisposição do solo à lixiviação do nitrato e apresentou menor diminuição no valor do pH do lixiviado. O solo arenoso, independentemente da presença ou não de calcário, apresentou maior lixiviação de sais totais e nitrato.

Matos et al. (2000), analisando as características químicas do solo em áreas de disposição de cascas de frutos do cafeeiro, entre um e três anos, encontraram contaminação em até 0,70 m de profundidade com K e NH_4^+ , principalmente. Os resultados indicaram riscos de contaminação ambiental devido à disposição inadequada desses resíduos no solo.

Santos (2005) avaliou o efeito da aplicação de água salina sobre as características químicas de um Argissolo Vermelho Eutrófico. Os valores médios das características, soma de bases, capacidade de troca catiônica efetiva, matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, acidez trocável (H+Al), manganês, condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, porcentagem de sódio trocável (PST) e razão de adsorção de sódio (RAS) aumentaram, mediante a aplicação de água salina ao solo, enquanto os valores de pH, magnésio, zinco, ferro e cobre no solo reduziram mediante a aplicação de água salina.

Queiroz et al. (2004b) utilizaram o método do escoamento superficial para estudar o efeito da aplicação intensiva de água residuária da suinocultura (ARS) nas características químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com quatro espécies forrageiras: quicuío da Amazônia (*Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick), braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf),

coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) e tifton 85 (*Cynodon* spp.). A ARS foi aplicada à taxa média equivalente a $800 \text{ kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$ de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) durante 4 meses. A aplicação da ARS proporcionou acúmulo de P, K, Na e Zn no solo, enquanto as concentrações de Mg e Cu diminuíram e a de Ca se manteve inalterada. Houve aumento na acidez, na soma de bases, na CTC. Devido ao acúmulo de nutrientes, recomenda-se o monitoramento das características químicas do solo, ao longo de seu perfil e das águas subterrâneas para que se avaliem riscos de contaminação ambiental.

Segundo Mikkelsen et al. (1997), a aplicação de águas residuárias no solo, durante períodos longos, pode resultar em acúmulo de nutrientes, excedendo as exigências nutricionais das plantas. Os resultados obtidos por Santos (2004) indicaram aumento nas concentrações de nitrogênio total e sódio no solo, cultivado com cafeeiros e fertirrigado com esgoto sanitário tratado. Quin e Woods (1978) verificaram aumento na concentração de nitrogênio total, em pastagens fertirrigadas, durante mais de 16 anos, com esgoto sanitário tratado. Resultados semelhantes foram obtidos por Latterell et al. (1982), após cinco anos de cultivo de milho fertirrigado com água residuária. Quin e Forsythe (1978) constataram que a aplicação anual de 840 mm de esgoto sanitário tratado, cujas concentrações de nitrogênio total variavam entre 14 e 41 mg L^{-1} , acarretou aumento nas concentrações de nitrato e outros nutrientes, exceto fósforo. Entretanto, esse aumento de nitrato não atingiu concentrações críticas na solução do solo.

Matos et al. (2004), para avaliar a mobilidade do nitrato no solo de rampas vegetadas, utilizaram o método do escoamento superficial de águas residuárias da suinocultura (ARS), águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC) e águas residuárias da bovinocultura confinada (ARB). Nas rampas de tratamento da ARS, foram cultivados com capim-tifton 85, coastcross, quicuío da Amazônia e *Brachiária decumbens*, enquanto nas rampas de tratamento da ARB, cultivou-se o capim-tifton 85 e, nas rampas de tratamento de ARC, a aveia-preta, azevém e milho. A taxa de aplicação de água residuária nas rampas foi de 250, 750 e $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO_5 para ARC, ARS e ARB, respectivamente. Amostras foram retiradas, nas rampas de tratamento e em áreas

próximas, às profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 40-50, 60-70, 90-100 cm. Houve aumento nas concentrações de nitrato, notadamente nas profundidades maiores que 20-30 cm, no perfil dos solos das rampas de tratamento, em comparação com os valores encontrados em perfis de solo-testemunha. Entretanto, diferenças mais marcantes foram encontradas nas concentrações de nitrato, a partir da camada arável dos solos das rampas de tratamento, dependendo da espécie forrageira cultivada e da água residuária aplicada.

2.5. Efeito da aplicação de águas residuárias nas plantas

Algumas culturas podem ser irrigadas com água de qualidade inferior sem maiores riscos e alguns problemas de qualidade podem ser superados com práticas de manejo, agronomicamente, adequadas (BOUWER e IDELOVITCH, 1997).

Existem dezesseis elementos químicos, que são essenciais ao crescimento das plantas. Embora arbitrária, uma linha divisória é traçada entre os nutrientes que são necessários em grandes quantidades (macronutrientes) e aqueles que são necessários em quantidades menores, micronutrientes. Isso não significa que um nutriente seja mais importante que outro, mas apenas que eles são necessários em quantidades e concentrações diferentes. Os macronutrientes são C, H, N, P, K, Ca, Mg, e S e os micronutrientes são Zn, B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo e outros.

A cultura ideal em área receptora de águas residuárias ricas em sais e nutrientes deve ter capacidade para retirar grande quantidade de macro e micronutrientes do solo, diminuindo sua lixiviação para as águas subterrâneas e o carreamento via escoamento superficial, pela aplicação intermitente de águas residuárias e, se possível, ter valor comercial (PEREIRA, 1998). Segundo Matos (2007), o cultivo de uma espécie persistente, perene e produtiva durante todo o ano e que sirva como fonte de alimento aos animais criados na propriedade, é desejável. As forrageiras cujo sistema radicular é abundante e profundo podem ser muito úteis também do ponto de vista ambiental, pois são capazes de retirar

grande quantidade de macro e micronutrientes do solo, diminuindo a lixiviação para as águas subterrâneas e o carreamento via escoamento superficial.

O capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) apresenta algumas dessas características e, recentemente, vem sendo utilizado em estudos de disposição de águas residuárias no solo. Queiroz (2000) avaliando diversas gramíneas forrageiras em rampas de escoamento superficial, no tratamento de águas residuárias de suinocultura, concluiu que o capim-tifton 85 mostrou-se mais adequado ao cultivo nessas condições. O melhor desempenho desse capim foi atribuído à sua alta produtividade e capacidade de absorção de nutrientes, além de rápida recuperação após o corte, boa cobertura do solo e baixa infestação da área de cultivo por plantas invasoras. O autor obteve valores médios de $0,37 \text{ dag kg}^{-1}$ para concentração de P-total nas folhas do capim-tifton 85.

Zanine et al. (2004), utilizando vasos com solo classificado como Planossolo, avaliaram os efeitos da aplicação de nitrogênio e água residuária de bovino no acúmulo de matéria seca (MS) e nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) nas raízes de quatro gramíneas forrageiras. A produção máxima de MS e a concentração de N, P, K e Ca não foram alcançadas com as maiores doses de nitrogênio, fósforo e potássio, mas com as doses de 224,8; 176,3; 217,0; 197,3 e 209,7 kg ha^{-1} de N, no capim-Siuanee; e com as doses 216,7; 224,8; 175,6 e 191,1 kg ha^{-1} de N, no capim Transvala; e com 209,1; 182,0 e 188,6 kg ha^{-1} de N, no capim-tifton 85. Nenhuma relação de dependência foi encontrada entre o nitrogênio aplicado, a produtividade de MS e concentrações acumuladas de N e P no capim-tifton 85, nem com a concentração de N no capim-transvala. Os tratamentos com maior disponibilidade de Mg e produtividade de MS foram os capins Coast-cross, adubado com 300 kg ha^{-1} de N; e o Tifton 85, adubado com 150 kg ha^{-1} de N.

Stefanutti et al. (1999) observaram o comportamento de duas espécies forrageiras, *Brachiaria humidicula* e Tifton 85 (*Cynodon spp.*), usadas como cobertura vegetal em rampas de tratamento de águas residuárias. As rampas de 8 x 23 m e 3,5 x 21 m e com 4% de declividade foram submetidas à aplicação de esgoto doméstico em taxas que variando de 0,2 a 1,0 $\text{m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-1}$, durante doze meses. Nesse período, as gramíneas forrageiras *Brachiaria* e Tifton 85

alcançaram produtividades acumuladas médias de 28.400 e 38.800 kg ha⁻¹, bem como remoções de 544,5 e 1.208 kg ha⁻¹ano⁻¹ de N e de 56,5 e 97,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, respectivamente. Esses autores concluíram que o capim-tifton 85 mostrou-se mais eficiente na produção de matéria seca e na remoção de N e P, além de apresentar dominância total de espécies invasoras; maior número de cortes; melhor desenvolvimento em condição de elevada taxa de aplicação de matéria orgânica; fechamento homogêneo e mais denso; boa adaptação a solos submetidos a constante alta umidade e recuperação mais rápida logo após o corte.

Abrahão (2006), avaliando a eficiência de sistemas alagados construídos (SACs) na depuração de águas residuárias de indústrias de laticínios (ARL), utilizou capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) e capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) e cinco taxas de carga orgânica média aplicada por unidade de área (TCOs) de 66, 130, 190, 320 e 570 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO. Segundo o autor, a produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 aumentou, com o acréscimo na taxa de carga orgânica aplicada nesses SACs, até à dose de 469 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO, quando constatou-se máxima produção de matéria seca. Entretanto, a produtividade de matéria seca do capim-elefante não foi influenciada pela aplicação de DBO, registrando-se valor médio de 7,65 t ha⁻¹ de matéria seca. Nas folhas do capim-tifton 85, a concentração de N-total variou de 2,90 a 4,00 dag kg⁻¹ e no capim-elefante de 2,54 a 2,81 dag kg⁻¹, indicando tendência do capim-tifton 85 em absorver mais nitrogênio da ARL do que o capim-elefante. Verificou-se aumento tanto na concentração quanto na remoção de P-total com o aumento das TCOs, aplicadas no capim-tifton 85. Para a menor TCO aplicada, obteve-se concentração de P-total igual a 0,32 dag kg⁻¹ e remoção de P-total de 15 kg ha⁻¹. No capim-elefante, que recebeu a maior TCO aplicada, foi obtida uma concentração de 0,41 dag kg⁻¹ e remoção de 37 kg ha⁻¹ de P-total. Nos tratamentos que receberam menores TCOs, a concentração de fósforo no capim-elefante foi superior à encontrada no capim-tifton 85, enquanto nos tratamentos que receberam maiores TCOs observou-se tendência de equalização nas concentrações de fósforo nos dois capins.

Freitas (2006), trabalhando com água residuária de suinocultura em sistemas alagados construídos (SACs), avaliou a eficiência na remoção de

poluentes e capacidade de três espécies vegetais em extrair nutrientes. Avaliaram-se a taboa (*Typha latifolia* L), a *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. e o capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.). Todas as plantas apresentaram bom desempenho em termos de produtividade e extração de nutrientes, com valores de produtividade de matéria seca em torno de 22; 26 e 28 t ha⁻¹ para a taboa, *Alternanthera* e capim-tifton 85, respectivamente. Da carga afluyente aplicada, as plantas removeram 5 a 10% do N-total, 2 a 5% do P-total, 11 a 25% do K e 0,6 a 5% do Zn, com destaque para a *Alternanthera*, que apresentou maior capacidade extratora.

Silva Filho et al. (2005), verificando a possibilidade de emprego de percolado de RSU como fonte de nutriente, no cultivo de planta com potencial para recuperação da cobertura vegetal de áreas degradadas, realizaram estudo em casa de vegetação, utilizando quatro espécies: *Arachis repens* Handro (amendoim forrageiro), *Paspalum notatum* Flugge (grama-batatais), *Pennisetum setaceum* (Fors)(capim-Texas) e *Wild zoysia* (grama-esmeralda), aplicando cinco doses (0, 100, 200, 300 e 400 mL L⁻¹) de diluição do percolado em água. Foram utilizados recipientes de plástico com capacidade para 3,6 L, preenchidos com areia de granulometria fina. Foram aplicadas fertirrigações diárias e semanais. No que se refere ao amendoim forrageiro, observou-se que a aplicação do percolado a 10% de diluição proporcionou resultado semelhante ao obtido para a testemunha. Em relação a grama-batatais e ao capim-texas, todos os tratamentos que receberam aplicação de percolados RSU diferiram, significativamente, da testemunha, sendo que o desenvolvimento das plantas foi negativamente afetado. Na grama-esmeralda, observou-se decréscimo no desenvolvimento da planta, com a aplicação do percolado RSU, embora seu desempenho tenha sido superior ao obtido pelo capim-texas e inferior ao obtido pela grama-batatais. Os autores concluíram ser necessária a definição da dose ideal para cada espécie, para que elas possam ser receptoras de percolado por fertirrigação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área experimental

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG (Figura 2).

O município de Viçosa possui as coordenadas geográficas 20° 45' de latitude sul e 42° 51' de longitude oeste e altitude de 650 m.



Figura 2 - Vista geral da área experimental.

Para o desenvolvimento desta pesquisa, um reservatório de 5.000 L foi preenchido com resíduo sólido urbano (RSU) novo, visando à produção de percolado para aplicação no capim-tifton 85. A parte superior do reservatório possui diâmetro interno de 2,73 m e a profundidade é de 1,92 m. Acima da camada de RSU, foi colocada uma camada de 0,10 m de brita n° 1, sobreposta por uma camada de 0,25 m de areia grossa, para possibilitar uma melhor distribuição de água de chuva precipitada sobre o reservatório aberto. O percolado produzido nesse reservatório era conduzido para um reservatório de 500 L, sendo então bombeado para outro reservatório de igual volume, onde era feita a aplicação do percolado nas parcelas experimentais, conforme apresentado na Figura 3.

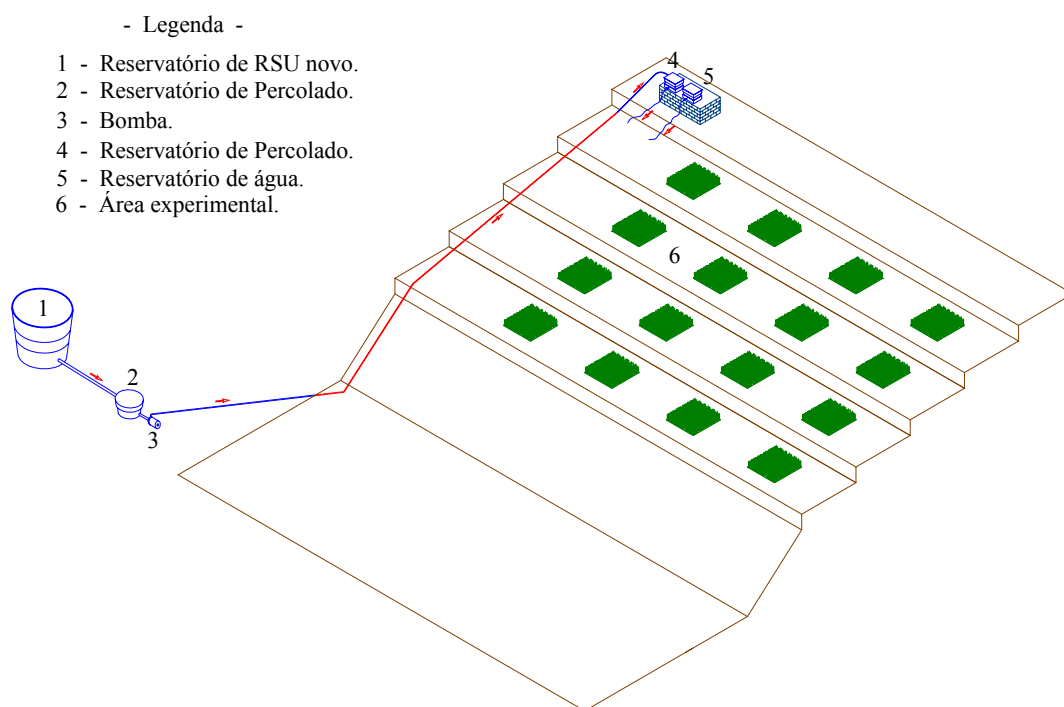


Figura 3 – Esquema de condução e distribuição do percolado nos reservatórios.

Em razão da grande declividade na área de cultivo do capim, foram construídos quatro patamares, em curva de nível, onde foram delimitadas 20 parcelas de 4 m² (2 x 2 m) cada, sendo cinco parcelas em cada patamar, conforme o esquema das parcelas experimentais, apresentado na Figura 4.

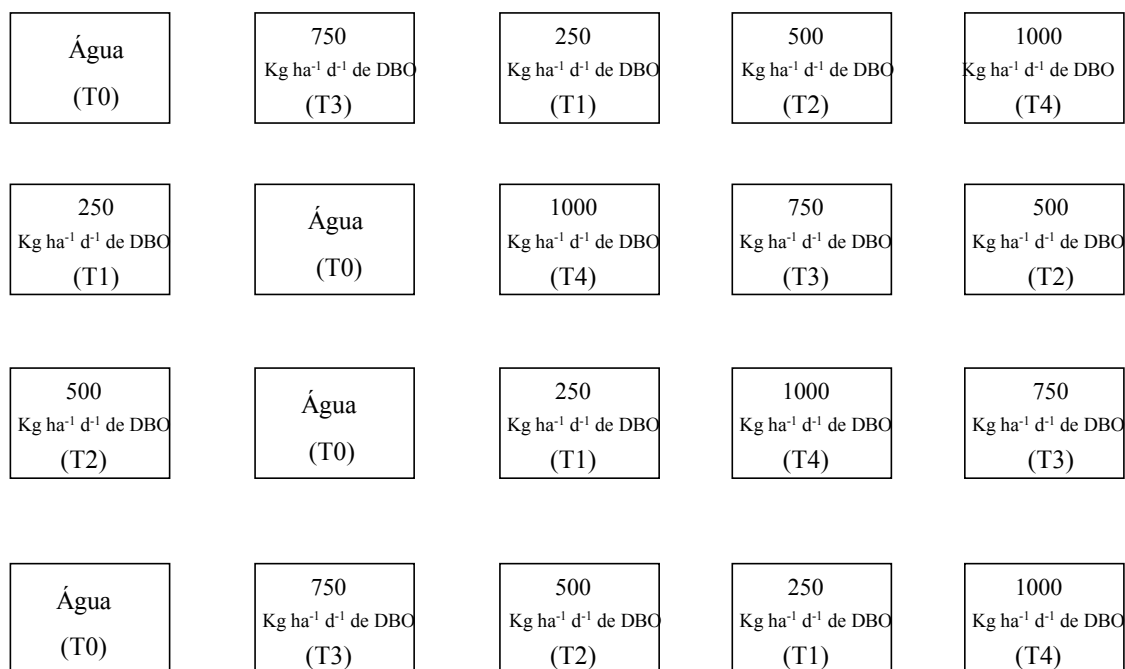


Figura 4 - Esquema de distribuição das parcelas na área experimental.

Como no preparo do solo e na confecção dos patamares, realizou-se a retirada do horizonte superficial do solo, sendo que para garantir maior uniformidade na fertilidade do solo, foram incorporados 3 L m⁻² de dejetos de suínos, seco e moído, na camada de 0,10 m de profundidade.

3.2. Resíduo sólido urbano (RSU)

Para preenchimento do reservatório de produção de percolado, utilizou-se o conteúdo de dois caminhões de RSU, coletado na cidade de Viçosa-MG. A composição gravimétrica do RSU foi feita por quarteamento, despejando-se os resíduos sobre uma lona plástica, formando um único amontoado. Com a utilização de enxadas, esse material foi espalhado e misturado de modo a homogeneizar a amostra. O material misturado foi, em seguida, quarteado

(Figura 5). Uma parte da amostra quarteada foi utilizada para determinação da composição gravimétrica, sendo todo o material separado e empilhado em montes, conforme sua classificação: matéria orgânica, garrafa PET, plástico, vidro, trapos, metais, madeira e outros. O restante do resíduo foi, novamente, misturado e usado no preenchimento do reservatório.



Figura 5 – Detalhe do quarteamento do resíduo sólido urbano.

O enchimento do reservatório foi feito, retirando-se as sacolas plásticas, para liberação do RSU nelas contido, sendo utilizados dois carrinhos de mão para transporte e a balança para pesagem do RSU. Em seguida, os resíduos foram despejados no interior do reservatório e compactados, manualmente, com a ajuda de soquete de madeira (Figura 6).



Figura 6 – Compactação dos RSU com o soquete de madeira.

3.3. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU)

No Quadro 3, são apresentados os resultados da composição gravimétrica dos RSU, coletados nos bairros de Fátima e Bom Jesus, em Viçosa – MG, realizada em 16 de agosto de 2006.

Quadro 3 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados na cidade de Viçosa

Componentes	RSU	
	Massa (kg)	Quantidade (%)
Papel / papelão	10,00	6,33
Plástico fino	11,50	7,27
Plástico duro	4,00	2,53
PET	2,50	1,58
Vidro	4,50	2,85
Alumínio	4,50	2,85
Metal	4,00	2,53
Madeira	1,00	0,63
Matéria orgânica	89,10	56,36
Borracha	4,00	2,53
Couro	3,00	1,90
Entulho (construção)	9,00	5,69
Outros	11,00	6,96
TOTAL	158,10	100,00

O componente que apresentou maior percentual foi a matéria orgânica (56,36%) seguida de papel/papelão (6,33%) e plástico fino (7,27%), atingindo 69,68 % da massa total. Barros (2004) encontrou valores de 65,50% de matéria orgânica, 11,31% de papel/papelão e 15,32% de plástico fino em RSU de Viçosa-MG, enquanto Carvalho (2005), trabalhando com RSU coletado na mesma cidade, obteve 57,60% de matéria orgânica, 14,77% de papel/papelão e 16,60% de plástico fino.

3.4. Percolado

A previsão da quantidade de percolado gerado é crítica, em projetos de aterros sanitários. Em épocas de maior precipitação pluviométrica, espera-se aumento na quantidade e diluição do percolado.

Os valores da precipitação pluviométrica durante o período experimental são apresentados na Figura 7. Observa-se que, nos meses de outubro de 2006 a

janeiro de 2007, ocorreram as maiores precipitações, sendo também observadas as maiores diluições do percolato RSU e suas maiores produções. Carvalho (2005) também obteve maior lâmina do percolato no período de maior precipitação, ou seja, novembro de 2003 a abril de 2004.

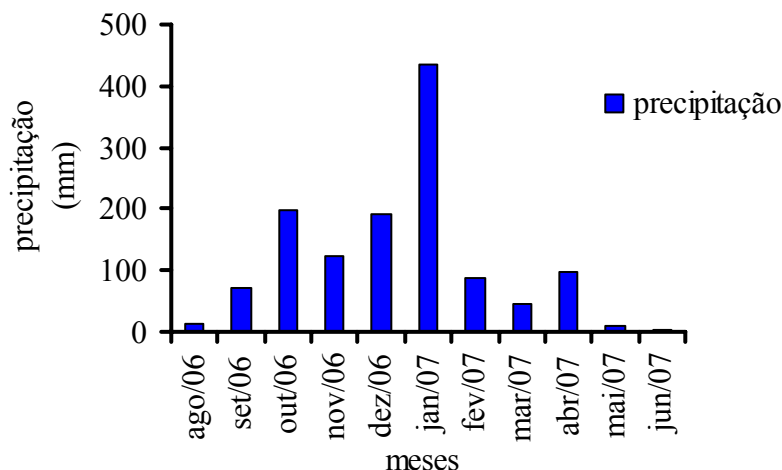


Figura 7 – Dados de precipitação pluviométrica média, durante o período experimental.

Durante o período experimental, foram realizadas seis coletas de amostra do percolato, sendo que as principais características químicas do líquido são apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4 – Composição química do percolato de RSU coletado durante o período experimental

Características		Faixa de variação	
pH	-	5,68	- 7,70
CE	mS cm ⁻¹	12,31	- 19,37
DBO	mg L ⁻¹	5.363	- 31.598
DQO	mg L ⁻¹	10.726	- 63.196
N	mg L ⁻¹	124,5	- 1.576,0
P	mg L ⁻¹	41,3	- 108,5
K ⁺	mg L ⁻¹	106,3	- 3.663,5
Na ⁺	mg L ⁻¹	99,2	- 3.588,8
Ca ²⁺	mg L ⁻¹	78,4	- 1.267,3
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	69,5	- 9.541,7
RAS	(mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	2,8	- 10,4
Zn	mg L ⁻¹	0,0	- 8,3
Fe	mg L ⁻¹	83,4	- 981,3
Cu	mg L ⁻¹	0,0	- 16,3
Mn	mg L ⁻¹	2,6	- 33,1
Cr	mg L ⁻¹	0,0	- 2,0
Ni	mg L ⁻¹	0,0	- 1,6
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	71,7	- 286,7
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	3,2	- 8,3

3.5. Solo

Para avaliação das condições iniciais do solo, foi feita uma amostragem preliminar, antes de realizar o plantio e a aplicação do percolado de RSU, sendo colhidas amostras simples, às profundidades de 0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40; e 0,60 a 0,70 m, com auxílio de um trado tipo holandês, em cinco pontos distintos de cada patamar da área de cultivo, formando, assim, amostras compostas para possibilitar a caracterização física e química do solo.

Após o início da aplicação do percolado ou água, sempre após cada corte efetuado no capim, em cada parcela experimental, foram retiradas amostras de solo a fim de se investigar possíveis efeitos das aplicações nas características químicas do solo. Foram coletadas duas amostras por parcela, nas mesmas profundidades descritas anteriormente. A amostra composta foi secada ao ar, homogeneizada, destorroada e passada em peneira de 2 mm de malha, sendo dela retirada subamostras para encaminhamento aos laboratórios de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola e de Fertilidade e de Física de Solos do Departamento de Solos na Universidade Federal de Viçosa.

Nas análises químicas do solo, foram realizadas as medições de pH e condutividade elétrica e a quantificação das concentrações de nitrogênio, amônio, nitrato, P disponível, concentrações trocáveis de K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni, Cr, além da determinação, por cálculo, da soma de base trocáveis, índice de saturação por bases, acidez potencial, acidez trocável, conteúdo de matéria orgânica e CTC.

Na medição da condutividade elétrica, foi utilizada água destilada, à proporção de 1:2,5, valores estes posteriormente corrigidos para serem expressos como condutividade elétrica no extrato de saturação do solo, sendo, então, utilizada a equação ($CE_{es} = 3,696.CE_{1:2,5}$). Para análise do fósforo disponível, utilizou-se o método colorimétrico (EMBRAPA, 1997). O potássio e o sódio foram quantificados por fotometria de chama, enquanto o cálcio e o magnésio foram quantificados por titulometria (APHA, 2005; EMBRAPA, 1997). O nitrogênio total foi quantificado, segundo o método Kjeldahl, descrito por SILVA e QUEIROZ (2002). Para determinação da forma $N-NH_4^+$, utilizou-se o

método descrito por KEMPERS e ZWEERS (1986). As análises de nitrato foram realizadas, segundo método descrito por Yang et al. (1998), fundamentadas no método colorimétrico. O amônio e o nitrato das amostras de solo foram extraídos, utilizando-se a solução de cloreto de potássio 1 mol L⁻¹. O cobre, zinco, cádmio, crômio, níquel, manganês e ferro foram obtidos por espectrofotometria de absorção atômica. O conteúdo da matéria orgânica foi obtido, aplicando-se o método Walkley-Black (EMBRAPA., 1997).

A análise física limitou-se à análise granulométrica e foi realizada segundo o Método da Pipeta, sendo a classificação textural definida com base nos critérios da Sociedade de Ciência do Solo-SBCS (EMBRAPA, 1997).

Quadro 5 – Características químicas iniciais do solo em amostras da área experimental, nas camadas de 0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m

Camada cm	pH H ₂ O	M.O. dag kg ⁻¹	P mg dm ⁻³	K mg dm ⁻³	Na mg dm ⁻³	Ca+Mg cmol _c dm ⁻³	SB cmol _c dm ⁻³	Al cmol _c dm ⁻³	H+Al cmol _c dm ⁻³	V %
0-0,10	6,38	1,41	214,53	65,54	9,67	4,05	4,38	0,00	2,23	62,75
0,10-0,20	5,71	0,89	24,20	20,96	6,49	1,75	1,86	0,00	3,26	35,75
0,20-0,30	5,71	0,76	15,45	14,61	3,67	1,33	1,41	0,00	3,02	31,75
0,30-0,40	5,69	0,72	5,42	10,03	2,08	0,90	0,96	0,03	2,93	23,5
0,60-0,70	5,73	0,38	1,62	6,60	2,45	0,48	0,51	0,03	2,44	16,75

Quadro 6 – Distribuição granulométrica e resultado das análises físico-hídricas do solo, em amostras da área experimental, na camada de 0 a 0,20 m

Profundidade (cm)	Distribuição granulométrica (%)			Densidade do Solo (g cm ⁻³)
	Argila	Silte	Areia	
0 – 0,20	48	8	44	1,07

A classe textural em que o solo local se enquadrou foi argilosa, enquanto a classificação, segundo critérios estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, foi Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico (VIEIRA, 2003).

Na Figura 8, é apresentada a curva característica da água no solo em estudo, sendo as determinações realizadas em membranas extratoras de Richards (BERNADO et al., 2005).

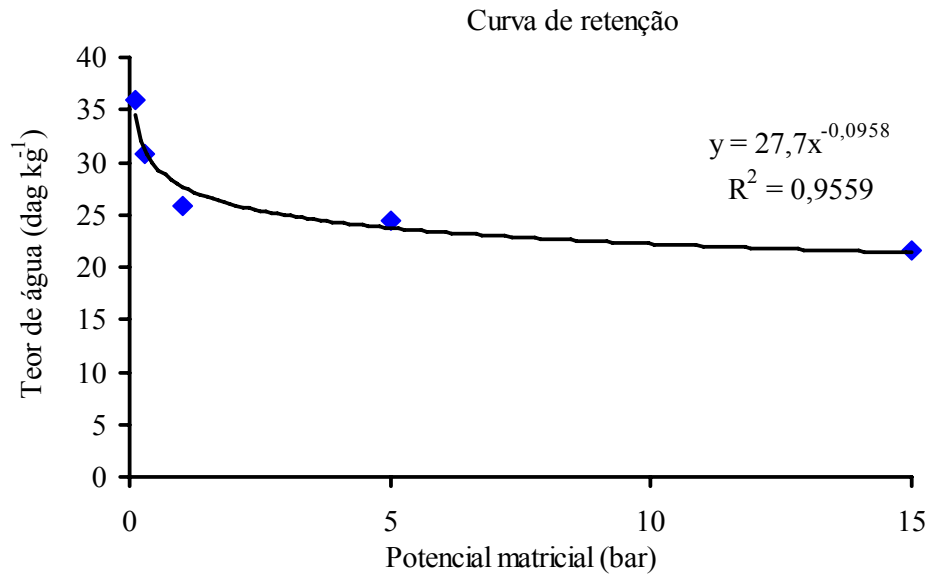


Figura 8 – Curva de retenção de água na camada de 0 a 0,20 m do solo.

3.6. Procedimentos experimentais

O plantio do capim-tifton 85 foi realizado no dia 31 de agosto de 2006, utilizando-se mudas, obtidas no Setor de Agrostologia do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa, em sulcos de aproximadamente 0,15 m de profundidade, espaçados de 0,30 m, com distanciamento de 0,20 m entre plantas (Figura 9).



Figura 9 – Incorporação de esterco de suínos e acerto da superfície da área (a) e detalhe dos sulcos de plantio das mudas de capim (b).

Durante a fase de estabelecimento das plantas, o capim foi irrigado com água da rede de abastecimento da UFV.

O percolado do RSU e a água da rede de abastecimento foram coletados, separadamente, conforme descrito, em reservatórios de 500 L, sendo aplicados nas parcelas experimentais com auxílio de regadores.

O percolado de RSU foi aplicado ao solo empregando-se as taxas de 250, 500, 750 e 1000 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO, sendo que essas parcelas não foram irrigadas com água da rede de abastecimento. Como tratamento-testemunha, utilizado para efeito comparativo com os tratamentos em que o percolado de RSU foi aplicado, o capim do tratamento-testemunha foi irrigado com água da rede de abastecimento, sendo a lâmina de aplicação definida com base na Evapotranspiração de Referência (ET_o), que foi estimada por meio do método de Penman-Monteith (ALLEN et al., 1998). Para estimativa da lâmina evapotranspirada, utilizou-se o programa IRRIPLUS.

Os dados meteorológicos necessários à estimativa da evapotranspiração de referência, como a velocidade do vento, umidade relativa do ar, insolação, radiação solar e temperatura, foram obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Viçosa. A precipitação pluvial foi medida em pluviômetro, localizado na própria área experimental.

Os tratamentos foram iniciados no dia 07 de outubro de 2006, encerrando-se dia 01 de junho de 2007, ocasião em que foi efetuado o último corte do capim. Foram efetuados cinco cortes, sempre que o capim atingia 0,40 m, os quais correspondem às idades de 30, 31, 36, 46 e 66 dias de rebrotação.

O corte do capim foi feito a 10 cm de altura em relação à superfície do solo, em área útil de 1 m², eliminando-se a bordadura (0,5 m nas laterais e nas extremidades) com auxílio de cutelo. Após cada corte, a biomassa foi recolhida e pesada. Em seguida, as amostras de cada parcela foram levadas ao Laboratório de Forragicultura do Departamento de Zootecnia da UFV, para realização da pré-secagem em estufa com circulação forçada de ar, sob temperatura de 65°C, durante um período de 72 horas. Posteriormente, as amostras foram pesadas em balança de precisão e moídas em moinho tipo “Willey”, com peneiras de 30

mesh de malha; essas amostras foram guardadas em vidros, com tampa, para posteriores análises de nutrientes e metais pesados. Parte das amostras foram secadas em estufa a 105°C, para quantificação da matéria seca produzida.

A cada 15 dias, foram coletadas amostras do percolado de RSU, que foram analisadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola. As análises de DBO₅ foram realizadas, quantificando-se a concentração de oxigênio dissolvido pelo método iodométrico e de DQO, segundo o método do refluxo aberto (APHA et al., 2005).

O percolado RSU foi aplicado diariamente, porém, nos últimos meses de experimento, devido ao reduzido volume produzido de percolado de RSU, a aplicação passou a ser feita a cada dois dias.

Como no início do experimento, nos meses de dezembro e janeiro, estava ocorrendo escoamento superficial na área experimental, quando da aplicação do percolado de RSU nas parcelas de 750 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO e 1000 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO, a metade do volume de percolado foi aplicado de manhã e a outra metade de tarde, o que impediu a ocorrência de escoamento superficial.

Nas amostras moídas do capim, foram quantificadas as concentrações de N, P, K, Na, Ca, Mg, segundo metodologia descrita por Silva e Queiroz (2002), e os metais pesados Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd e Ni, foram obtidos por espectrofotometria de absorção atômica. O conteúdo de proteína bruta foi obtido, multiplicando-se o teor de nitrogênio por 6,25.

3.7. Delineamento experimental e análise estatística

Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com cinco tratamentos e quatro repetições.

Para a análise estatística dos dados referentes ao solo, o experimento foi montado com quatro tratamentos (250, 500, 750, 1000 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO), cinco repetições no tempo e cinco profundidades (0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m). Os dados foram submetidos à análise de regressão. Os modelos de regressão foram escolhidos com base na significância dos

coeficientes de regressão, utilizando-se o teste t em um nível de até 15% de probabilidade, no coeficiente de determinação (R^2) e no fenômeno em estudo.

As concentrações de nutrientes nas plantas foram analisadas no esquema de parcelas subdivididas, tendo cinco concentrações de DBO nas parcelas e os cortes nas subparcelas no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. Os dados foram submetidos à análise de variância, teste de média e análise de regressão, utilizando-se o programa SAEG. Na análise de variância, empregou-se o teste F em nível de 5% de probabilidade. As médias foram comparadas, utilizando-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os modelos de regressão foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste t em nível de até 15% de probabilidade, no coeficiente de determinação (R^2) e no fenômeno em estudo. Independentemente da interação ser ou não significativa, optou-se pelo seu desdobramento devido ao interesse em estudo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização química do percolado RSU

No Quadro 4, observa-se que o percolado apresentou alto potencial fertilizante, com concentrações totais médias de 544,3; 71,4 e 1452,8 mg L⁻¹ de N-total, P e K, respectivamente. Por ser um cátion que pode ser problemático para o solo e para as plantas, quando sua aplicação é feita diariamente e a longo prazo, o sódio teve concentração média de 1.809,9 mg L⁻¹. Este valor é alto, indicando a necessidade de monitoramento da concentração de sódio no extrato de saturação do solo, a fim de prevenir impactos no que se refere à salinização ou sodificação do solo e das águas subterrâneas.

Segundo critério de classificação da água de irrigação, proposto por Ayers e Westcot (1999), apresentando uma RAS média de 6,49 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} e CE média de 15,84 mS cm⁻¹ como observado neste estudo, o percolado pode ser classificado como de uso irrestrito, podendo ser utilizado para fertirrigação em todos os tipos de solos (FERREIRA, 2004). Entretanto, deve-se considerar que esta classificação é válida para irrigação, devendo ser a lâmina e a frequência de aplicação de águas residuárias inferiores àquelas aplicadas quando a água é de baixa salinidade.

O pH do percolado variou de 5,68 a 7,70, sendo os menores valores obtidos nos primeiros meses, devido à degradação do material orgânico do RSU.

À medida que a fase de degradação ácida terminava e as bases eram solubilizadas de matéria orgânica, após quatro meses de produção, iniciou-se a geração de um percolato de caráter neutro a alcalino. O mesmo foi observado por Gutierrez (2006) e Carvalho (2005), que observaram pH ácido (na faixa de 5,4 a 5,7) nos primeiros 130 dias, e pH neutro a alcalino após 160 dias de produção do percolato RSU.

A CE do percolato do RSU variou entre 12,31 e 19,37 mS cm⁻¹, valores estes superiores àqueles encontrados por Carvalho (2005) que foram 7,7 mS cm⁻¹ e por Gutierrez (2006) que foram 11,0 mS cm⁻¹. Com a degradação da matéria orgânica do RSU novo, ocorre a solubilização de íons, o que concorreu para o aumento na CE do percolato. Qasim e Chiang (1994) concluíram que os valores esperados para CE no percolato de aterros sanitários, no primeiro ano, estão próximos de 9,0 mS cm⁻¹.

A DBO₅ no percolato RSU apresentou valor médio de 18.825 mg L⁻¹; entretanto, decresceu durante o período de experimentação, sendo inicialmente de 31.598 mg L⁻¹ e, no final, 5.363 mg L⁻¹. A faixa de variação encontrada está próxima à reportada por Qasim e Chiang (1994), que registraram valores entre 7.500 e 28.000 mg L⁻¹ para DBO₅, no primeiro ano de funcionamento de aterros sanitários. Barros (2004), trabalhando em colunas de RSU, encontrou valores de DBO₅ variando entre 15.000 e 60.000 mg L⁻¹. Gutierrez (2006), trabalhando também com colunas de RSU novo, obteve DBO₅ com valor inicial de 30.556 mg L⁻¹ e final de 6.560 mg L⁻¹.

4.2. Avaliação das características físicas e químicas do solo em função da aplicação do percolado de RSU

4.2.1. Potencial hidrogeniônico

pH *versus* tempo

Os modelos ajustados para o potencial hidrogeniônico (pH), em função do tempo de aplicação de percolado de RSU e tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação ao pH do solo, durante o período experimental (oito meses de aplicação de percolado de RSU), sendo os valores médios de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, obtido na camada de 0 a 0,10 m, de 6,19; na de 0,10 a 0,20 m, de 5,88; na de 0,20 a 0,30 e na de 0,30 a 0,40 m, de 5,83; e de 5,81 na de 0,60 a 0,70 m.

Como o pH do percolado variou de 5,68 a 7,70, faixa próxima à do pH natural do solo, acredita-se que, no final do período de sua aplicação, a acidez inicial foi corrigida devido à alcalinidade do percolado aplicado.

O valor médio do pH_{KCl} , obtido na camada de 0 a 0,10 m foi de 5,79; na de 0,10 a 0,20 m, de 5,19; na de 0,20 a 0,30 e na de 0,30 a 0,40 m, de 4,88; e na de 0,60 a 0,70 m, de 4,85; o que permite classificar este solo, quanto à acidez, como pouco ácido, segundo Volkweiss (1989).

O valor do Δ pH foi sempre negativo, sendo de -0,40 na camada de 0 a 0,10 m; de -0,69 na de 0,10 a 0,20 m; de -0,95 nas de 0,20 a 0,30 m e 0,30 a 0,40 m; e de -0,96 na de 0,60 a 0,70 m. Portanto, pode-se considerar a ocorrência de predominância de cargas negativas no solo, indicando capacidade de adsorção preferencial de cátions em relação aos ânions.

pH *versus* profundidade

Na Figura 10, observa-se que não houve importantes variações do pH no perfil do solo, com a aplicação de diferentes taxas de percolado de RSU.

Em solos tratados com resíduos biodegradáveis (como águas residuárias), mediante a degradação desses materiais pelos microrganismos, pode ocorrer diminuição no valor do pH do solo, devido à produção de dióxido de carbono e ácidos orgânicos (BOUWER e CHANEY, 1974).

Em sistemas agrícolas de pastagens fertirrigadas com águas residuárias, tem-se observado um incremento no valor do pH do solo (QUIN e WOODS, 1978). Este aumento tem sido atribuído ao pH elevado e à adição de cátions trocáveis e de ânions do efluente (STEWART et al., 1990).

Mantovani et al. (2005) observaram aumento do pH no solo, nas camadas de 0 a 0,20 m e 0,2 a 0,40 m, quando adubado com composto de RSU em cultivo com alface. O aumento do pH do solo com aplicação de RSU também foi observado por Mazur et al. (1983), Abreu Jr. et al. (2000) e Oliveira et al. (2002).

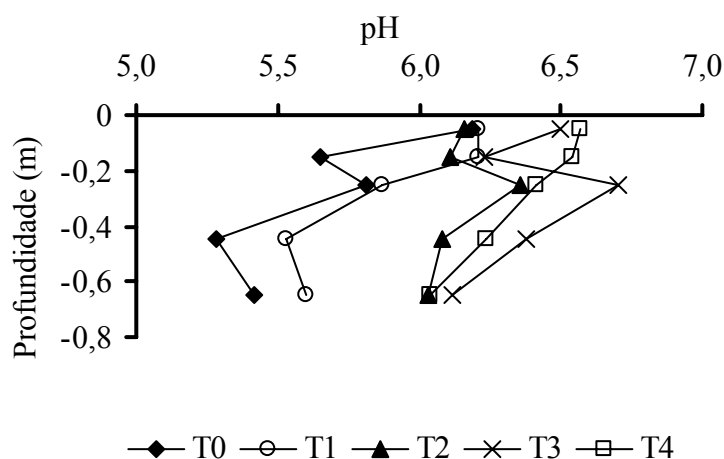


Figura 10 – Valores do pH no perfil do solo, ao final do período de aplicação do percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.2. Condutividade elétrica

CE *versus* tempo

A condutividade elétrica (CE) expressa a capacidade da água em conduzir eletricidade, sendo uma medida indireta da concentração de íons em solução.

Neste trabalho, os modelos ajustados para a CE, em função do tempo de aplicação do percolado de RSU e tratamento, não foram significativos, ou seja, não houve efeito do período de aplicação nem dos tratamentos em relação a CE no solo, durante o período experimental. Os seguintes valores médios da CE foram obtidos: na camada de 0 a 0,10 m 420,38 $\mu\text{S cm}^{-1}$; na camada de 0,10 a 0,20 m 266,89 $\mu\text{S cm}^{-1}$; na camada de 0,20 a 0,30 m 228,23 $\mu\text{S cm}^{-1}$; na camada de 0,30 a 0,40 m 134,17 $\mu\text{S cm}^{-1}$; e na camada de 0,60 a 0,70 m 89,14 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Acredita-se que o efeito mais superficial no solo e a relativa alta variabilidade nos valores de CE tenham impedido a obtenção de efeitos significativos da aplicação do percolado, uma vez que existe clara tendência de aumento na CE do solo, notadamente até a profundidade de 0,20 m, com a aplicação do percolado de RSU.

CE *versus* profundidade

Na Figura 11, observa-se que os valores da CE dos tratamentos diminuíram com o aumento da profundidade, demonstrando que o efeito da aplicação do percolado de RSU foi maior nos primeiros 0,20 m do perfil do solo, o que pode ser atribuído à grande quantidade de sódio e potássio, incorporada ao solo com aplicação do percolado de RSU.

Ferreira (2004) advertiu que a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, em si mesma, não é suficiente para expressar o estado de salinidade do solo, em dado instante, pois, ela mede unicamente a atividade dos íons em solução, a qual pode ser afetada pela presença de certos ânions, formando pares iônicos e íons complexos.

De acordo com Matos (2007), o solo começa a apresentar problemas de uso agrícola, quando a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo supera o valor de $4.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Como nem nas camadas mais superficiais do solo houve superação ou mesmo aproximação do valor considerado limite para se considerar condição não salina de solo, conclui-se que a aplicação do percolado de RSU novo, durante um período de oito meses, nas taxas avaliadas, não foi suficiente para criar condições osmóticas inadequadas ao solo em questão. Entretanto, houve perceptível aumento no valor de CE no solo, nas camadas de 0 a 0,30 m, nas maiores taxas aplicadas de percolado, o que indica a possibilidade de acúmulo de íons no perfil. A possibilidade de ocorrência de trocas catiônicas com aumento na saturação de determinados íons no complexo de troca, deverá ser monitorada em áreas de aplicação do percolado de RSU, afim de evitar a ocorrência de desequilíbrios químicos no solo.

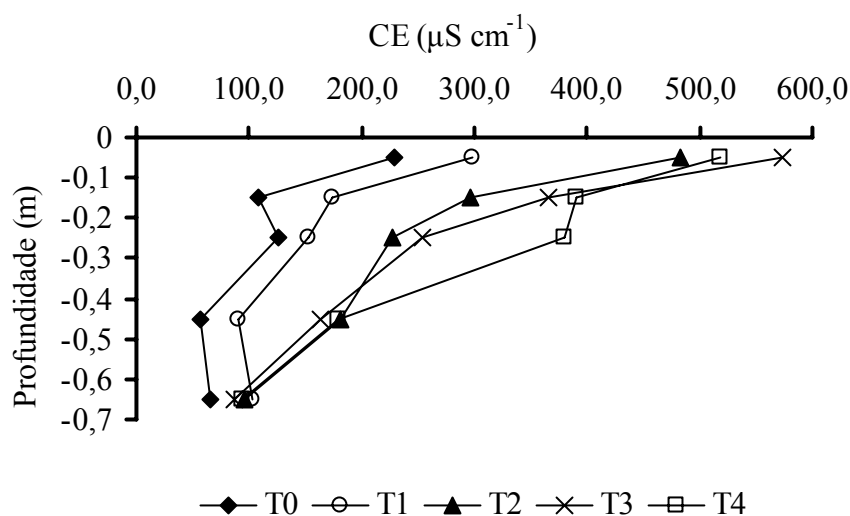


Figura 11 – Comportamento da condutividade elétrica no extrato de saturação no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T1); $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T2); $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T3) e $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T4) de DBO.

4.2.3. Matéria orgânica

MO *versus* tempo

Os modelos ajustados ao conteúdo de matéria orgânica (MO), em função do tempo de aplicação e tratamento, não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação do percolado nem dos tratamentos em relação ao conteúdo de MO no solo, durante o período experimental. O valor médio de conteúdo da MO na camada de 0 a 0,10 m foi de 2,26 dag kg⁻¹; na de 0,10 a 0,20 m de 1,86 dag kg⁻¹; na de 0,20 a 0,30 m de 1,63 dag kg⁻¹; na de 0,30 a 0,40 m de 1,37 dag kg⁻¹; e na de 0,60 a 0,70 m de 1,11 dag kg⁻¹. Isto pode ser explicado pelo favorecimento da mineralização rápida da MO adicionada, em virtude das adequadas condições de umidade e temperatura no solo, durante o período experimental. Resultado semelhante foi obtido por Souza (2005), na aplicação de esgoto doméstico. O autor também verificou que os modelos ajustados para a regressão, referentes aos teores de MO no solo, em função do tempo de aplicação, não foram significativos.

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), a classe de interpretação de fertilidade final do solo, em relação ao conteúdo de matéria orgânica, nas camadas de 0 a 0,10 m; 0,10 a 0,20 m; 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m é médio e para a camada de 0,60 a 0,70 m é baixo.

MO *versus* profundidade

O conteúdo de MO foi maior na camada de 0 a 0,10 m e diminuiu com a profundidade, para todos os tratamentos, como na condição natural do solo (Figura 12). Tal fato é atribuído à retenção da MO na camada mais superficial do solo.

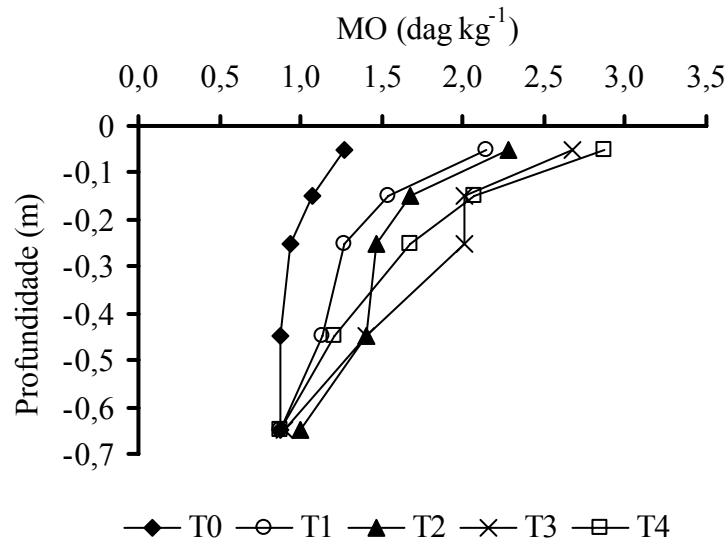


Figura 12 – Conteúdo de matéria orgânica no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

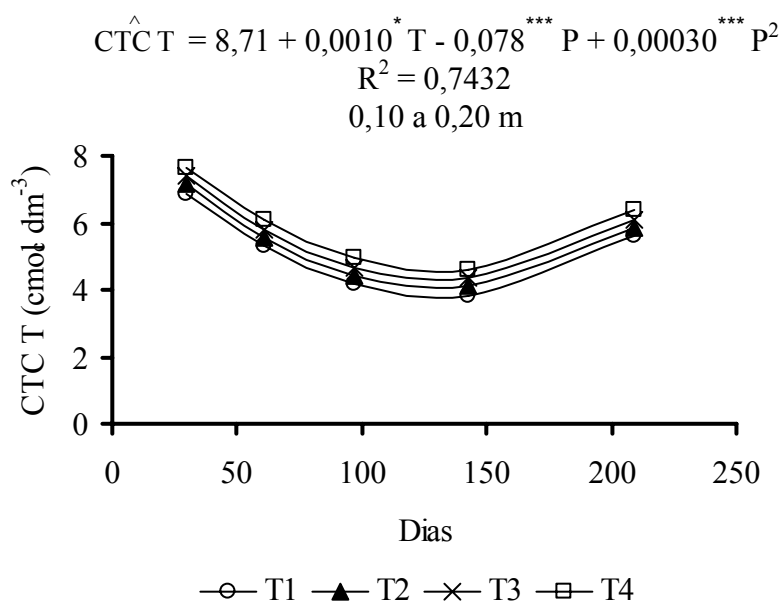
4.2.4. Capacidade de troca catiônica a pH 7

CTC T *versus* tempo

Os modelos ajustados para a capacidade de troca catiônica a pH 7 (CTC T) em função do tempo de aplicação e tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação à CTC T no solo, nas camadas de 0 a 0,10 m; 0,20 a 0,30 m e 0,60 a 0,70 m, durante o período de aplicação do percolado de RSU. Os valores médios da CTC T, obtidos nessas camadas, foram de 5,74; 5,02 e 3,96 cmol_c dm⁻³, respectivamente. Nas figuras 13 e 14, encontram-se os modelos ajustados para as profundidades de 0,10 a 0,20 m e 0,30 a 0,40 m.

Estimaram-se valores mínimos de CTC T nas taxas de aplicação do percolado de RSU aos 130 e 146 dias (Figuras 13 e 14), para as profundidades de 0,10 a 0,20 m e 0,30 a 0,40 m, respectivamente, o que deve estar associado à neutralização da acidez potencial. O aumento na CTC T a partir desses pontos pode ser atribuído à substituição de íons H^+ e Al^{3+} na superfície das argilas por Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e HCO_3^- , presentes na água residuária (FALKINER e SMITH, 1997).

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), o valor máximo da CTC T para as camadas de 0 a 0,10 m e 0,20 a 0,30 m encontra-se na faixa de 4,31 - 8,60 $cmol_c\ dm^{-3}$, sendo classificado como médio. Na camada de 0,60 a 0,70 m, encontra-se na faixa de 1,61 - 4,30 $cmol_c\ dm^{-3}$, sendo classificado como baixo. Nas camadas de 0,10 a 0,20 m e 0,30 a 0,40 m, os valores máximos de CTC T encontram-se na faixa de 4,31 - 8,60 $cmol_c\ dm^{-3}$, sendo classificados como médios, em termos de fertilidade.



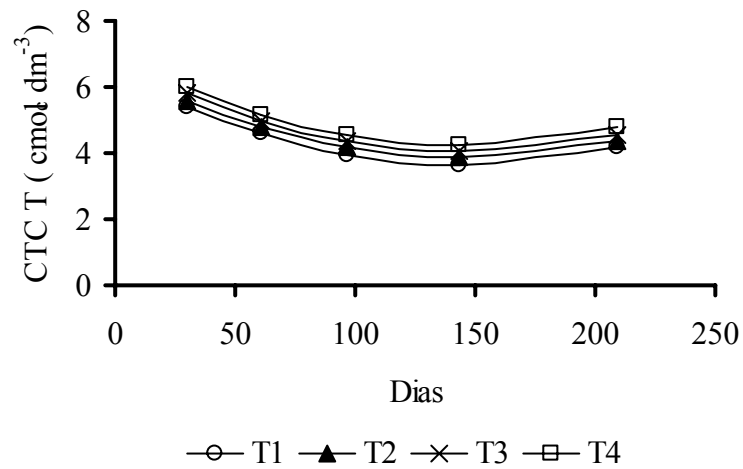
*** e * significativos a 0,1 e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 13 – Estimativa da concentração da CTC T, à profundidade de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 $kg\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ (T1); 500 $kg\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ (T2); 750 $kg\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ (T3) e 1000 $kg\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ (T4) de DBO.

$$\hat{CTC}_T = 6,23 + 0,00078^{**} T - 0,038^{***} P + 0,00013^{***} P^2$$

$$R^2 = 0,7243$$

0,30 a 0,40 m



*** e ** significativos a 0,1 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 14 – Estimativa da concentração da CTC T, à profundidade de 0,30 a 0,40 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

CTC T versus profundidade

Na Figura 15, observa-se que os valores da CTC T, obtidos no solo ao final do período de aplicação do percolado de RSU, foram maiores na camada de 0 a 0,10 m e diminuíram com o aumento da profundidade, em todos os tratamentos. Os valores da CTC T no solo, submetido à aplicação de maiores taxas de percolado de RSU, mantiveram-se maiores em relação ao tratamento T0, em que o solo recebeu água da rede de abastecimento, indicando que houve melhoria na fertilidade do solo, no que se refere a esta variável.

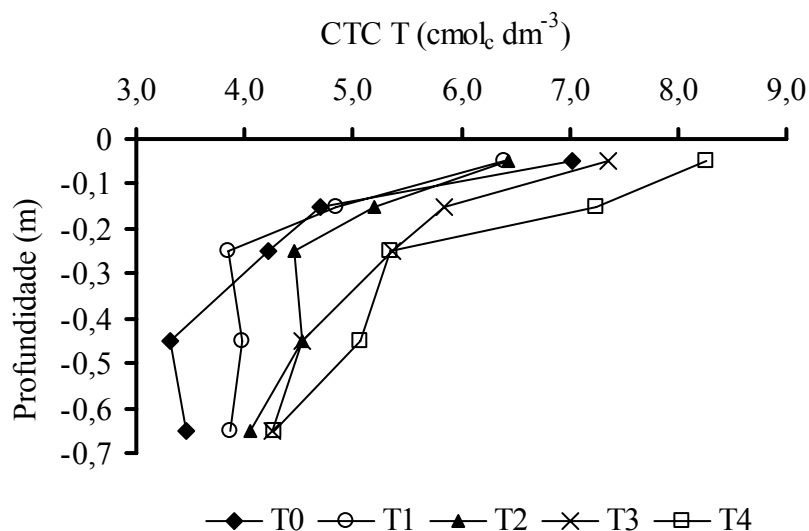


Figura 15 - Concentração de CTC T do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.5. Capacidade de troca de catiônica efetiva

CTC t *versus* tempo

Os modelos ajustados para a capacidade de troca de catiônica efetiva (CTC t), em função do tempo de aplicação de percolado de RSU e tratamento, não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação à CTC t no solo, durante o período experimental. O valor médio da CTC t, na camada de 0 a 0,10 m foi de 3,16 cmol_c dm⁻³; na de 0,10 a 0,20 m foi de 1,85 cmol_c dm⁻³; na de 0,20 a 0,30 m foi de 1,44 cmol_c dm⁻³; na de 0,30 a 0,40 m foi de 1,31 cmol_c dm⁻³; e na de 0,60 a 0,70 m foi de 1,09 cmol_c dm⁻³.

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), o valor da CTC t na camada de 0 a 0,10 m do solo, ao final do período de aplicação do percolado de RSU, encontra-se na faixa classificada como média. As camadas de 0,10 a 0,20 m; 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m e 0,60 a 0,70 m encontram-se na faixa classificada como baixa.

Resultados semelhantes foram obtidos por Souza (2005), ao aplicar esgoto doméstico no solo cultivado com cafeeiro. O autor também verificou aumento inicial e, após um tempo, decréscimo nos valores da CTC t no solo.

CTC t *versus* profundidade

O comportamento da CTC t no perfil do solo (Figura 16), após aplicação do percolado de RSU, indica que houve tendência à diminuição desta variável com a profundidade do solo e que as maiores concentrações se encontravam nas primeiras camadas, em todos os tratamentos.

A diminuição da CTC t com a profundidade do solo é natural em solos, tendo em vista que nas camadas superficiais se encontram maiores conteúdos de matéria orgânica, principal fonte de cargas negativas para o solo. O pequeno efeito proporcionado pela aplicação do percolado de RSU no solo deve-se, principalmente, à baixa mobilidade do material orgânico aplicado na superfície do solo, conforme apresentado na Figura 12.

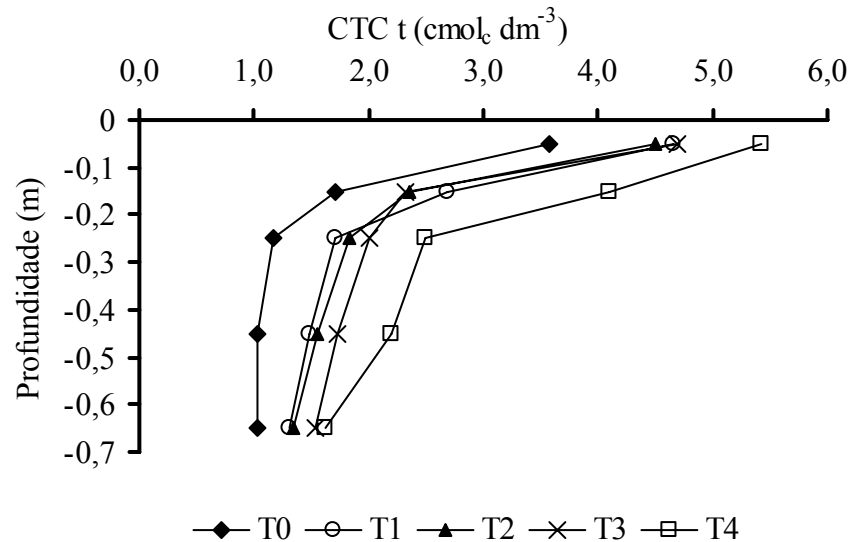


Figura 16 - Concentração de CTC t do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

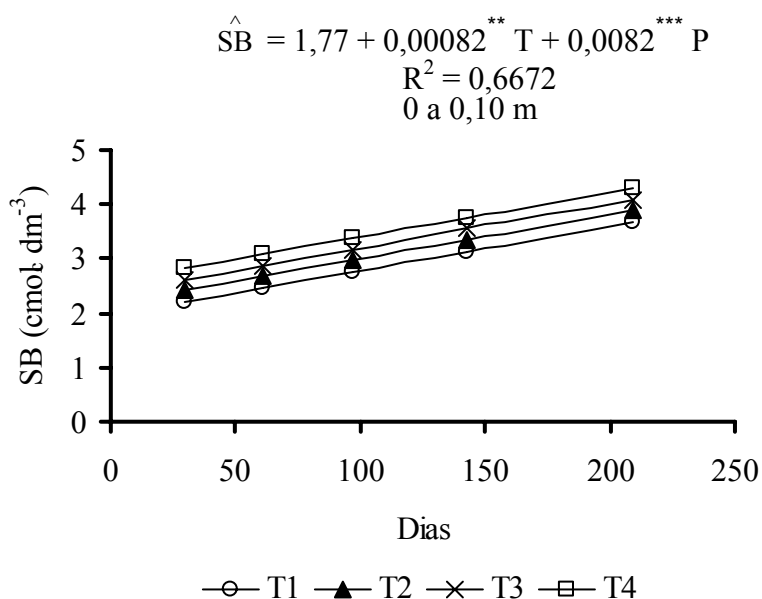
4.2.6. Soma de bases

SB *versus* tempo

Os modelos ajustados para a soma de bases (SB) em função do tempo de aplicação do percolado de RSU e do tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação à soma de bases no solo, para as camadas de 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m e 0,60 a 0,70 m, durante o período experimental. Os valores médios de SB nestas camadas foram de 1,17; 1,03 e 0,82 cmol_c dm⁻³, respectivamente. Para as profundidades de 0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m, houve efeito do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na SB, sendo que fixando-se os tratamentos, a SB aumentou linearmente com o período de aplicação do percolado de RSU, conforme apresentado nas figuras 17 e 18.

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), os valores máximos da SB, obtidos nas camadas de 0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m, encontram-se na faixa de 3,61 - 6,00 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, sendo classificados como altos. Nas demais camadas, os valores das médias encontram-se na faixa de 0,61 - 1,80 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, sendo classificados como baixos.

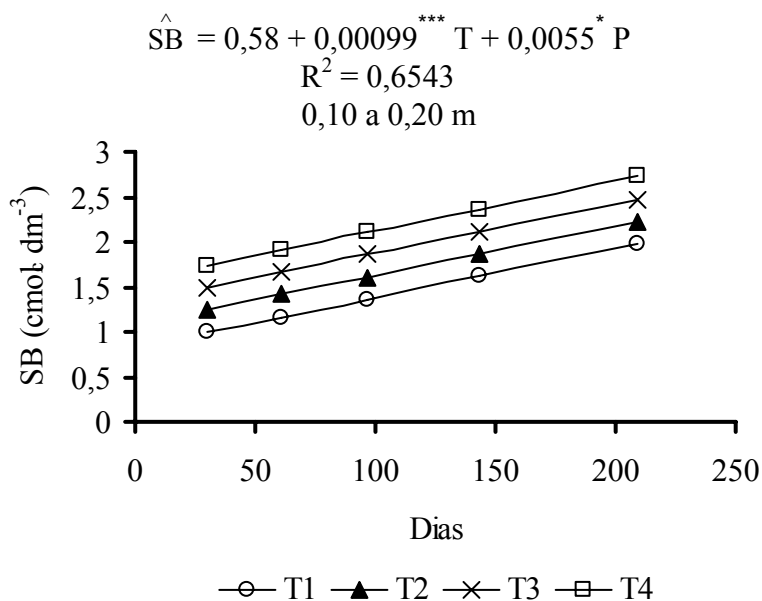
Queiroz et al. (2004a), observaram que a SB tendeu a aumentar com o tempo de aplicação de água residuária da suinocultura, em área cultivada com diferentes espécies de forrageiras.



*** e ** significativos a 0,1 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 17 – Estimativa da concentração da soma de bases trocável, à profundidade de 0 a 0,10 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T1); 500 $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T2); 750 $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T3) e 1000 $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T4) de DBO.



*** e * significativos a 0,1 e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 18 – Estimativa da concentração da soma de bases trocável, à profundidade de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

SB *versus* profundidade

Na Figura 19, observa-se que o maior valor de soma de bases trocáveis ocorreu nos primeiros 0,20 m de profundidade do solo. O principal fator nessa ocorrência foi o grande aporte de potássio, proporcionado pela aplicação do percolado de RSU.

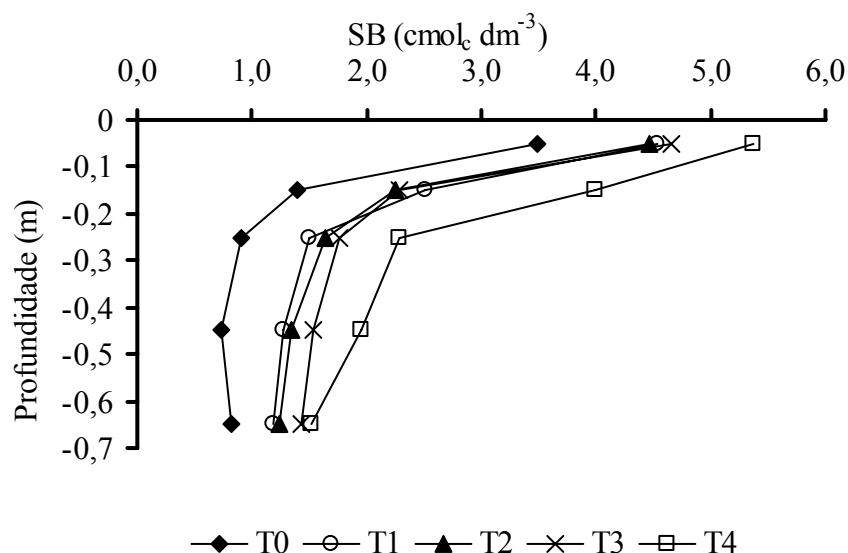


Figura 19 - Concentração de soma de bases trocável do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.7 Saturação por bases

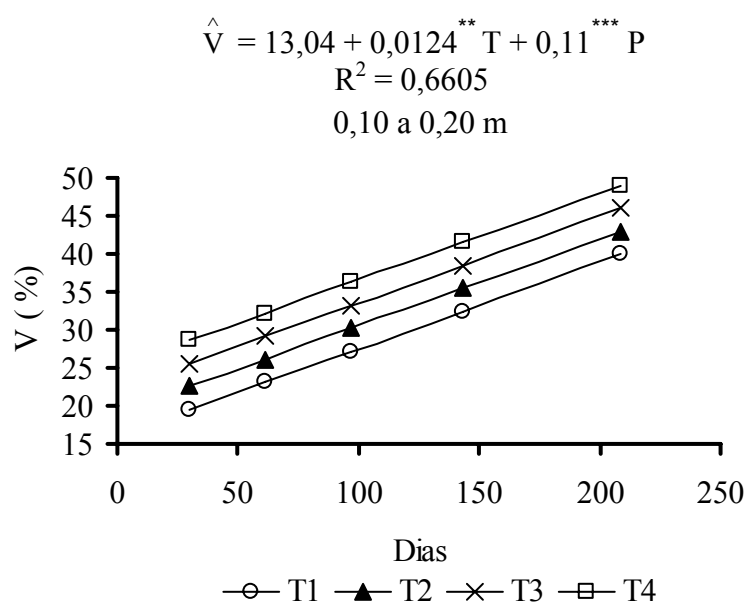
Saturação por bases *versus* tempo

Os modelos ajustados para a saturação por bases (V) em função do tempo de aplicação e tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos no valor da saturação por bases, nas camadas de 0 a 0,10 m; 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m e 0,60 a 0,70 m do solo, cujos valores médios foram de 53,58; 23,77; 22,86 e 20,74%, respectivamente. Na profundidade de 0,10 a 0,20 m, houve efeito tanto tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na saturação por bases, sendo que, fixando-se os tratamentos, a saturação por bases aumentou linearmente com o período de aplicação do percolado de RSU, conforme apresentado na Figura 20.

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), o valor da saturação por bases na camada de 0 a 0,10 m e os valores máximos de V de todos os tratamentos, na camada de 0,10 a 0,20 m, encontram-se na faixa classificada como média. Nas camadas de 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m e 0,60 a 0,70 m, os valores máximos encontram-se na faixa de 20,1 - 40,0%, classificada como baixa.

Na Figura 20, verifica-se que a saturação por bases aumentou ao longo do tempo na camada de 0,10 a 0,20 m, em todos os tratamentos, principalmente, em decorrência do acúmulo de potássio trocável.

Oliveira (2006), aplicando água residuária de suinocultura em solo cultivado com Brachiária Decumbens e grama-estrela, observou aumento no valor da saturação por bases.



*** e ** significativos a 0,1 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 20 – Estimativa da concentração da saturação por bases à profundidade, de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

Saturação por bases *versus* profundidade

Verificou-se tendência à diminuição na saturação por bases no perfil do solo (Figura 21), avaliando-se amostras coletadas ao final do período de aplicação do percolado de RSU, embora tenha havido aumento em todas as camadas, quando se compara aos valores obtidos no solo do tratamento testemunha, que recebeu apenas água da rede de abastecimento.

Os maiores valores de saturação por bases foram obtidos nas primeiras camadas, em todos os tratamentos, em consequência do acúmulo, principalmente de K, nessas camadas de solo.

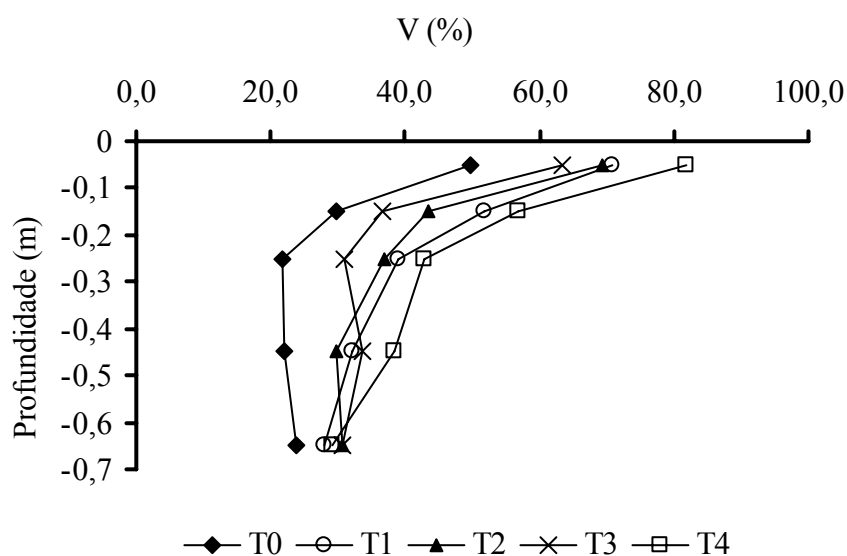


Figura 21 - Saturação por bases do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T1); $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T2); $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T3) e $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T4) de DBO.

4.2.8 Acidez potencial

H+Al *versus* tempo

Os modelos ajustados para a acidez potencial (H+Al) em função do tempo de aplicação do percolado e tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação à concentração de H+Al do solo, durante o período experimental. Os valores médios da H+Al na camada de 0 a 0,10 m foi de 2,68 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; na de 0,10 a 0,20 m foi de 3,74 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; na de 0,20 a 0,30 m foi de 3,84 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; na de 0,30 a 0,40 m foi de 3,52 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; e na de 0,60 a 0,70 m foi de 3,14 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$.

A acidez potencial no solo variou de 2,68 a 3,84 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, sendo o menor valor obtido na camada de 0 a 0,10 m e o maior valor na camada de 0,20 a 0,30 m, indicando que a aplicação do percolado de RSU em superfície não foi capaz de neutralizar a acidez do solo, em profundidade. Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), nesta faixa, os valores são classificados como médios.

H+Al *versus* profundidade

Na Figura 22, observa-se que a acidez potencial do solo apresentou alguma alteração, apenas, na camada mais superficial. Esta alteração está associada ao aporte de MO e à aplicação de um percolado cujo pH é mais alto que o solo, o que proporcionou, no primeiro caso, a complexação e, no segundo caso, a precipitação do alumínio trocável do solo.

Decréscimos nos níveis de acidez potencial na camada de 0 a 0,20 m foram também, observados por Melo et al. (2000), ao aplicar biossólido, proveniente de uma estação de tratamento de esgoto, em solo cultivado com milho.

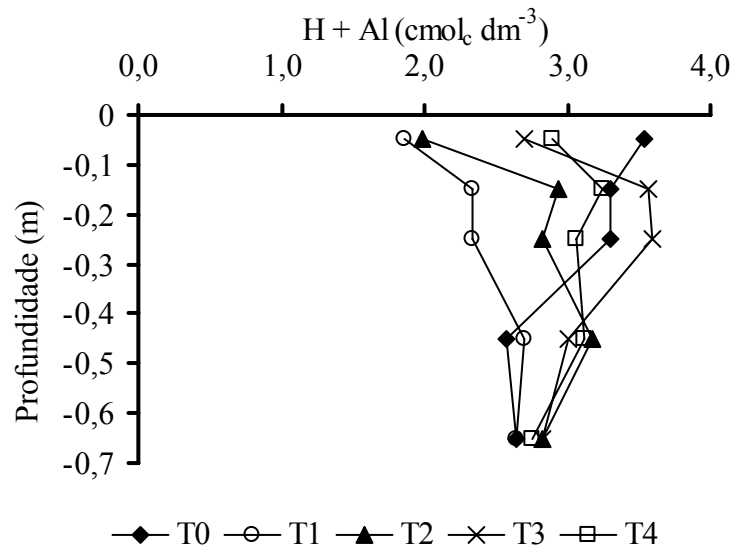


Figura 22 - Concentração de acidez potencial no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.9 Acidez trocável

Al^{3+} versus tempo

Os modelos ajustados para a acidez trocável (Al^{3+}), em função do tempo de aplicação e tratamento, não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação à concentração de Al^{3+} no solo, durante o período experimental. O valor médio de Al^{3+} na camada de 0 a 0,10 m foi de 0,10 cmol_c dm⁻³; na de 0,10 a 0,20 m foi de 0,17 cmol_c dm⁻³; na de 0,20 a 0,30 m foi de 0,27 cmol_c dm⁻³; na de 0,30 a 0,40 m foi de 0,27 cmol_c dm⁻³; e na de 0,60 a 0,70 m foi de 0,26 cmol_c dm⁻³.

Apesar dos tratamentos não influenciarem a concentração de Al^{3+} no solo, em relação ao tempo de aplicação do percolado, observou-se tendência a aumento na acidez trocável com o aumento da profundidade do solo. Esse aumento da acidez trocável no solo está associado à concomitante diminuição no valor do pH do solo, com a profundidade.

Al³⁺ versus profundidade

Na Figura 23, observa-se que a acidez trocável nas camadas de solo de 0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m, referentes aos tratamentos com percolado de RSU, ficaram um pouco abaixo do obtido na testemunha. A partir da camada de 0,20 a 0,30 m, houve tendência a aumento nos valores da acidez trocável em todos os tratamentos, em comparação com a testemunha.

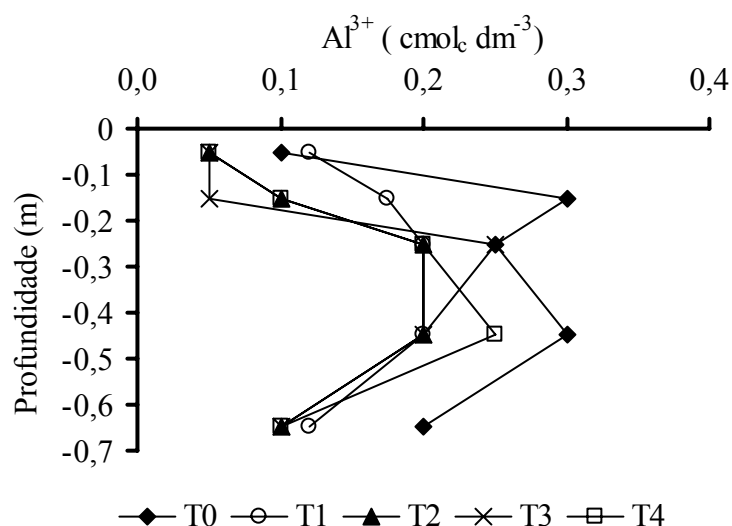


Figura 23 - Concentração de acidez trocável no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

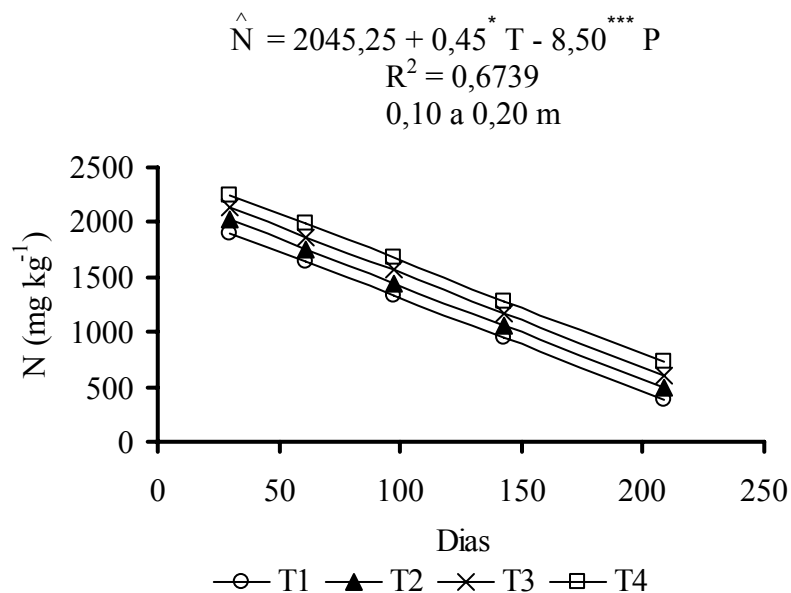
Na Figura 23, observa-se que a maior tendência à redução na concentração de Al³⁺ foi obtida com o T1, quando foi conseguida redução no valor com a profundidade, comparativamente aos valores da testemunha. Entretanto, nos tratamentos em que foram aplicados maiores taxas de percolado, o mesmo efeito não foi observado. Considera-se que tal fato seja devido à variabilidade natural das amostras.

4.2.10. Nitrogênio total

N *versus* tempo

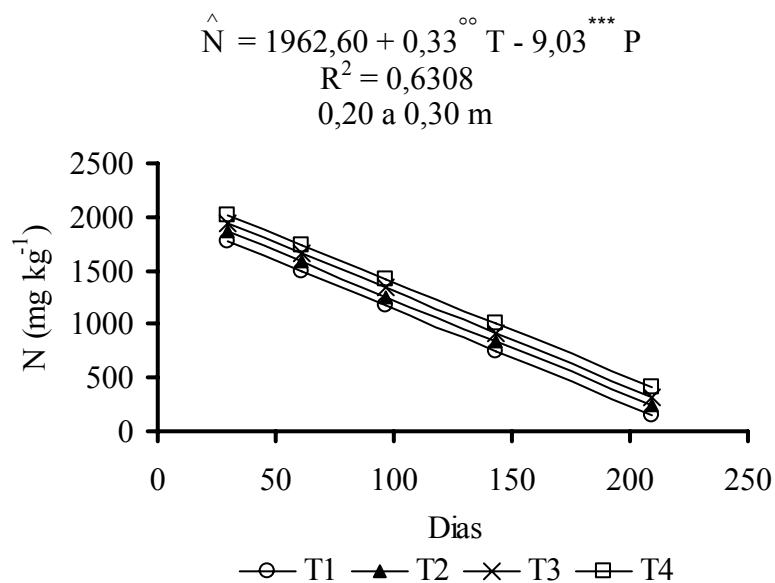
Os modelos ajustados para o nitrogênio total (N-total) em função do tempo de aplicação e tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação ao nitrogênio total no solo, nas camadas de 0 a 0,10 m; 0,30 a 0,40 m; 0,60 a 0,70 m, cujos valores médios foram de 1476,43; 968,55 e 726,79 mg kg⁻¹, respectivamente. Como não houve aumento na concentração do N-total nessas camadas, com o tempo, pode-se esperar pequeno efeito da aplicação de percolado de RSU na concentração deste nutriente no solo. A maior alteração nas concentrações de nitrogênio total na camada de 0,20 a 0,30 m, pode estar relacionada à relativa alta mobilidade de suas formas minerais. Nas profundidades de 0,10 a 0,20 m e 0,20 a 0,30 m, houve efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de nitrogênio total, e fixando-se os tratamentos, o nitrogênio total diminuiu linearmente com os dias de aplicação do percolado (Figuras 24 e 25), o que pode ser devido ao aumento na demanda pela cultura ou diminuição de sua concentração no percolado de RSU, sabidamente menos concentrado em nitrogênio com o tempo. A maior concentração foi obtida à maior taxa de aplicação (1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO).

Na literatura, há muitas referências ao aumento nas concentrações de N-total com aplicação de águas residuárias no solo, principalmente durante longo período (QUIN e WOODS, 1978; LATTERELL et al., 1982; MAGESAN et al., 1998). Há também casos, em que não foram observadas alterações significativas nessas concentrações (JNAD et al., 2001); entretanto, em todos esses casos, a água residuária apresentava concentração de nitrogênio total, aproximadamente, constante e as quantificações foram efetuadas, apenas, nas camadas mais superficiais do solo.



*** e * significativos a 0,1 e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 24 – Estimativa da concentração do nitrogênio total à profundidade, de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



*** e °° significativos a 0,1 e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 25 – Estimativa da concentração do nitrogênio total à profundidade, de 0,20 a 0,30 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

N versus profundidade

Na Figura 26, observa-se que a concentração de nitrogênio no solo, submetido à taxa de aplicação de 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO, foi maior na camada de 0,10 a 0,20 m, enquanto, nos demais tratamentos, a maior concentração de nitrogênio foi encontrada na camada de 0 a 0,10 m. Em geral, houve tendência à diminuição na concentração de N-total com a profundidade do solo. Duas são as principais razões, que justificam estes resultados: diminuição normal nas concentrações, em virtude da retenção do N orgânico e de formas minerais nas camadas mais superficiais; e maior absorção das formas minerais (nitrato e amônio) pelo capim.

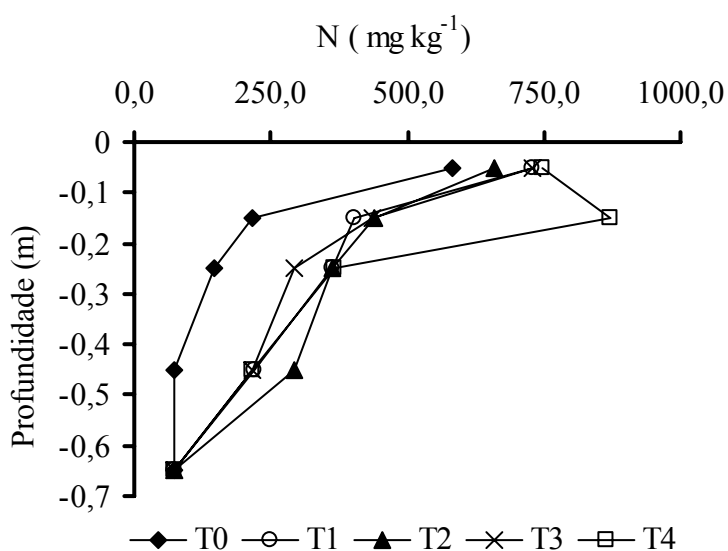


Figura 26 – Concentração de nitrogênio total no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.11. Amônio

NH₄⁺ versus tempo

Os modelos ajustados para o amônio (NH₄⁺), em função do tempo de aplicação do percolado de RSU e tratamento, não foram significativos, ou seja,

não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação à concentração de NH_4^+ no solo, no período experimental. O valor médio de concentração de NH_4^+ na camada de 0 a 0,10 m foi de 17,57 mg dm^{-3} ; na de 0,10 a 0,20 m foi de 15,23 mg dm^{-3} ; na de 0,20 a 0,30 m foi de 12,49 mg dm^{-3} ; na de 0,30 a 0,40 m foi de 8,27 mg dm^{-3} ; e na de 0,60 a 0,70 m foi de 6,46 mg dm^{-3} .

Apesar da ausência de efeitos significativos da concentração de amônio (NH_4^+) no solo, na camada de 0 a 0,10 m, os teores de NH_4^+ foram 53% e 63% maiores do que aqueles nas camadas de 0,30 a 0,40 m e de 0,60 a 0,70 m, respectivamente. Resultados semelhantes foram encontrados por Mantovani et al. (2005), em experimento com cultivo de alface. Os autores observaram concentrações médias de amônio de 1,1; 10,5 e 11,6 mg kg^{-1} nas profundidades de 0 a 0,20 m, 0,20 a 0,40 m e 0,40 a 0,60 m, respectivamente, com aplicação de composto de RSU.

NH_4^+ versus profundidade

Na Figura 27, observa-se a maior concentração de amônio estava na superfície, mas diminuiu com a profundidade. Essa diminuição ocorreu pelo fato de ter sido superficial a aplicação de percolado de RSU no solo, onde há maior adsorção do NH_4^+ , em razão de maior CTC T, além de possível nitrificação do cátion e, ou absorção pelo capim.

O pH é um dos principais fatores atuantes na microbiota do solo, principalmente sobre os microrganismos nitrificadores, mais sensíveis e exigentes, cujo pH ideal se encontra próximo à faixa de neutralidade (Serrano, 1997), com o aumento no pH do solo, foi possível maior nitrificação no meio.

Conforme se observa na Figura 27, a aplicação de percolado de RSU provocou grande aumento na concentração de NH_4^+ , nas camadas superficiais do solo, sendo que esse aumento foi tanto maior quanto maior a taxa de aplicação. Entretanto, essas concentrações estão compatíveis àquelas, normalmente, em solos de cultivo agrícola.

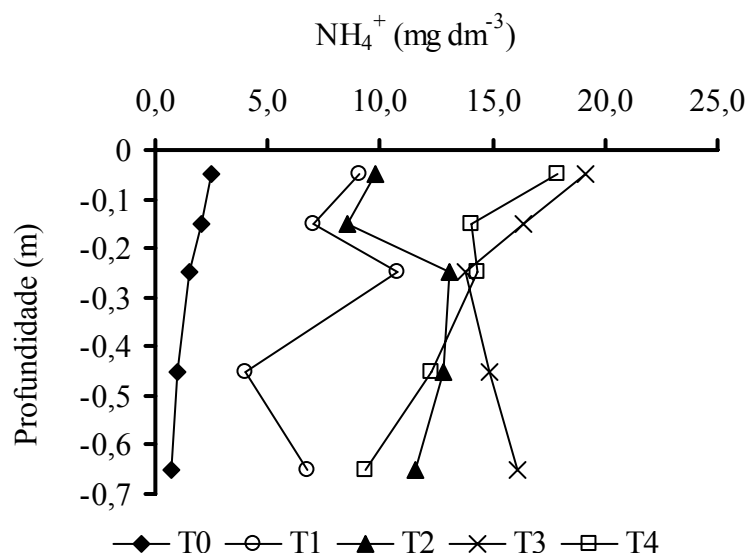


Figura 27 - Concentração de amônio no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.12. Nitrato

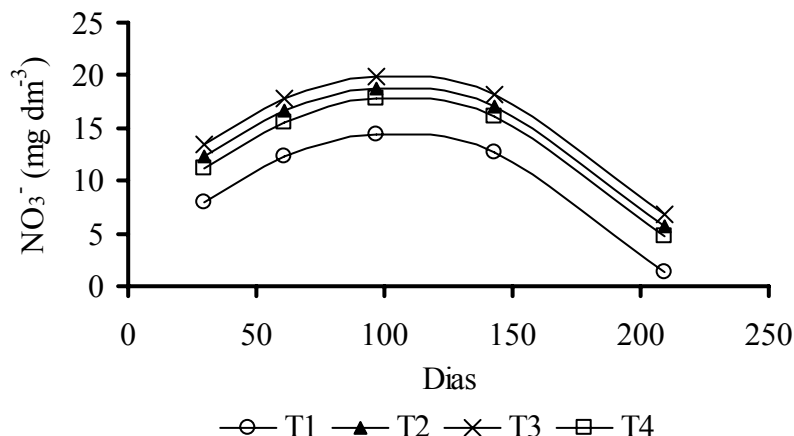
NO₃⁻ versus tempo

Os modelos ajustados para o nitrato (NO₃⁻), em função do tempo de aplicação e tratamento, não foram significativos, ou seja, não houve efeito do período de aplicação nem dos tratamentos na concentração de nitrato, nas camadas de 0 a 0,10 m; 0,10 a 0,20 m; 0,30 a 0,40 m e 0,60 a 0,70 m do solo, durante o período experimental, sendo obtidos os valores médios de 15,07; 13,13; 8,13 e 5,56 mg dm⁻³, respectivamente. Na profundidade de 0,20 a 0,30 m, houve efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de nitrato, e, fixando-se os tratamentos, houve efeito quadrático da concentração do nitrato com os dias de aplicação do percolado; observa-se que o nitrato no solo aumentou até 105 dias de aplicação do percolado de RSU, obtendo-se a máxima concentração e a partir daí diminuiu, conforme apresentado na Figura 28.

$$\hat{NO}_3^- = -6,17 + 0,037^{**} T - 0,000026^* T^2 + 0,25^{**} P - 0,0012^{**} P^2$$

$$R^2 = 0,6741$$

0,20 a 0,30 m



** e * significativos a 1 e, 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 28 – Estimativa da concentração de nitrato à profundidade de 0,60 a 0,70 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

NO₃⁻ versus profundidade

As baixas concentrações de nitrato, encontradas nas camadas mais profundas, indicaram que houve mobilidade relativamente pequena desse íon no solo, sendo a maior concentração do ânion observada até a profundidade de 0,20 a 0,30 m.

Matos et al. (2004), aplicando água residuária da lavagem e despulpa dos frutos do cafeeiro (ARC) no cultivo de milho, encontraram as maiores concentrações de nitrato de 69,0 mg kg⁻¹ nas camadas de 0 a 0,20 m, enquanto no cultivo de azevém, as altas concentrações de nitrato (19,0 mg kg⁻¹) foram observadas na camada de 0,40 a 0,60 m.

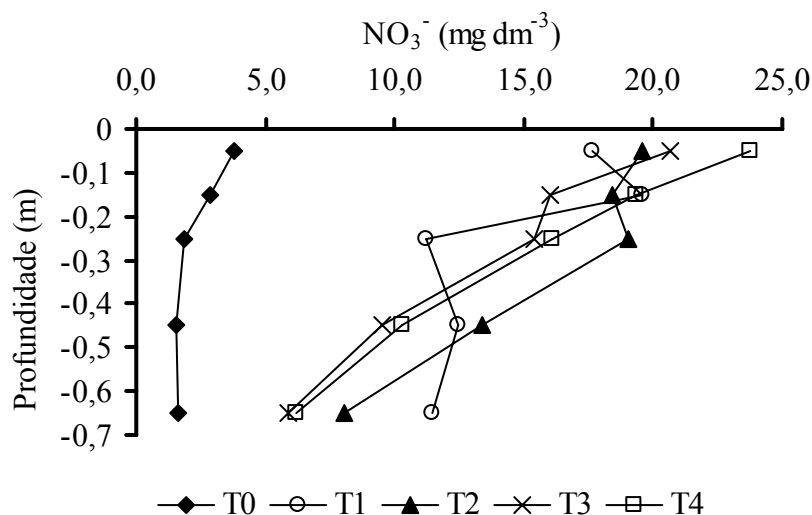


Figura 29 - Concentração de nitrato no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

Aparentemente, não houve risco de contaminação de águas subterrâneas devido à concentração de nitrato, pois, as maiores taxas de aplicação do percolado de RSU proporcionaram resultados semelhantes aos obtidos com as menores; além disso, as concentrações estão compatíveis com as encontradas, normalmente, em áreas de cultivo agrícola.

4.2.13. Fósforo disponível

P disponível *versus* tempo

Os modelos ajustados para o fósforo disponível (P) em função do tempo de aplicação do percolado de RSU e tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação ao P disponível no solo, durante o período experimental. Foram obtidos os seguintes valores médios de fósforo disponível: na camada de 0,10 a 0,20 m - 8,82 mg dm⁻³; na de 0,20 a 0,30 m - 3,78 mg dm⁻³; na de 0,30 a 0,40 m -

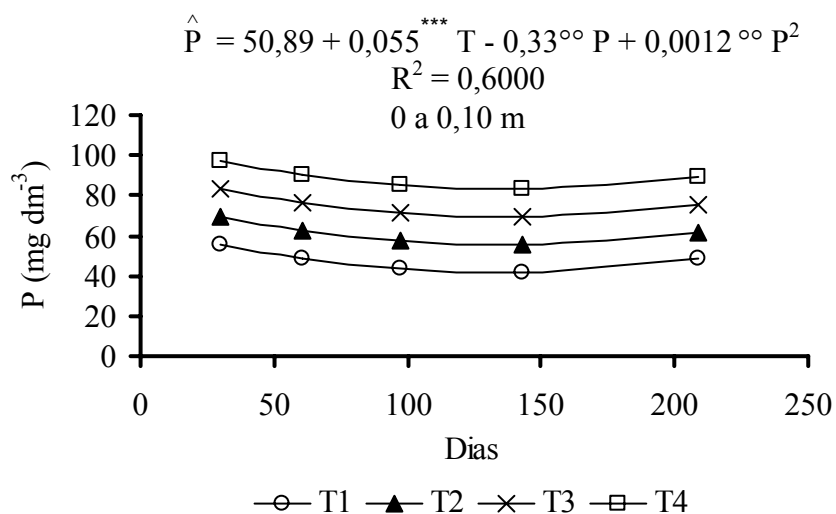
2,92 mg dm⁻³; e na de 0,60 a 0,70 m - 2,03 mg dm⁻³. Como não houve aumento na concentração do fósforo disponível nessas camadas, com o tempo, pode-se esperar pequeno efeito da aplicação de percolado de RSU na concentração deste nutriente no solo.

Na profundidade de 0 a 0,10 m, houve efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de fósforo disponível e, fixando-se os tratamentos, foi observado efeito quadrático da concentração do fósforo disponível com os dias de aplicação do percolado. Observou-se que o fósforo disponível diminuiu com o tempo até 125 dias; partir daí houve aumento até o final do ensaio experimental. Essa diminuição é atribuída à adsorção aos argilominerais e complexação do P pela matéria orgânica do solo e a adicionada pelo percolado de RSU, razão pela qual não foi extraído pelo extrator Mehlich-1. Além disso, não se deve descartar a absorção do nutriente pelo capim e a diminuição na concentração deste elemento no percolado de RSU, com o passar do tempo. Quanto ao aumento na concentração de fósforo disponível com o tempo, é devido à sua acumulação no solo pelas sucessivas aplicações do percolado de RSU, bem como à diminuição da absorção de nutrientes pelas plantas no período de outono/inverno.

Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), a disponibilidade de fósforo disponível varia de acordo com a dinâmica das fontes deste nutriente, quando adicionadas ao solo, sendo que, na interpretação da disponibilidade de fósforo, devem ser utilizadas medidas relacionadas à capacidade-tampão, como o teor de argila. Assim, o valor médio de P disponível foi: no T0 - 34,10 mg dm⁻³; no T1 - 47,77 mg dm⁻³; no T2 - 61,43 mg dm⁻³; no T3 - 75,10 mg dm⁻³; e no T4 - 88,76 mg dm⁻³, obtidos à profundidade de 0 a 0,10 m, na qual o solo apresenta 48% de argila. A classificação de disponibilidade deste nutriente é, segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), de muito alta para todos os tratamentos.

O aumento na disponibilidade de P deve-se à presença do nutriente no percolado de RSU aplicado e ao aumento do pH nesta camada do solo. O aumento do pH do solo até próximo a 7,0 propicia maior disponibilidade de P,

uma vez que, em condições ácidas, ocorre reação do H_2PO_4^- com as formas iônicas de ferro e de alumínio, formando compostos de baixa solubilidade. A matéria orgânica, por sua vez, bloqueia os sítios de adsorção em óxido de ferro e de alumínio do solo, diminuindo a capacidade de adsorção do H_2PO_4^- (NOVAIS e SMYTH, 1999).



*** e ^{oo} significativos a 0,1 e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 30 – Estimativa da concentração de fósforo disponível, à profundidade, de 0 a 0,10 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T1); $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T2); $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T3); e $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T4) de DBO

P disponível *versus* profundidade

De acordo com a Figura 31, a concentração de fósforo disponível foi maior na camada de 0,10 m, pois é nesta camada que o percolado de RSU foi adicionado e, sendo o fósforo de baixa mobilidade em solos argilosos, já era esperada sua concentração na camada mais superficial. Maior concentração de P disponível foi obtida com o tratamento (T4), em comparação com os valores obtidos nos outros tratamentos. A partir da camada de 0,10 a 0,20 m, a disponibilidade de fósforo no solo permaneceu baixa até o final do período de aplicação do percolado de RSU.

Loures (2002), ao aplicar esgoto doméstico, por escoamento superficial, em rampas cultivadas com capim-coastcross, observou decréscimo na

concentração do fósforo disponível no solo, mediante a aplicação das taxas de 0,24 e 0,48 m³ h⁻¹ m⁻¹. No caso da maior taxa, o autor suspeitou que grande conteúdo de material orgânico aportado ao solo, seria responsável pela complexação do P-disponível.

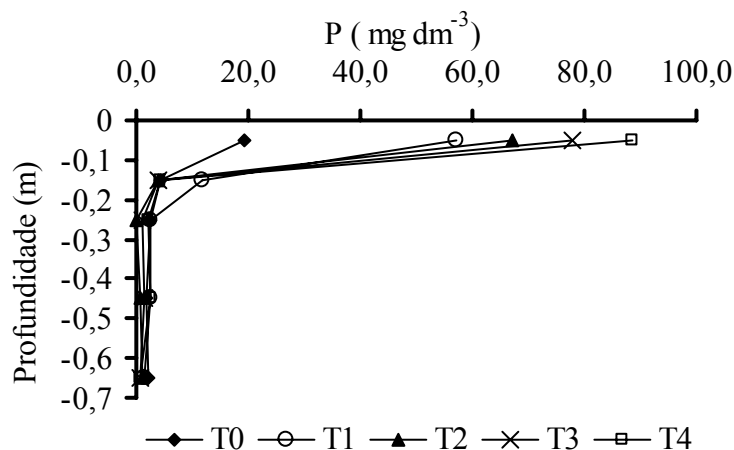


Figura 31 - Concentração de fósforo disponível no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0); 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.14. Potássio trocável

K trocável *versus* tempo

Os modelos ajustados para o potássio trocável (K) em função do tempo de aplicação e do tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos na concentração de potássio no solo, na camada de 0,60 a 0,70 m, durante o período experimental. Nesta camada, o valor médio de K foi de 14,91 mg dm⁻³. A concentração de potássio trocável no solo alterou, em praticamente em todo perfil do solo, o que é devido à relativamente alta concentração de potássio no percolado e à sua alta solubilidade e mobilidade no solo.

Nas profundidades de 0 a 0,10 m; 0,10 a 0,20 m; 0,20 a 0,30 m; e 0,30 a 0,40 m, houve efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de potássio trocável, sendo que, ao fixar os tratamentos, a concentração de potássio trocável aumentou, linearmente, com os

dias de aplicação do percolado de RSU, conforme se observa nas figuras 32 e 33. O mesmo resultado foi encontrado por Lo Mônaco (2005), nos primeiros 0,20 m de profundidade do solo, aplicando água residuária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro (ARC) tipo Arábica. Esses aumentos ocorreram, proporcionalmente, às doses da ARC aplicadas. Queiroz et al. (2004a), aplicando água residuária de suínos em áreas cultivadas com capim, observou aumento na concentração de potássio trocável, na profundidade do solo de 0,20 m.

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), nas camadas de solos estudadas, de 0 a 0,10 m e 0,10 e 0,20 m, no tratamento de 500, 750 e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ DBO, as concentrações de potássio podem ser consideradas muito altas.

Malavolta et al. (1989) relataram que o excesso de K, no solo cultivado com pastagens, poderá promover deficiência de cálcio e magnésio, de modo que, em alguns casos, provocam clorose nas folhas, principalmente nas mais velhas e alteração no crescimento e murchamento das mesmas. Isso deve ser considerado, na previsão de adubação em áreas de aplicação de percolado de RSU.

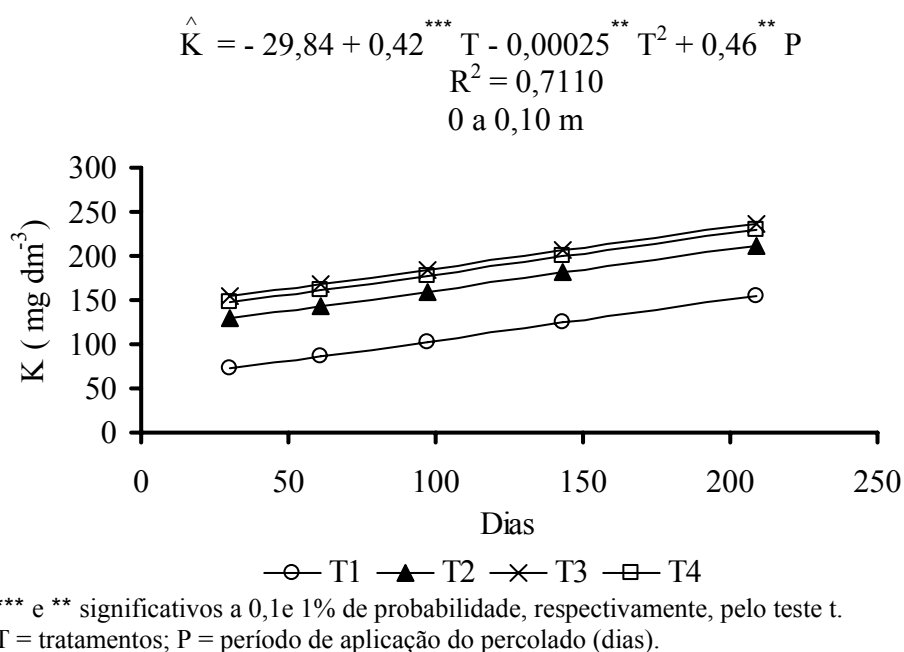
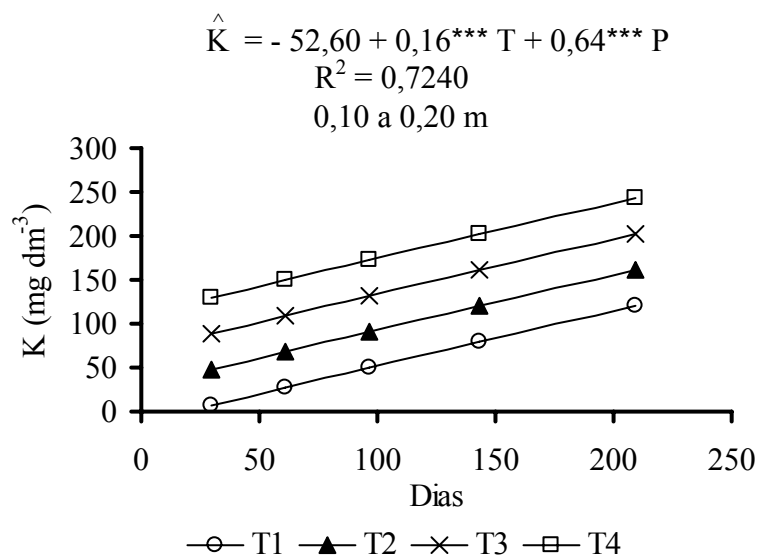


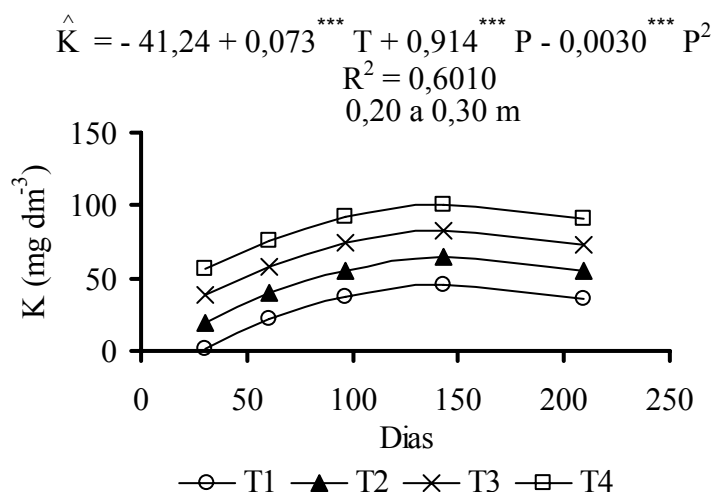
Figura 32 – Estimativa da concentração do potássio trocável, à profundidade de 0 a 0,10 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



*** significativo a 0,1 % de probabilidade, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

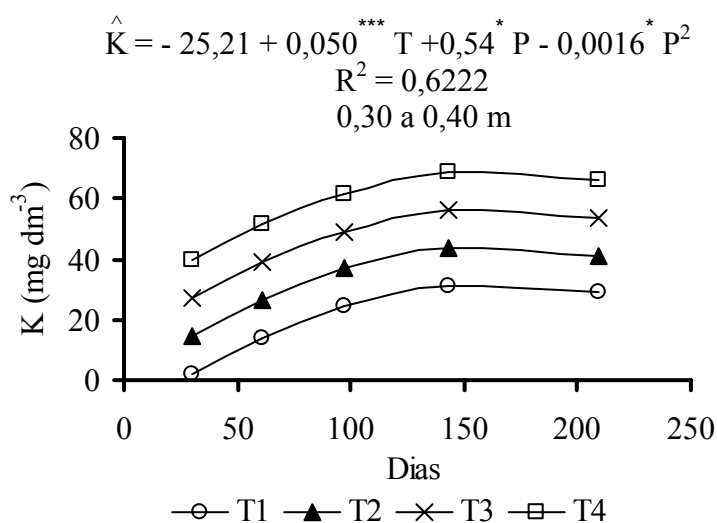
Figura 33 – Estimativa da concentração do potássio trocável, à profundidade de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹(T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3); e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

Nas profundidades de 0,20 a 0,30 m e 0,30 a 0,40 m do solo (Figuras 34 e 35), houve efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de potássio trocável e, ao fixar os tratamentos, observou-se efeito quadrático da concentração de potássio disponível com os dias de aplicação do percolado. Observou-se que a concentração de potássio trocável aumentou até atingir o máximo, aos 151 dias e aos 165 dias de aplicação do percolado, para as camadas de 0,20 a 0,30 m e de 0,30 a 0,40 m, respectivamente, havendo pequena diminuição até o final do experimento. Essa diminuição nestas camadas ocorreu, provavelmente, devido à diminuição na concentração de K no percolado de RSU com o tempo.



*** significativo a 0,1 % de probabilidade, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 34 – Estimativa da concentração do potássio trocável, à profundidade de 0,20 a 0,30 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referentes aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3); e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



*** e * significativos a 0,1 e, 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 35 – Estimativa da concentração do potássio trocável, à profundidade de 0,30 a 0,40 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3); e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

K trocável *versus* profundidade

Observando a Figura 36, nota-se que houve lixiviação do potássio para as camadas mais profundas do solo, ocasionada pela aplicação de percolado de RSU em todas as taxas. Isso indica a necessidade de monitoramento da concentração de potássio trocável, quando essa água residuária, é usada na fertirrigação, do solo, em vista da alta mobilidade do K, principalmente quando se aplicam maiores doses do percolado de RSU.

De acordo com van Raij (1981), geralmente, os sais de potássio apresentam alta solubilidade e as concentrações de K na solução do solo podem, também, atingir concentrações bastante elevadas. Isto confere ao potássio maior mobilidade, permitindo sua movimentação na forma de sais e lixiviação através do solo. Quando não houver adequada lixiviação, como ocorre em solo de baixa permeabilidade e capacidade de drenagem, podem ocorrer problemas de salinização. Sais de sódio e de potássio são considerados os maiores contribuintes para a salinidade do solo.

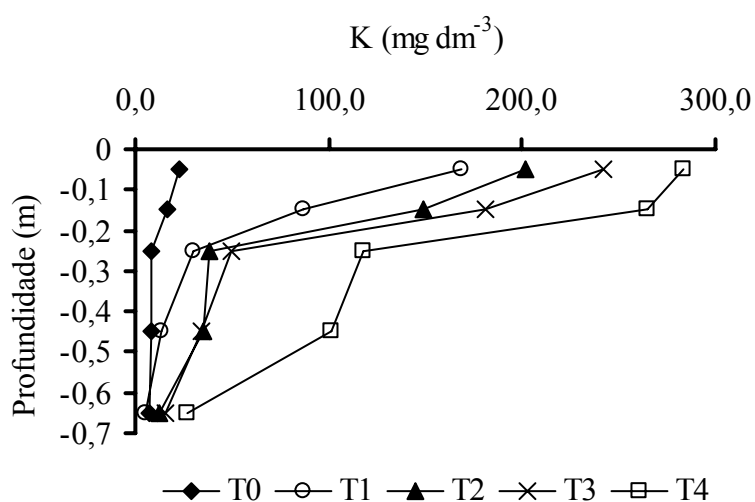


Figura 36 – Concentração de potássio trocável no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0); 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.15. Cálcio mais magnésio trocáveis

Ca + Mg trocáveis *versus* tempo

Os modelos ajustados para concentração de cálcio mais magnésio (Ca+Mg) trocáveis, em função do tempo de aplicação e do tratamento, não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos em relação à concentração de Ca+Mg trocáveis no solo, durante o período experimental. Os valores médios da Ca+Mg trocáveis foram: na camada de 0 a 0,10 m - 2,48 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; na de 0,10 a 0,20 m - 1,22 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; na de 0,20 a 0,30 m - 0,89 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; na de 0,30 a 0,40 m - 0,80 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; e de 60 a 0,70 m - 0,64 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$.

O valor de Ca+Mg trocável considerado adequado para o capim-tifton 85, segundo Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), é de 2,0 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, sendo a camada de 0 a 10 m a única a satisfazer a necessidade da cultura.

Santos (2004), aplicando esgoto doméstico em um Argissolo Vermelho distrófico, cultivado com capim-tifton 85, observou que os teores de Ca+Mg trocáveis no solo diminuíram com o tempo de aplicação, independente dos tratamentos empregados.

Hayes et al. (1990) verificaram que, apesar das concentrações de Ca+Mg terem sido maiores na água residuária doméstica, nenhuma diferença estatística foi observada para as concentrações de Ca + Mg no solo.

Ca + Mg trocáveis *versus* profundidade

De acordo com a Figura 37, a concentração de Ca+Mg trocável, obtida ao final do período de aplicação do percolado, diferiu pouco em relação ao tratamento-testemunha.

Os valores de Ca+Mg tenderam a diminuir com a profundidade do solo, na mesma proporção em todos os tratamentos, sendo que o mesmo comportamento foi observado por SANTOS (2004) e HAYES et al. (1990). A baixa mobilidade de cálcio e magnésio, ocasionada pela relativamente alta adsorvibilidade e possibilidade de formação de precipitados nas camadas superficiais do solo, favoreceu sua maior concentração na camada superficial do solo.

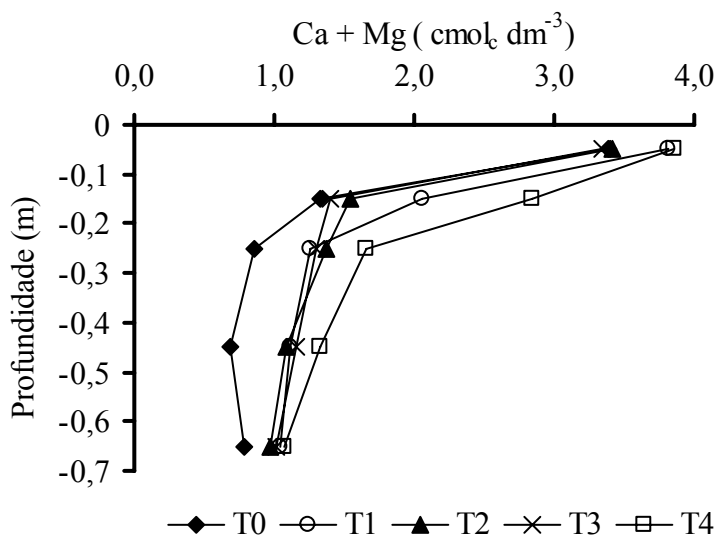


Figura 37 - Concentração de cálcio mais magnésio trocáveis no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0); 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.16. Cobre trocável

Cu trocável *versus* tempo

Os modelos ajustados para o cobre (Cu), em função do tempo de aplicação de percolado de RSU e do tratamento, não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos na concentração de Cu trocável no solo, durante o período experimental. Os valores médios do Cu trocável foram: na camada de 0 a 0,10 m - 1,51 mg dm⁻³; de 0,10 a 0,20 m - 1,28 mg dm⁻³; de 0,20 a 0,30 m - 1,33 mg dm⁻³; de 0,30 a 0,40 m - 1,35 mg dm⁻³; e de 0,60 a 0,70 m - 0,95 mg dm⁻³.

Queiroz et al. (2004b), aplicando água residuária de suinocultura em gramíneas forrageiras, observaram que o cobre trocável sofreu significativo decréscimo em sua concentração nos tratamentos ao longo do tempo, sendo obtidos valores médios iniciais de 12,58 mg dm⁻³ e finais de 7,88 mg dm⁻³ na camada de 0 a 0,20 m.

Cao e Hu (2000) relataram que a aplicação de água residuária, contendo 12 mg L⁻¹ de cobre, proporcionou aumento de 495% na concentração de cobre do solo, em relação ao solo irrigado com água limpa.

Oliveira et al. (2001), estudando a movimentação de metais pesados num solo argiloso, tratado com aplicações sucessivas de lodo de esgoto, durante um período de dois anos, não observaram evidência de mobilidade do cobre no perfil do solo.

Cu trocável *versus* profundidade

Na Figura 38, verifica-se que a concentração de cobre foi semelhante em todos os tratamentos, em todo o perfil do solo. A maior concentração de Cu trocável foi encontrada nas camadas superficiais do solo, o que pode ser

explicado em razão da baixa mobilidade no solo, devido ao fato deste elemento ser quelatado/complexado pela matéria orgânica.

O cobre é um dos elementos químicos importantes na nutrição de plantas, porém, em excesso, pode causar toxicidade às plantas, conforme Malavolta (1989), os valores de Cu, quando inferiores a $0,4 \text{ mg dm}^{-3}$, podem ser considerados baixos; se variarem entre $0,4$ e $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$, estão em níveis médios, mas, se forem superiores a $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$, possuem altas concentrações deste elemento. De acordo com os valores citados por Malavolta (1989), as concentrações encontradas no presente trabalho, em todas as taxas de aplicação e no tratamento-testemunha e em todas as profundidades analisadas, são altas.

Desconsiderando-se a dispersão normal dos dados, as concentrações obtidas nos tratamentos de aplicação de percolado de RSU são semelhantes às encontradas na testemunha, sendo que os valores obtidos não devem ser considerados preocupantes.

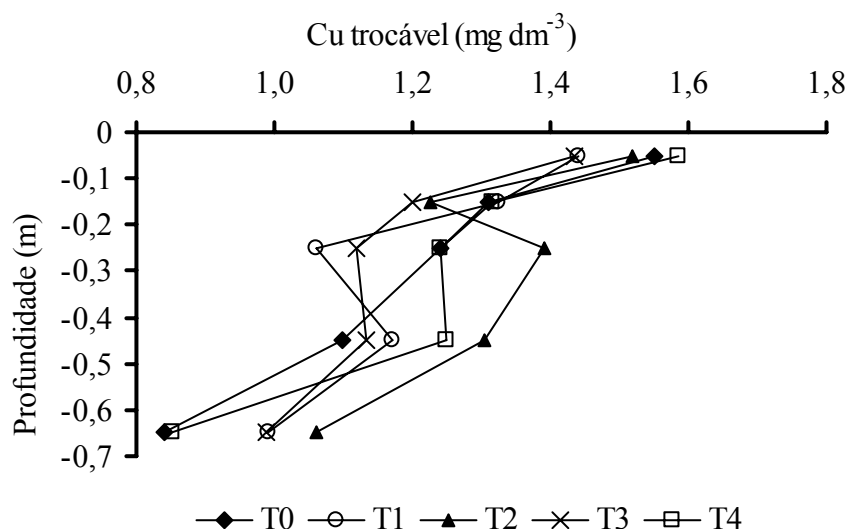


Figura 38 - Concentração de cobre trocável do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0), $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T1); $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T2); $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T3) e $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (T4) de DBO.

4.2.17. Zinco trocável

Zn trocável *versus* tempo

Os modelos ajustados para o zinco (Zn) trocável em função do tempo de aplicação do percolado de RSU e do tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos na concentração de Zn no solo, durante o período experimental. Os valores médios obtidos para Zn foram: na camada de 0 a 0,10 m - 6,49 mg dm⁻³; na de 0,10 a 0,20 m - 1,39 mg dm⁻³; na de 0,20 a 0,30 m - 0,64 mg dm⁻³; na de 0,30 a 0,40 m - 0,73 mg dm⁻³; e na de 0,60 a 0,70 m - 0,36 mg dm⁻³.

Observou-se que, durante o tempo de aplicação do percolado de RSU, houve tendência de diminuição na concentração de zinco, com o aumento da profundidade do solo. O mesmo resultado foi observado por Lo Mônaco (2005), em fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. O mesmo ocorreu no trabalho de Fonseca (2001), ao aplicar, no milho, efluente do esgoto tratado.

Segundo a classificação da Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), em relação à disponibilidade do zinco trocável no solo, a concentração de 6,49 mg dm⁻³ na camada de 0 a 0,10 m pode ser classificada como alta, enquanto a concentração de zinco de 1,39 mg dm⁻³ na camada de 0,10 a 0,20 m é classificada como média. A concentração de zinco de 0,64; 0,73 e 0,36 mg dm⁻³, obtidas nas camadas de 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m; e 0,60 a 0,70 m, respectivamente, são classificadas como baixas.

Zn trocável *versus* profundidade

Na Figura 39, verifica-se que a maior concentração do zinco trocável ocorre na camada superficial do solo (0 a 0,10 m). As concentrações de zinco trocável, praticamente, não foram alteradas pela aplicação do percolado de RSU com aumento da profundidade.

Queiroz et al. (2004a), aplicando água residuária de suinocultura em forrageiras, verificaram aumento na concentração de zinco trocável, indicando acúmulo deste micronutriente no solo.

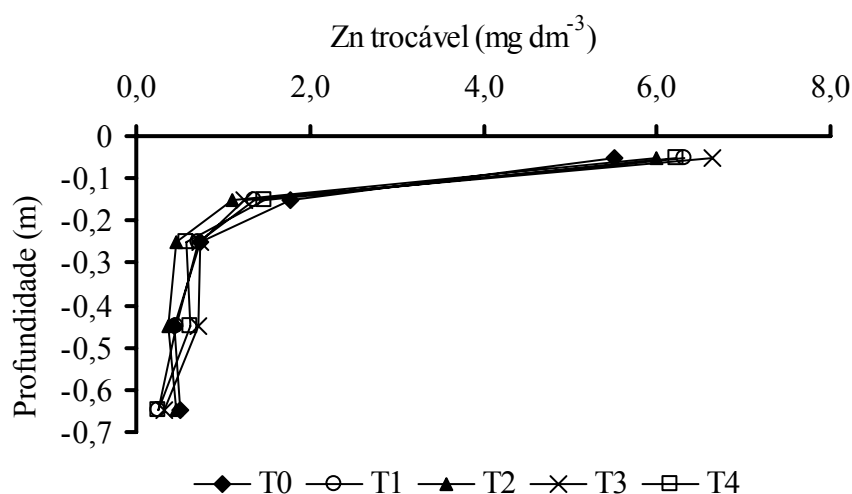


Figura 39 - Concentração de zinco trocável do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0); 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

4.2.18. Manganês trocável

Mn trocável *versus* tempo

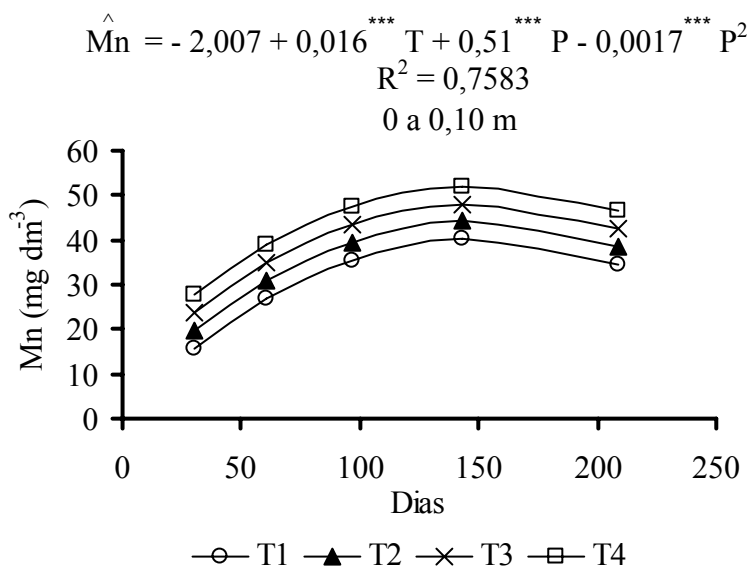
Os modelos ajustados para o manganês trocável em função do tempo de aplicação do percolado de RSU e do tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos na concentração de manganês no solo, nas camadas de 0,30 a 0,40 m e 0,60 a 0,70 m, durante o período experimental. Os valores médios da concentração de manganês trocável, nessas camadas, foram de 10,21 e 5,23 mg dm⁻³, respectivamente.

Nas profundidades de 0 a 0,10 m; 0,10 a 0,20 m e 0,20 a 0,30 m, houve efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de manganês trocável; fixando-se os tratamentos, foi observado efeito quadrático da concentração do manganês trocável com os dias de aplicação do percolado (Figuras 40 a 41). Observa-se que a concentração de manganês trocável no solo aumentou até atingir o ponto máximo aos 151 dias, para a camada de 0 a 0,10 m e aos 143 dias para as camadas de 0,10 a 0,20 m e 0,20 a 0,30 m, depois diminuiu até o final do período de aplicação do percolado. O aumento na concentração do manganês trocável no solo submetido aos diferentes tratamentos, ao final do período de aplicação do percolado de RSU, é devido a relativamente alta concentração deste elemento químico nessa água residuária. A diminuição da concentração do manganês trocável no solo, ao final do período de aplicação, pode estar associada à diminuição da concentração de manganês no percolado de RSU, conforme já discutido em relação a outros elementos químicos.

Na Figura 40, observa-se que na camada de 0 a 0,10 m, o valor máximo da concentração de manganês foi de 52,24 mg dm⁻³, obtido com a aplicação de 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO. Na camada de 0,10 a 0,20 m, o valor máximo da concentração de manganês, conforme apresentado na Figura 41, foi de 31,42 mg dm⁻³ e na camada de 0,20 a 0,30 m o valor máximo foi de 25,50 mg dm⁻³,

conforme observado na Figura 42. Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), estes valores são classificados como altos.

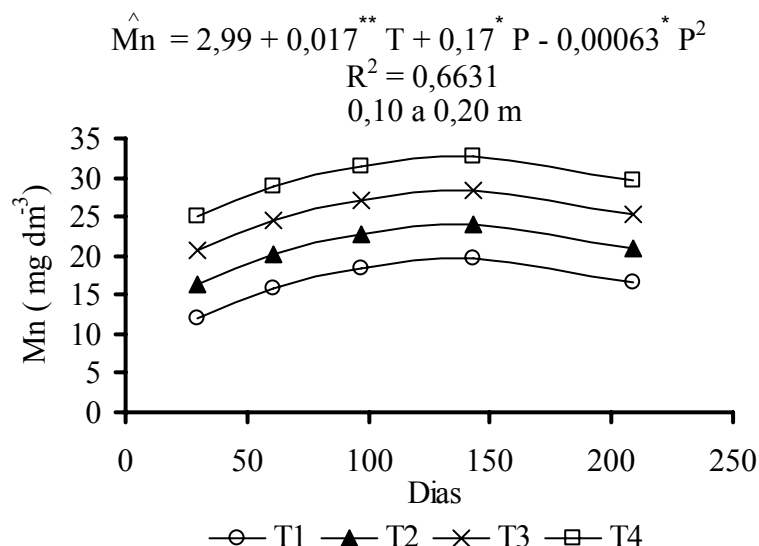
Segundo Cervellini (1981), níveis tóxicos de manganês induzem à deficiência de ferro e de zinco nas plantas. Quanto à correção da toxicidade, o autor recomendou aumentar o pH com aplicação de calcário no solo.



*** significativo a 0,1% de probabilidade, pelo teste t.

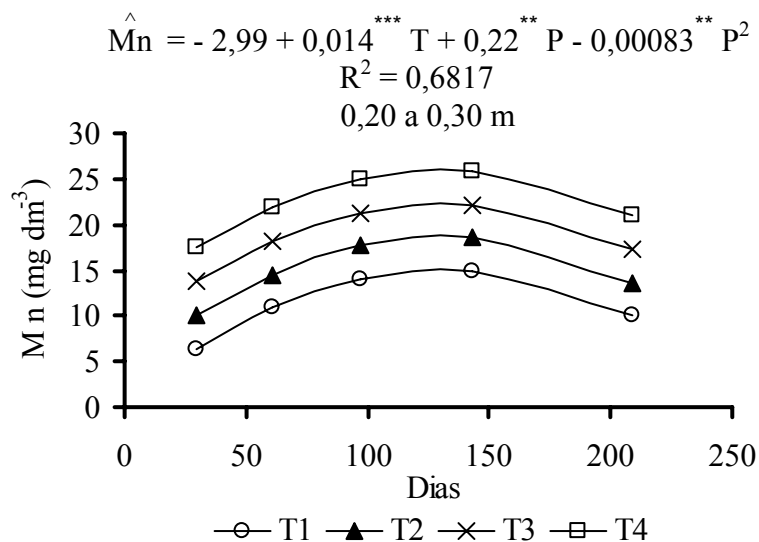
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 40 - Estimativa da concentração de manganês trocável, à profundidade de 0 a 0,10 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



*** e * significativos a 0,1 e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 41 - Estimativa da concentração de manganês trocável, à profundidade de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



*** e ** significativos a 0,1 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 42 - Estimativa da concentração de manganês trocável, à profundidade de 0,20 a 0,30 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

Mn trocável *versus* profundidade

O comportamento da concentração do manganês trocável no perfil do solo, após aplicação do percolado de RSU (Figura 43), indica tendência de diminuição com a profundidade e que as maiores concentrações se encontravam nas primeiras camadas, em todos os tratamentos.

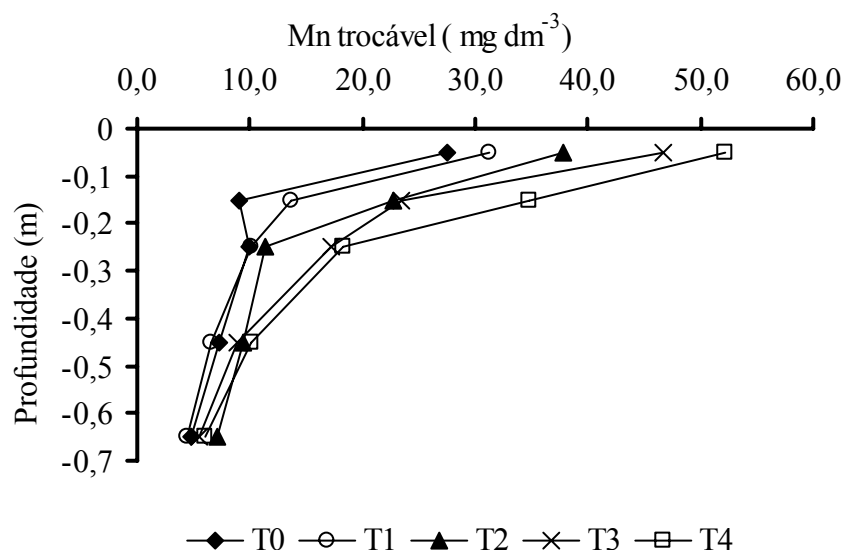


Figura 43 - Concentração de manganês trocável do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0); 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

A maior mobilidade do Mn²⁺ no solo proporcionou sua maior distribuição no perfil do solo, ocorrendo aumento expressivo em sua concentração até à profundidade de 0,30 m.

4.2.19. Ferro trocável

Fe trocável *versus* tempo

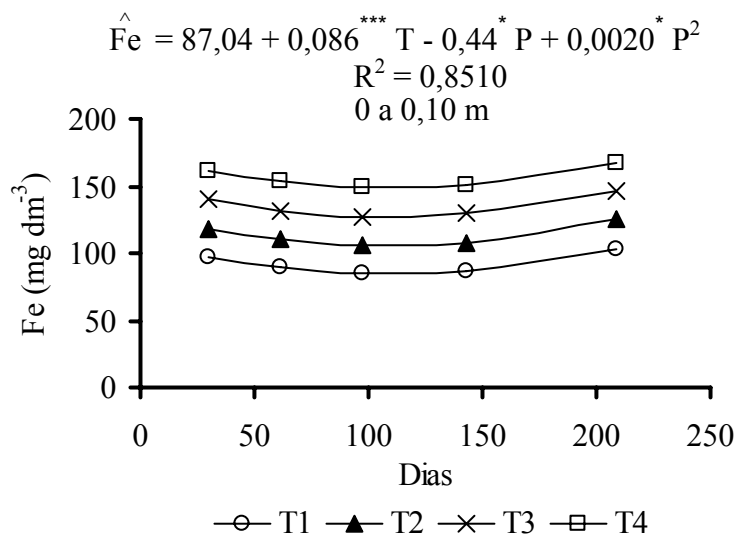
Os modelos ajustados para o ferro (Fe) trocável em função do tempo de aplicação do percolado de RSU e do tratamento não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem dos tratamentos na concentração do ferro trocável no solo, para as camadas de 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m; e 0,60 a 0,70 m, durante o período experimental. Os valores médios da concentração de ferro trocável nessas camadas foram de 80,61; 64,66 e 50,34 mg dm⁻³, respectivamente.

Nas figuras 44 e 45, observa-se efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de ferro trocável, sendo que, fixando-se os tratamentos, observou-se efeito quadrático da concentração do ferro trocável com os dias de aplicação do percolado. Observou-se que o ferro trocável diminuiu com o tempo até 109 dias, para as camadas de 0 a 0,10 m e de 0,10 a 0,20 m e, a partir daí, houve aumento até o final do ensaio experimental.

Os valores médios da concentração de ferro nas camadas de 0 a 0,10 m; 0,10 a 0,20 m; 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m; e 0,60 a 0,70 m são maiores que 45 mg dm⁻³. Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), estes valores podem ser classificados como altos.

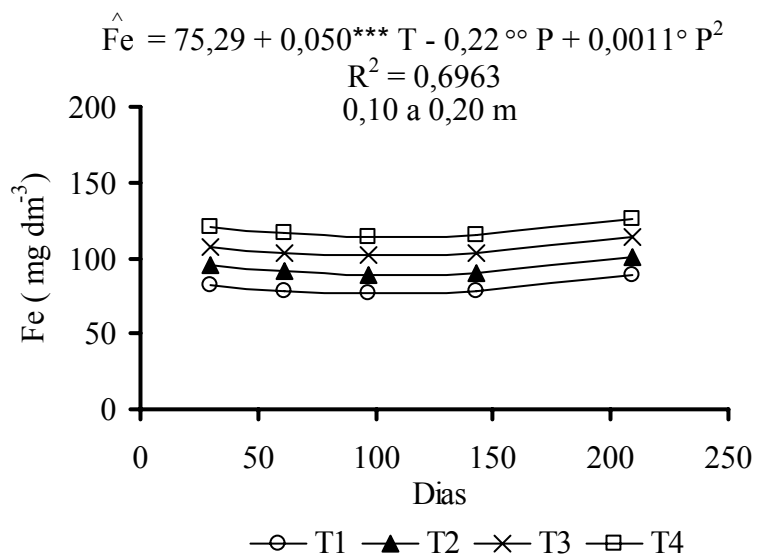
A maior disponibilidade de ferro nas primeiras camadas do solo é devido à aplicação superficial do percolado de RSU no solo. Entretanto, em ambientes redutores, ocorre disponibilização de ferro na solução do solo, uma vez que ele assume a forma reduzida (Fe²⁺) mais solúvel e, portanto, passível de mais fácil extração pelas plantas. Isto pode ter ocorrido com a aplicação de grande quantidade de matéria orgânica, principalmente nas primeiras camadas, notadamente nos tratamentos que receberam maiores doses dessa água residuária.

De acordo com Lindsay (1979), a solubilidade do ferro no solo é, fortemente, governada pelo potencial hidrolítico e de complexação dos óxidos e pelo potencial redox do meio.



*** e * significativos a 0,1 e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 44 - Estimativa da concentração do ferro trocável, à profundidade de 0 a 0,10 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



***, ° e °° significativos a 0,1, 10 e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 45 - Estimativa da concentração do ferro trocável, à profundidade de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o tempo de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

Fe trocável *versus* profundidade

Houve diminuição na concentração de ferro trocável, em todos os tratamentos, com aumento da profundidade, sendo que os maiores valores foram encontrados na camada de 0 a 0,10 m do solo, conforme apresentado na Figura 46. As maiores concentrações, encontradas nos tratamentos T3 e T4, são indicativas de que o percolado de RSU foi a principal fonte de ferro disponível para o solo.

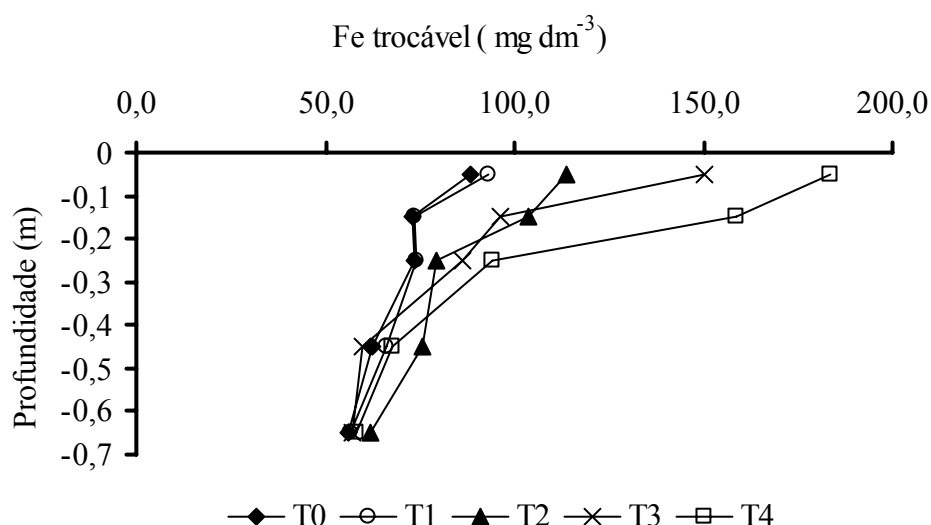


Figura 46 - Concentração de ferro trocável do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0); 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

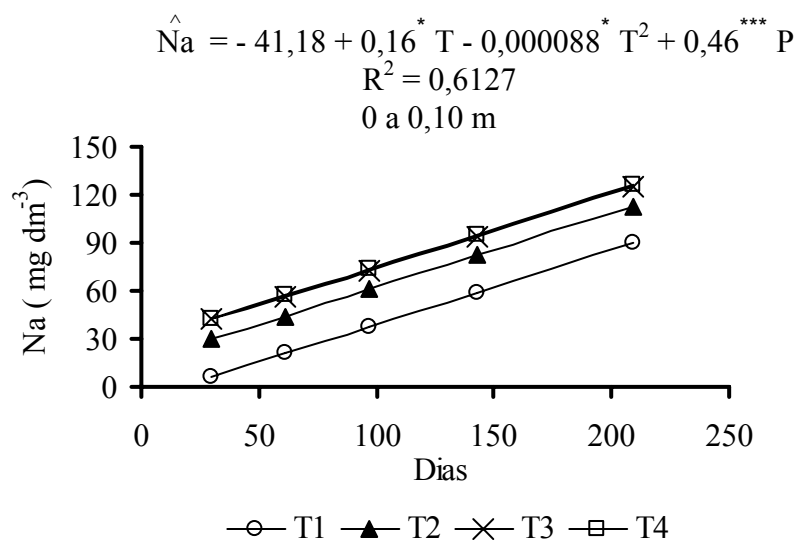
4.2.20. Sódio trocável

Na trocável *versus* tempo

Em todas as profundidades avaliadas no solo (0 a 0,10 m; 0,10 a 0,20 m; 0,20 a 0,30 m; 0,30 a 0,40 m e 0,60 a 0,70 m) houve efeito tanto do tempo de aplicação do percolado RSU quanto dos tratamentos na concentração de sódio trocável, sendo que, fixando-se os tratamentos, a concentração de sódio trocável

aumentou, linearmente, com os dias de aplicação do percolado de RSU, conforme se observa nas figuras 47 a 51. Como foi observado no caso do potássio, houve aumento na concentração de Na no solo com o tempo.

Queiroz et al. (2004b) constataram que a aplicação de água residuária de suinocultura proporcionou acúmulo de sódio trocável, atingindo 23,46 mg dm⁻³ em solo cultivado com gramíneas forrageiras. Jnad et al. (2001) também observaram aumento na concentração de sódio no solo, decorrente da aplicação de esgoto sanitário tratado, via sistema de irrigação por gotejamento superficial, em áreas cultivadas com gramíneas.



*** e * significativos a 0,1 e, 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 47 – Estimativa da concentração do sódio trocável, à profundidade de 0 a 0,10 m do solo, durante o período de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

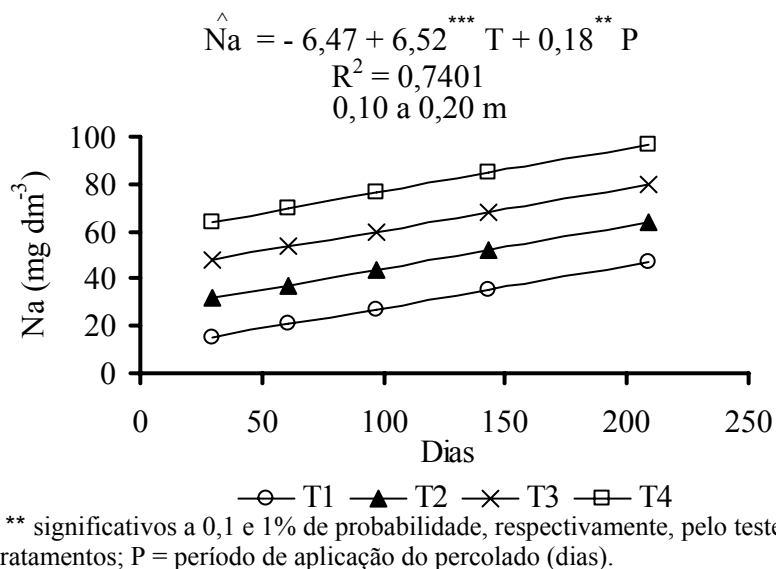


Figura 48 – Estimativa da concentração do sódio trocável, à profundidade de 0,10 a 0,20 m do solo, durante o período de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

O aumento constante nas concentrações de sódio trocável, nas diferentes camadas de solo, é devido a sua alta concentração no percolado de RSU (inicialmente de 3.588,8 mg L⁻¹), baixa absorção pelas plantas, baixa adsorção e grande mobilidade no solo.

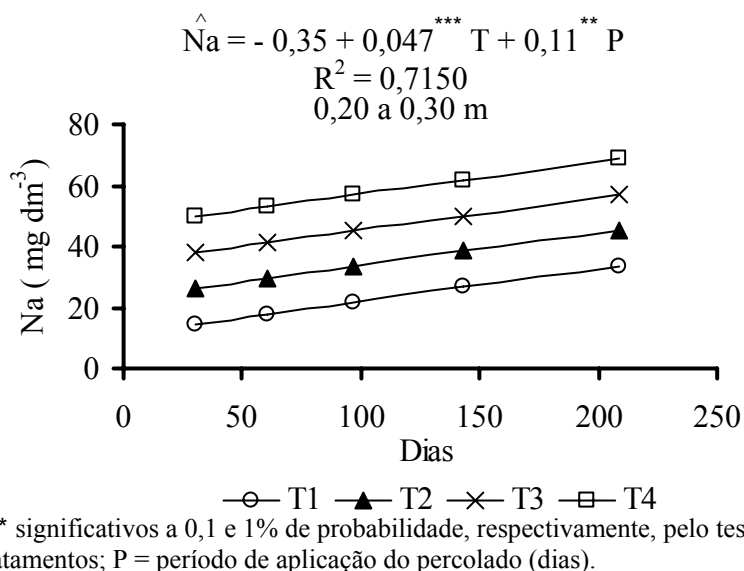
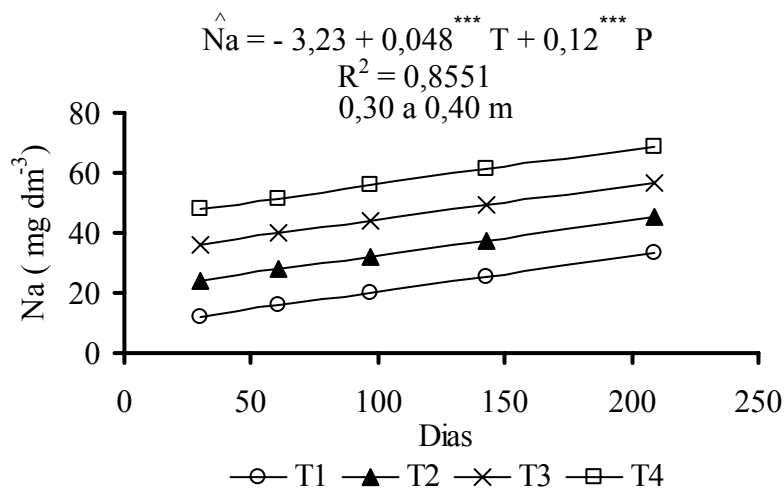
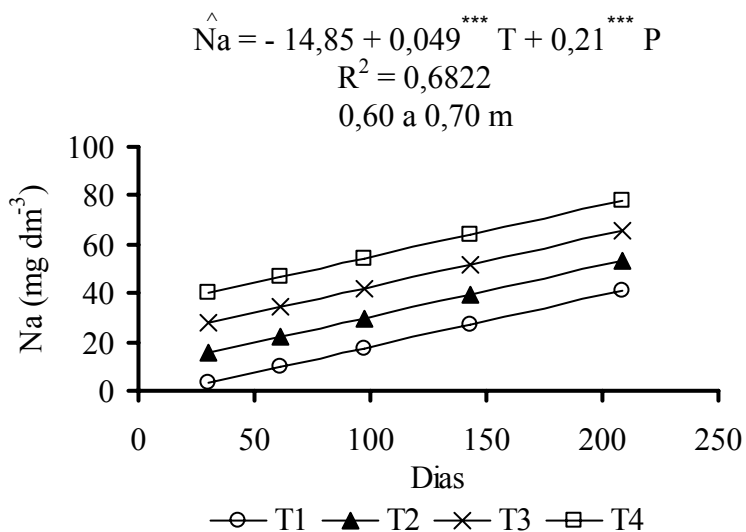


Figura 49 – Estimativa da concentração do sódio trocável, à profundidade de 0,20 a 0,30 m do solo, durante o período de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



*** significativo a 0,1% de probabilidade, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 50 – Estimativa da concentração do sódio trocável, à profundidade de 0,30 a 0,40 m do solo, durante o período de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.



*** significativo a 0,1% de probabilidade, pelo teste t.
T = tratamentos; P = período de aplicação do percolado (dias).

Figura 51 – Estimativa da concentração do sódio trocável, à profundidade de 0,60 a 0,70 m do solo, durante o período de aplicação (dias) do percolado de RSU, referente aos tratamentos 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

Na trocável *versus* profundidade

Na Figura 52, observa-se que o tratamento T4, correspondente à maior taxa de aplicação de percolado de RSU, proporcionou maior concentração de sódio no solo, em todas as profundidades estudadas. O principal fator para que isso tenha ocorrido foi a adição de sódio, proporcionada pela aplicação do percolado do RSU.

Ainda na Figura 52, nota-se a ocorrência de lixiviação do sódio para as camadas mais profundas do solo ocasionadas pela aplicação dos tratamentos T1, T2, T3, e T4. Observa-se que a concentração de sódio trocável nos tratamentos com aplicação do percolado de RSU, em todas as camadas de solo, foi superior à concentração obtida no tratamento-testemunha T0, parcela tratada com água da rede de abastecimento, indicando acúmulo deste cátion no solo.

Elevadas doses de aplicação de sódio no solo podem causar problemas de salinização ou dispersão da argila, com conseqüente redução de sua permeabilidade (MATOS, 2007).

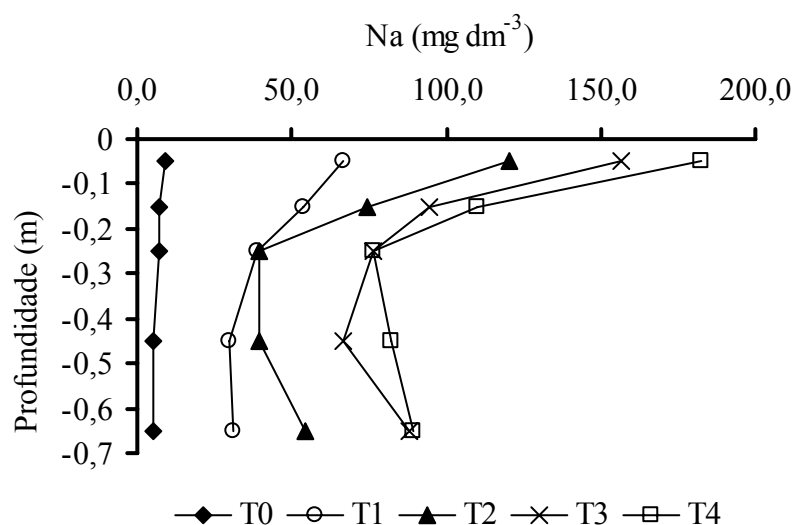


Figura 52 - Concentração de sódio trocável no perfil do solo, ao final do período de aplicação de percolado de RSU, em função da profundidade, referente aos tratamentos com água da rede de abastecimento (T0); 250 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T1); 500 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T2); 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T3) e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ (T4) de DBO.

No Quadro 7, são apresentadas as massas de sódio aplicadas mensalmente e os valores totais, no solo, conforme o tratamento aplicado.

Quadro 7 – Quantidade de sódio (kg ha^{-1}) aplicado no período experimental nos diferentes tratamentos (T1) $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$; (T2) $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$; (T3) $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e (T4) $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO

Período	Na (kg ha^{-1})			
	T1	T2	T3	T4
1º mês	848,0	1695,9	2543,8	3391,89
2º mês	1026,5	2052,9	3079,4	4105,9
3º mês	679,0	1358,0	2037,1	2716,1
4º mês	825,1	1054,3	1581,4	2108,5
5º mês	152,6	305,1	457,7	610,3
Soma	3.531,1	6.466,35	9.699,4	12.932,5

Conforme apresentado no Quadro 7, com a taxa de $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO (T4), foram aplicadas $12,93 \text{ t ha}^{-1}$ de sódio no solo, durante o período de experimentação. Neste cálculo, considerou-se o valor total de percolado aplicado, que foi de $418 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e a concentração de Na no percolado entre $0,10$ e $3,57 \text{ kg m}^{-3}$.

Embora a quantidade de sódio aplicada tenha sido alta, não houve prejuízo, durante o período experimental, à produtividade do capim, conforme será discutido posteriormente.

No Quadro 8, são apresentados os valores percentuais de sódio trocável (PST), obtidos por ocasião da finalização da aplicação de percolado de RSU nas parcelas experimentais, nos diferentes tratamentos e profundidades do solo.

Quadro 8 – Percentual de saturação com sódio (PST), ao final do período de aplicação de percolado de RSU no solo

Profundidade	PST (%)				
	T0	T1	T2	T3	T4
-0,05	0,6	4,5	8,1	9,3	12,1
-0,15	0,6	4,8	6,2	6,6	6,4
-0,25	0,7	3,9	4,4	5,9	6,2
-0,45	0,7	3,3	3,8	6,4	7,1
-0,65	0,6	3,1	5,8	9,4	10,0

Analisando os dados, apresentados no Quadro 8, verifica-se que ao final do período de realização do experimento (após oito meses de aplicação de

percolado de RSU nas parcelas experimentais), os valores de PST permaneceram abaixo do limite de 15%, considerado como indicador de sodicidade do solo (Richards, 1997), indicando não haver, até esse momento, risco de salinização/sodificação do solo, em relação a nenhuma das taxas de aplicação avaliadas. A concentração de sódio trocável no perfil manteve-se em níveis considerados aceitáveis para que não seja colocada em risco a qualidade do solo, no que se refere ao problema de salinização/sodificação e, conseqüentemente, também das águas subterrâneas. Entretanto, torna-se necessária que a prática de aplicação de percolado de RSU seja ambientalmente sustentável, considerando um período de aplicação de três anos, tendo em vista que este deve ser um período necessário para uso de áreas “sacrifício” em aterros sanitários novos. Por esta razão, foram estimados valores de PST no solo, utilizando-se as equações ajustadas para concentração de Na trocável no solo (Figuras 47 a 51), e considerando-se constante a concentração de sódio no percolado (99,1 mg L⁻¹). Os dados obtidos são apresentados no Quadro 9.

Quadro 9 – Percentual de sódio trocável no solo, estimado para uma aplicação, durante três anos, de percolado de RSU

3 anos				
Profundidade	T1	T2	T3	T4
-0,05	33,8	35,2	31,5	28,1
-0,15	18,6	18,7	17,8	15,4
-0,25	14,9	14,0	12,6	13,6
-0,45	15,3	14,6	15,8	15,1
-0,65	25,6	25,7	25,8	26,9
Média	21,6	21,6	20,7	19,8

No Quadro 9, observa-se que os valores de PST aumentaram com o tempo de aplicação do percolado de RSU no solo. Valores de PST superiores a 15%, foram obtidos, por estimativa, para três anos de aplicação de percolado de RSU. Em todos os tratamentos, o limiar de sodicidade do solo foi superado nas camadas mais superficiais (0 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m) e também na mais profunda (0,60 a 0,70 m), o que pode ser considerado como fator limitante para essa disposição; entretanto, considerando-se que, a partir do 3º ano de aplicação, a área não deverá mais receber percolado de RSU, espera-se rápida recuperação do

solo, quando a precipitação local for condizente com a de climas com estação chuvosa definida, como ocorre em grande parte do Brasil.

Assim, dentre as taxas aplicadas, considera-se que igual impacto pode ser esperado no PST do solo e, com isso, a maior taxa $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO não poderá ser considerada mais danosa para a qualidade do solo do que as outras.

4.2.21. Cádmio, chumbo, crômio e níquel trocáveis

As concentrações de cádmio, chumbo, crômio e níquel trocável no solo encontravam-se abaixo do limite de detecção do aparelho, indicando que a adição do percolado de RSU não proporcionou aumento nas concentrações disponíveis destes metais pesados.

4.3. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 em função da taxa de aplicação do percolado de RSU

No Quadro A1, em anexo, apresenta-se o resumo das análises de variância dos valores de produtividade de matéria seca (MS), proteína bruta (PB) e a concentração de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg) no capim-tifton 85, em função das taxas aplicadas de percolado de RSU, avaliadas em esquema de parcelas subdivididas. No Quadro A2, em anexo, apresenta-se o resumo das análises de variância das concentrações de Na (sódio) Mn (manganês), Cr (cromio), Cd (cádmio), Pb (chumbo) e Fe (ferro) nas plantas de capim-tifton 85, no esquema de parcelas subdivididas.

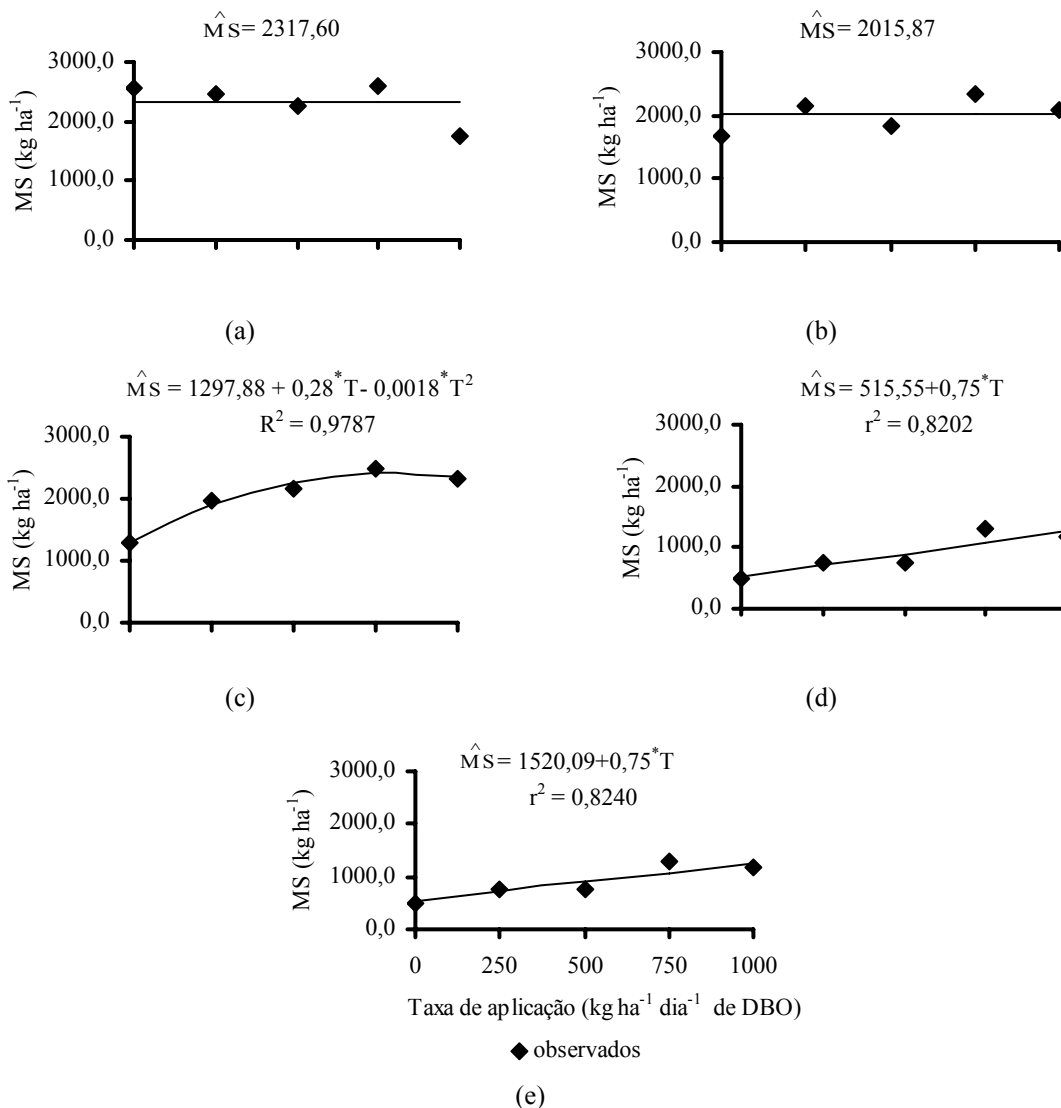
As equações de regressão, que melhor se ajustaram aos dados de concentração de MS PB N, P, K, Na, Ca, Mg, Mn, Cr, Cd, Pb, Fe, e em função dos tratamentos, para cada corte, são apresentadas nas figuras 53 a 63.

4.3.1. Produtividade de matéria seca

Na Figura 53, observam-se os modelos, ajustados para a produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 em função da taxa de aplicação do percolado de RSU. Verifica-se que, em relação aos cortes 1 (a) e 2 (b), não houve efeito da taxa de aplicação de percolado na produtividade de matéria seca, sendo os valores médios de 2.317,6 e 2.015,9 kg ha⁻¹, respectivamente. No corte 3 (c), o modelo quadrático ajustaram-se aos dados, enquanto, nos cortes 4 (a) e 5 (b), a produtividade de matéria seca aumentou, linearmente, com o aumento na taxa de aplicação do percolado.

Oliveira et al. (2000), em ensaio com adubação nitrogenada (75 kg ha⁻¹ por corte), utilizando o capim-tifton 85, observaram aumento linear na produção de matéria seca, com a idade de 14 aos 70 dias de rebrota.

Foram observados aumentos de 31,55% até 59,30% na produtividade de MS, nas plantas que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



* significativo a 5% de probabilidade, pelo teste t. T = tratamentos.

Figura 53 – Estimativa da produtividade da matéria seca do capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU no primeiro (a), segundo (b), terceiro (c), quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 10, apresenta-se a produtividade média de matéria seca do capim-tifton 85, submetido a diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos diferentes cortes.

Quadro 10 – Produtividade média da matéria seca (PMS) do capim-tifton 85, em kg ha⁻¹, submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

corte	PMS (kg ha ⁻¹)				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	2.553,2 A	2.446,3 A	2.266,2 A	2.581,1 A	2.324,0 A
2	1.673,5 B	2.160,5 B	1.841,7 B	2.327,6 B	2.076,0 B
3	1.280,3 C	1.962,4 C	2.169,5 A	2.477,4 AB	1.741,2 C
4	501,2 D	745,2 D	750,4 C	1.292,3 C	1.166,8 D
5	504,8 D	748,0 D	757,9 C	1.290,9 C	1.167,7 D

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

A produção de MS foi maior no primeiro corte do capim. No segundo e terceiro cortes, houve diferença estatística da produção de MS para todos os tratamentos, com exceção do T3 para os cortes 2 e 3.

A maior produtividade do capim-tifton 85 foi observada, para todos os cortes, no tratamento T3.

Observam-se produções mais baixas de MS nos cortes 4 e 5, em todos os tratamentos. Provavelmente, isto é devido a efeitos decorrentes de elementos do clima, uma vez que os cortes foram realizados durante o outono. Ou seja, o capim-tifton 85 é uma planta C4, exigindo temperaturas e luminosidade mais elevadas para maximização do seu crescimento.

Fonseca (2007), aplicando água residuária doméstica por escoamento superficial no capim-tifton 85, obteve, após 41 dias de cultivo, 3.700 kg ha⁻¹ de produtividade de matéria seca, valor este superior aos obtidos no presente trabalho.

Abrahão (2006), aplicando água residuária de laticínios no capim-tifton 85, verificou que a produtividade da matéria seca aumentou com o acréscimo na

taxa de carga orgânica aplicada, até a dose de $469 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, constatando-se máxima produção de matéria seca de $1.550,5 \text{ kg ha}^{-1}$.

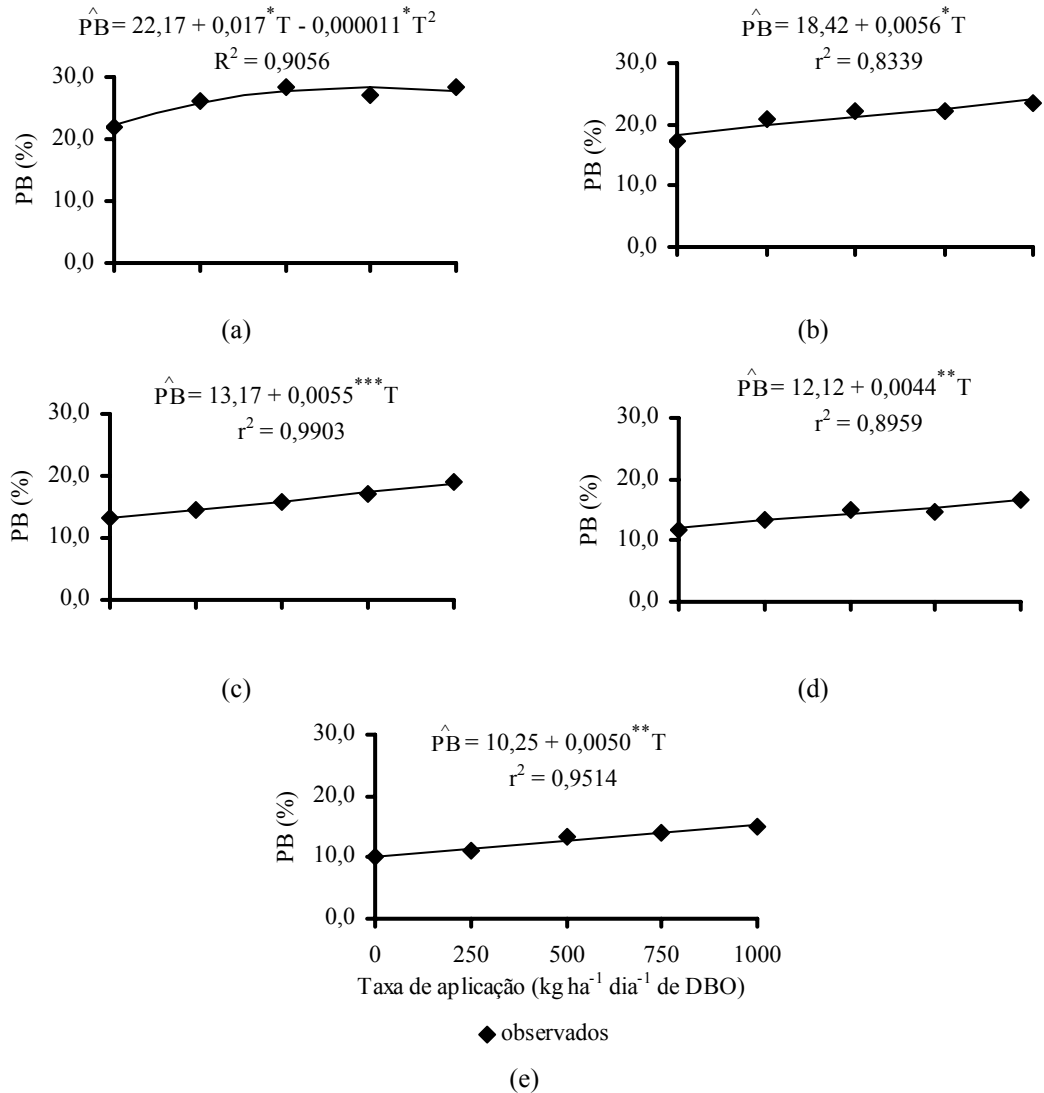
4.3.2. Proteína Bruta

Na Figura 54, verifica-se que o conteúdo de proteína bruta (PB), no corte 1 (a), apresentou relação quadrática com a taxa de aplicação de percolado de RSU, enquanto, nos demais cortes, esta relação foi linear.

Foram observados aumentos de 31,55% a 59,30% no conteúdo de PB nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.

O aumento no conteúdo de PB, com a taxa de aplicação do percolado, é devido à maior quantidade aplicada deste nutriente com o incremento das doses de percolado.

O comportamento desta variável está, diretamente, associado à concentração de nitrogênio que é utilizada no cálculo da proteína bruta.



*** e ** significativo a 0,1% e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

T = tratamentos.

Figura 54 – Estimativa do conteúdo de proteína bruta do capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 11, são apresentados conteúdos médios da proteína bruta no capim-tifton 85, para cada tratamento estudado, nos cortes 1, 2, 3, 4 e 5.

Quadro 11 – Conteúdo de proteína bruta em dag kg⁻¹, no capim-tifton 85, submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	PB (dag kg ⁻¹)				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	21,8 A	26,3 A	28,4 A	27,2 A	28,4 A
2	17,2 B	21,0 B	22,1 B	22,2 B	23,6 B
3	13,3 C	14,5 C	16,0 C	17,0 C	19,0 C
4	11,7 CD	13,5 CD	15,1 CD	14,7 CD	16,5 CD
5	10,2 D	11,1 D	13,5 D	14,2 D	14,9 D

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Observou-se maior conteúdo de proteína bruta no primeiro corte, para todos os tratamentos (Quadro 11). Contudo, os valores registrados para os tratamentos T0 a T4, neste corte, podem ser considerados elevados. Os menores conteúdos de PB nos cortes 4 e 5 são explicados em razão das maiores idades de rebrotação do capim, 46 e 66 dias, respectivamente, no momento de realização dos cortes. É amplamente reconhecido, na literatura pertinente, que o conteúdo de PB de plantas forrageiras, declina com o aumento da idade, pois, ocorre diminuição na relação lâmina/haste e aumento da lignificação da parede celular da forragem. Outro fator a considerar é que estes últimos cortes foram efetuados durante o período mais frio, em relação aos outros cortes, sendo que neste período, a forrageira diminui seu metabolismo, restringindo a absorção de água e nutrientes.

Os conteúdos médios de proteína bruta obtidos nos tratamentos T0, em todos os cortes, podem ser considerados elevados, uma vez que não ocorreu suprimento de nutrientes via água de abastecimento. Nos tratamentos em que o capim recebeu a aplicação de percolado de RSU, os conteúdos de PB foram ainda maiores e foram crescentes com as taxas aplicadas.

Oliveira et al. (2000), avaliando o crescimento e o valor nutritivo do capim-tifton 85 em diferentes idades, constataram que os conteúdos de PB deste capim variaram de 15,60 a 4,50 dag kg⁻¹, no período de 14 a 70 dias de rebrota. Queiroz et al. (2004a), aplicando água residuária de dejetos de suínos, verificou que o conteúdo de PB no capim-tifton 85 foi de 19,28 e 19,19 dag kg⁻¹, respectivamente, nos cortes 1 e 2, resultados semelhantes aos obtidos nos T2, T3 e T4, do presente trabalho.

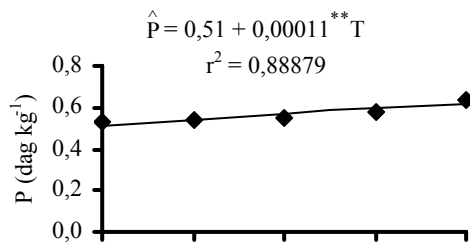
Abrahão (2006), aplicando água residuária de laticínios nos capins tifton 85 e elefante, encontrou variação no conteúdo de PB de 18,1 a 25,0 dag kg⁻¹ no capim-tifton 85 e de 15,9 a 17,6 dag kg⁻¹ no capim-elefante.

Fonseca (2007), aplicando água residuária doméstica por escoamento superficial no capim-tifton 85, aos 41 dias de cultivo, obteve 15,6 dag kg⁻¹ de conteúdo de proteína bruta.

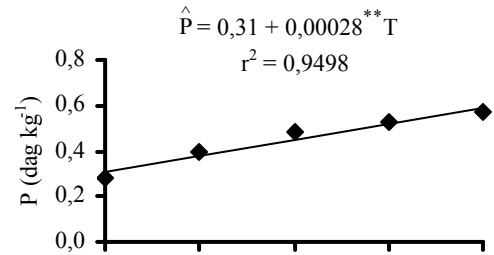
4.3.3. Fósforo na planta

Na Figura 55, observa-se a ocorrência de crescimento linear na concentração de fósforo (P) nos cortes 1 (a), 2 (b) e 3 (c) no capim-tifton 85, indicando que, com o aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU, houve tendência para aumento na sua concentração, enquanto que nos cortes 4 (d) e 5 (e) observou-se efeito quadrático. Para os cortes 4 e 5, estimaram-se concentrações máximas de P na dose de 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO de percolado de RSU. Isso pode ser justificado em razão de a planta diminuir seu metabolismo, restringindo a absorção de água e nutrientes, na ocasião.

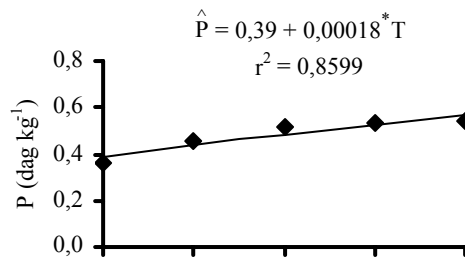
Foram observados aumentos de 5,56% até 47,46% na concentração de fósforo nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



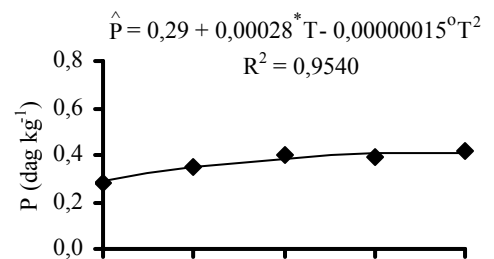
(a)



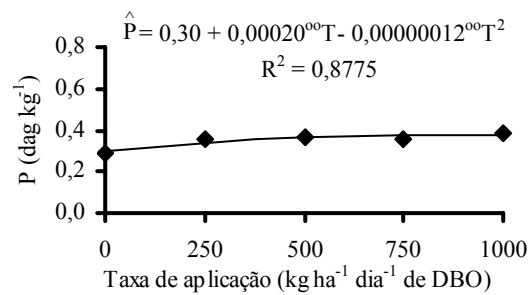
(b)



(c)



(d)



◆ observados

(e)

** , * , ° e °° significativo a 1%, 5%, 10% e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos.

Figura 55 – Estimativa da concentração de fósforo do capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 12, são apresentadas as concentrações médias de fósforo no capim-tifton 85, sob diferentes tratamentos, cujos valores podem ser considerados altos, segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999).

Quadro 12 – Concentrações médias do fósforo, em dag kg^{-1} , no capim-tifton 85 submetido às diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	P (dag kg^{-1})				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	0,53 A	0,54 A	0,55 A	0,58 A	0,64 A
2	0,28 C	0,39 C	0,51 AB	0,53 AB	0,57 B
3	0,36 B	0,45 B	0,48 B	0,53 B	0,54 B
4	0,28 C	0,35 C	0,39 C	0,39 C	0,42 C
5	0,29 C	0,35 C	0,37 C	0,36 C	0,38 C

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

De forma semelhante ao observado para o nitrogênio, registrou-se menor conteúdo de fósforo nos cortes 4 e 5. Acredita-se que as maiores concentrações de fósforo, no capim colhido nos três primeiros cortes, deve-se ao melhor desenvolvimento das plantas, provavelmente, devido a temperatura e luminosidade adequada.

Ribeiro (2000), trabalhando com capim-tifton 85, verificou que a concentração de fósforo variou entre 0,16 e 0,27 dag kg^{-1} . Oliveira et al. (2000) observaram redução linear na concentração de P com a idade de rebrota do capim-tifton 85, estimando concentrações de 0,15 e 0,24 dag kg^{-1} , respectivamente aos 14 e 70 dias após a rebrota.

Abrahão (2006), aplicando água residuária de laticínios para cultivo do capim-tifton 85 em Sistema Alagado Construído, verificou aumento na concentração de fósforo com o aumento das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas. Com a aplicação da menor TCO, obteve-se concentração de

0,32 dag kg⁻¹ e com a maior TCO obteve-se concentração de 0,41 dag kg⁻¹. Queiroz et al. (2004a), trabalhando com fertirrigação com água residuária de suinocultura e outro tratamento com água da rede de abastecimento, no capim-tifton 85 e em sistema de tratamento por escoamento superficial, obteve concentrações médias de 0,37 e 0,34 dag kg⁻¹, respectivamente, de concentração de fósforo nas folhas.

Loures et al. (2005), aplicaram esgoto doméstico por escoamento superficial no capim-coastcross na taxa 0,36 m³ h⁻¹ m⁻¹. Aos 137 dias de avaliação, obtiveram concentração de fósforo de 0,46 dag kg⁻¹, valor próximo aos encontrados no presente experimento, no capim-tifton 85 submetido à aplicação de percolado de RSU.

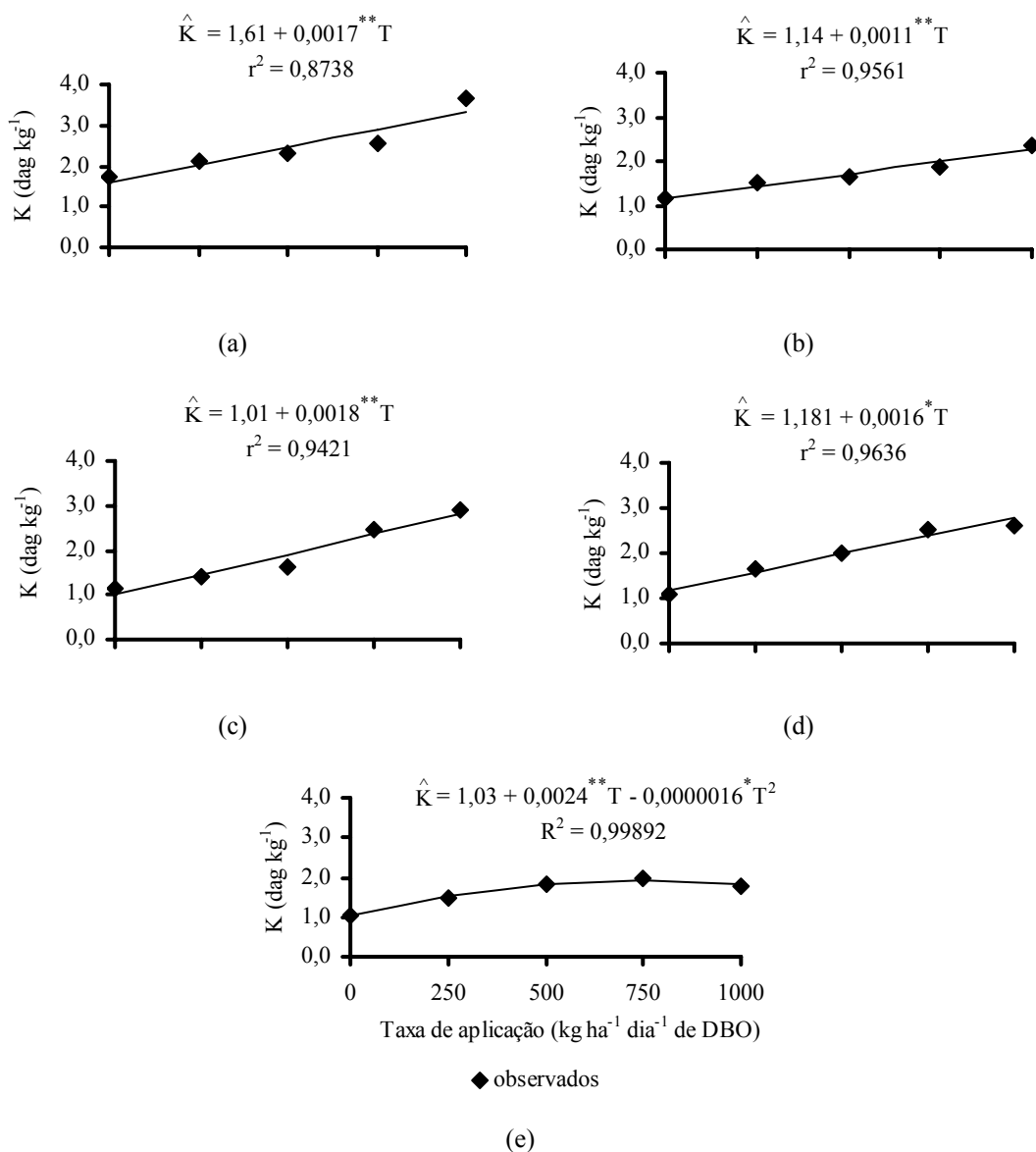
Fonseca (2007), aplicando água residuária doméstica por escoamento superficial no capim-tifton 85, obteve 0,4 dag kg⁻¹ da concentração de fósforo na planta, aos 41 dias de avaliação.

As concentrações médias de fósforo obtidas no capim-tifton 85, em todos os tratamentos, atenderiam às exigências de fósforo para bovinos de corte de 454 kg de peso vivo (PV), consumindo cerca de 2,2% do PV de MS, que é de 0,19 dag kg⁻¹ (National Research Council-NRC, 1984), bem como para vacas em lactação, considerando 590 kg PV, produzindo, em média, 20 kg d⁻¹ de leite e consumindo, em média, 3,0% do PV de MS, que é de 0,34 dag kg⁻¹ (National Research Council-NRC, 1988).

4.3.4. Potássio na planta

Na Figura 56, são apresentadas as concentrações de potássio (K) no capim-tifton 85, nos diferentes cortes. Observou-se aumento linear na concentração de potássio no capim, com a taxa aplicada de percolado de RSU, nos cortes 1, 2, 3 e 4, indicando aumento na disponibilidade desse nutriente no solo com o acréscimo na taxa de aplicação. No corte 5, o modelo quadrático foi o que ajustou-se melhor aos dados, estimando-se valores máximos de potássio com a aplicação de 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO de percolado de RSU.

Foram observados aumentos de 21,08% a 64,06% na concentração de potássio nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores esses que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos.

Figura 56 – Estimativa da concentração de potássio do capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 13, são apresentadas as concentrações médias de potássio no capim-tifton 85, submetido às diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cinco cortes. As concentrações obtidas podem ser consideradas altas para os tratamentos T2, T3, T4 e normal para o T1, segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999).

Quadro 13 - Concentrações médias do potássio, em dag kg^{-1} , no capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	K (dag kg^{-1})				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	1,73 A	2,10 A	2,30 A	2,56 A	3,66 A
2	1,14 B	1,51 B	1,63 C	1,87 B	2,37 C
3	1,15 B	1,43 B	1,62 C	2,47 A	2,88 B
4	1,09 B	1,65 B	1,99 B	2,54 A	2,63 BC
5	1,05 B	1,47 B	1,82 B	1,96 B	1,80 D

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

As concentrações médias de potássio no capim, no primeiro corte, foram maiores que as obtidas nos demais cortes, em todos os tratamentos, à exceção do tratamento T3, no qual a média foi, estatisticamente igual, à dos cortes 3 e 4. A concentração de K no capim-tifton 85, ao contrário do observado em relação a N e P, manteve-se mais constante durante o período de crescimento da planta.

As gramíneas forrageiras, que receberam o percolado de RSU, apresentaram concentrações de potássio superiores às obtidas pelas plantas, que receberam água da rede de abastecimento. Gomide (1994) considerou a concentração de potássio na faixa de 1,5 a 2,0 dag kg^{-1} como normal, para plantas forrageiras com adequado suprimento de potássio. As concentrações de K nas plantas submetidas aos tratamentos T1 e T2, em todo período de cultivo, estão dentro da faixa considerada normal, por esse autor, enquanto as concentrações de potássio nas plantas submetidas aos tratamentos T3 e T4 encontram-se acima desta faixa, indicando absorção de luxo deste elemento pelo capim-tifton 85.

Oliveira et al. (2000) observaram redução na concentração de K no capim-tifton 85, com a idade, obtendo concentrações variando de 3,97 a 1,28 dag kg⁻¹, respectivamente, aos 14 e 70 dias após rebrota.

Abrahão (2006), aplicando água residuária de laticínios nos capins tifton 85 e elefante cultivados em Sistema Alagado construído, obteve concentrações de potássio na faixa de 1,48 a 2,41 dag kg⁻¹, e de 1,30 a 1,52 dag kg⁻¹ para o capim-elefante e o capim-tifton 85, respectivamente.

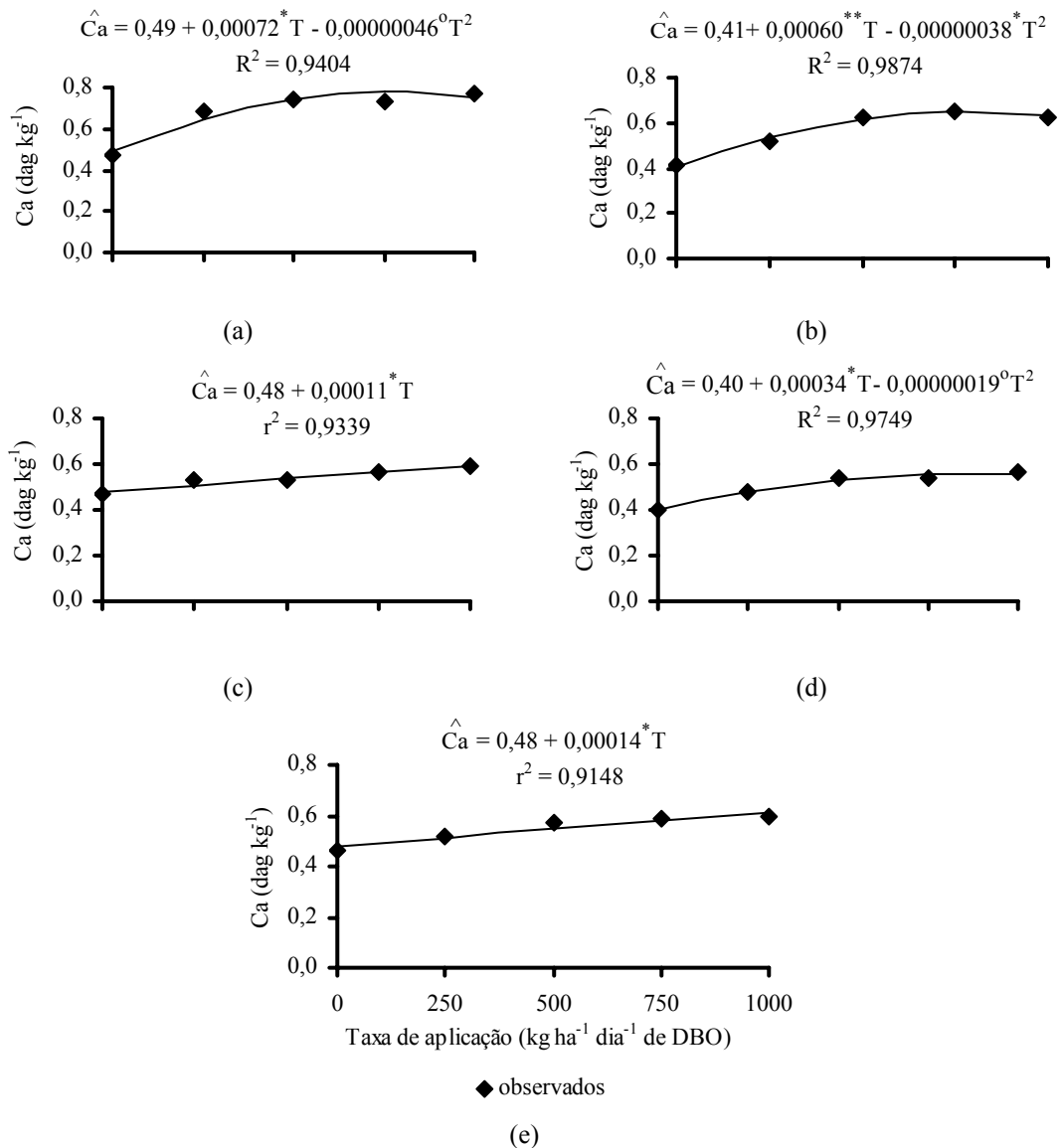
As concentrações de potássio no capim-tifton 85, submetido a qualquer dos tratamentos impostos neste trabalho, atenderiam às exigências para alimentação de vacas em lactação, que são de 0,9 dag kg⁻¹ de K (NRC, 1988), bem como as requeridas para bovinos de corte, que são de 0,65 dag kg⁻¹ de K (NRC, 1984).

4.3.5. Cálcio na planta

A concentração de cálcio no capim-tifton 85 aumentou, linearmente, com a taxa de aplicação do percolado de RSU, nos cortes 3 e 5 (Figura 57). Isso indica que houve aumento na disponibilidade de cálcio no solo, com aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU.

Nos cortes 1 (a), 2 (b) e 4 (d), o modelo quadrático foi o que melhor ajustou-se aos dados, estimando-se valor máximo de 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO.

Observou-se aumento de 24,62% a 36,92% na concentração de cálcio nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores estes que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



**, * e ° significativo a 1%, 5% e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos.

Figura 57 – Estimativa da concentração de cálcio do capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 14, apresentam-se as concentrações médias de cálcio no capim-tifton 85, submetido a diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cinco cortes avaliados.

Quadro 14 – Concentrações médias do cálcio no capim-tifton 85, em dag kg⁻¹, submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	Ca (dag kg ⁻¹)				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	0,48 A	0,68 A	0,75 A	0,74 A	0,78 A
2	0,42 BC	0,52 BC	0,62 B	0,65 B	0,63 B
3	0,47 A	0,52 B	0,53 C	0,56 C	0,59 BC
4	0,40 C	0,48 C	0,54 C	0,54 C	0,56 C
5	0,46 AB	0,51 BC	0,57 C	0,58 C	0,60 BC

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

As concentrações de cálcio foram maiores nas plantas por ocasião do primeiro corte, em todos os tratamentos, à exceção do T0, no qual o valor não diferiu do encontrado no terceiro corte.

Os valores médios, encontrados nos tratamentos T1, T2, T3 e T4 (Quadro 14), podem ser considerados normais, segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999).

As gramíneas forrageiras, que receberam o percolado de RSU, apresentaram concentrações de cálcio superiores às obtidas por aquelas que receberam água da rede de abastecimento, indicando que o percolado de RSU disponibilizou maior quantidade deste nutriente para as plantas.

Oliveira et al. (2000), utilizando adubação mineral, verificaram concentrações de cálcio de 0,56 e 0,37 dag kg⁻¹ no capim-tifton 85, aos 14 e 70 dias de rebrota, respectivamente. Queiroz et al. (2004a), aplicando água residuária de suinocultura em capim-tifton 85, observaram que todas as forrageiras em avaliação apresentaram concentrações de cálcio (0,56 dag kg⁻¹) significativamente superiores àquelas submetidas à aplicação da água da rede de

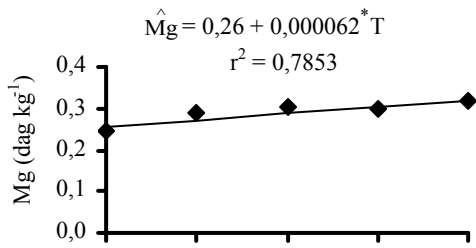
abastecimento ($0,41 \text{ dag kg}^{-1}$), em dois cortes da planta. Estes valores são semelhantes aos encontrados no presente trabalho.

4.3.6. Magnésio na planta

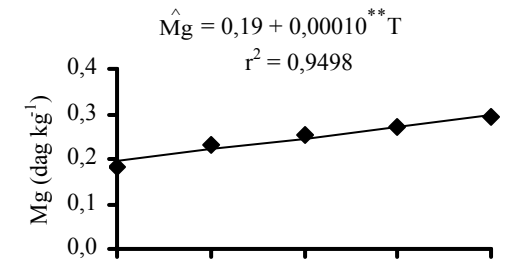
Na Figura 58, observa-se que a concentração de magnésio no capim-tifton 85 aumentou, linearmente, com o aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU obtidos nos cortes 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Nos cortes 4 e 5, o modelo quadrático foi o que melhor ajustou-se aos dados, estimando-se valores máximos com a aplicação de $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO.

O comportamento, observado nos cortes 4 e 5, pode ser justificado pelo fato de a planta diminuir seu metabolismo, restringindo a absorção de água e nutrientes, à medida que foi aumentando o seu período de desenvolvimento e o período de inverno se aproximava.

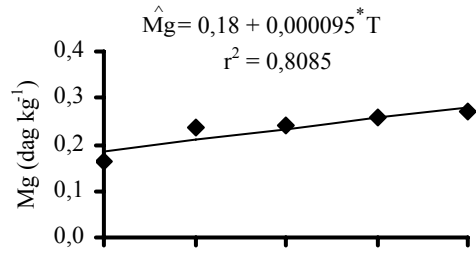
Foram observados aumentos de 3,70% a 44,00% na concentração de magnésio nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores esses que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



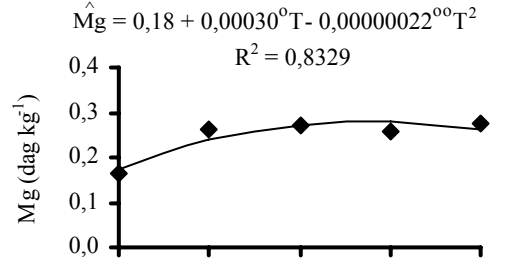
(a)



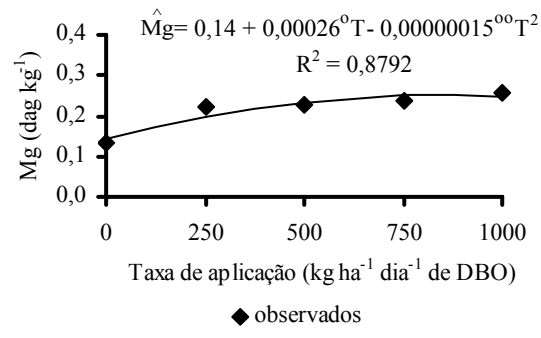
(b)



(c)



(d)



(e)

** , * , ° e °° significativo a 1%, 5%, 10%, e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos.

Figura 58 – Estimativa da concentração de magnésio no capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

Quadro 15 – Concentrações médias de magnésio no capim-tifton 85, em dag kg⁻¹, submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	Mg (dag kg ⁻¹)				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	0,24 A	0,29 A	0,30 A	0,30 A	0,32 A
2	0,18 B	0,23 C	0,25 C	0,27 B	0,29 B
3	0,16 C	0,23 C	0,24 CD	0,26 B	0,26 C
4	0,16 C	0,26 B	0,27 B	0,26 B	0,27 BC
5	0,13 D	0,22 C	0,22 D	0,24 C	0,26 C

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

No Quadro 15, são apresentadas as concentrações médias de magnésio no capim-tifton 85, submetido a diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cinco cortes avaliados. Observa-se maior concentração deste nutriente, no primeiro corte, em todos os tratamentos.

A concentração de magnésio em forrageiras é muito variável, porém deveria ser, no mínimo, 0,20 dag kg⁻¹ na matéria seca, para evitar risco de deficiência deste nutriente para as plantas (Woodson, 1974, citado por NEPTUNE, 1986). Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), as concentrações de magnésio ideais no capim-colonião estão na faixa de 0,12-0,22 dag kg⁻¹, no capim-jaraguá na faixa de 0,15-0,23 dag kg⁻¹ e no capim-elefante em torno de 0,20 dag kg⁻¹. As concentrações obtidas nos capins, submetidos aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, foram superiores às citadas por esta comissão.

Segundo Pratt (1989), citado por Oliveira et al. (2002), o acúmulo de potássio, proporcionado pela aplicação de grande quantidade de águas residuárias, durante longos períodos de tempo, pode causar desequilíbrio de nutrientes no solo, acarretando efeitos tóxicos, devido à presença de alguns íons em excesso e a competição na absorção pelas plantas, como é o caso do sintoma de deficiência de cálcio e magnésio em plantas, devido ao excesso de potássio no solo.

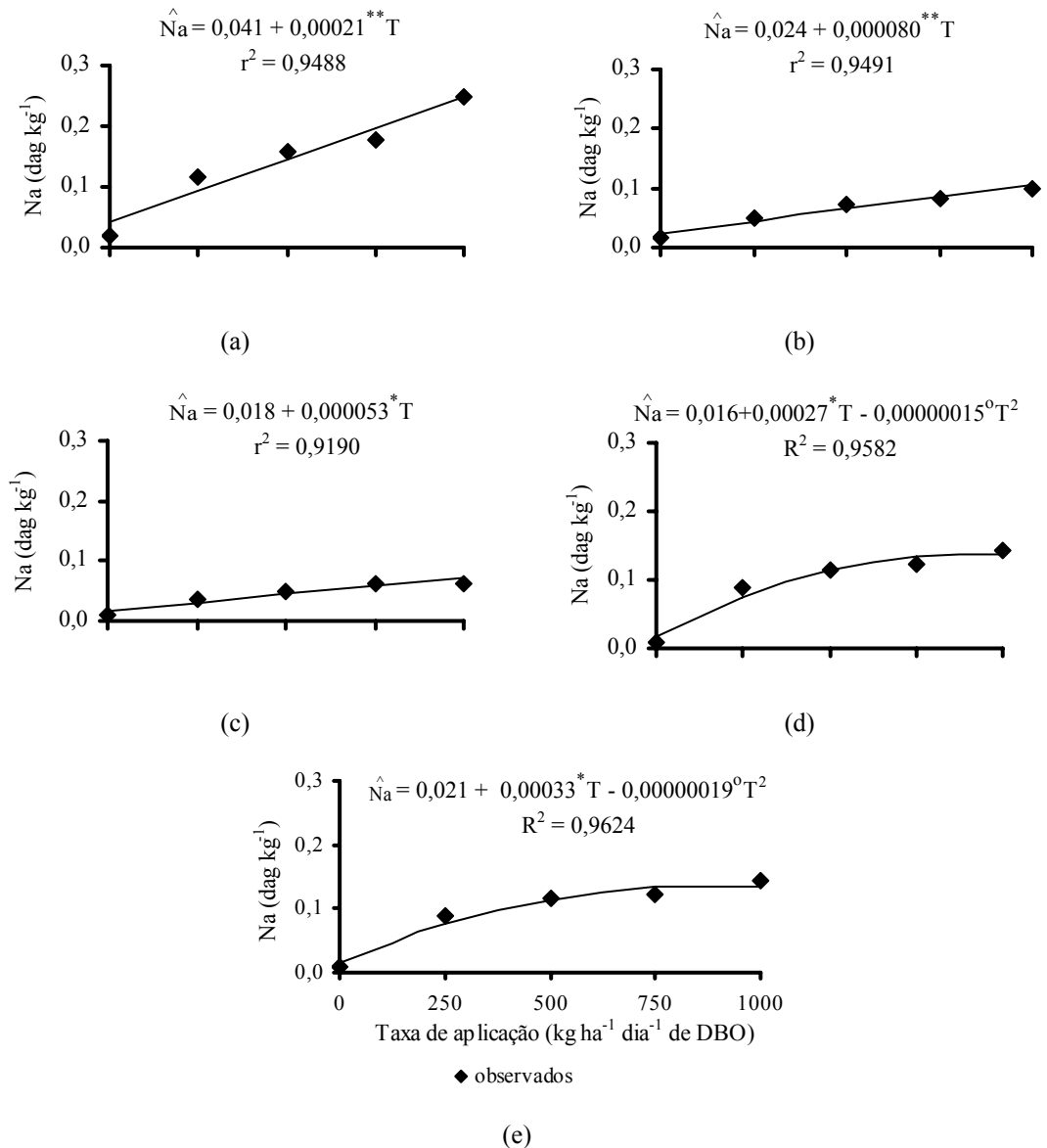
Queiroz et al. (2004a), aplicando água residuária da suinocultura em forrageiras, encontraram concentração média de $0,18 \text{ dag kg}^{-1}$ de magnésio no capim-tifton 85.

4.3.7. Sódio na planta

A concentração de sódio no capim-tifton 85 aumentou, linearmente, com a taxa de aplicação do percolado de RSU, nos cortes 1(a), 2(b) e 3(c) (Figura 59). Isso indica que houve aumento na disponibilidade de sódio no solo, com o aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU.

Nos cortes 4 (d) e 5 (e), o modelo quadrático foi o que melhor ajustou-se aos dados, estimando-se valor máximo de 1000 e $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO, respectivamente. Esse comportamento pode ser justificado pela tendência da planta, neste período, em diminuir seu metabolismo, restringindo a absorção de água e nutrientes, conforme comentado anteriormente.

Foram observados aumentos de $55,56\%$ a $87,50\%$ na concentração de sódio nas plantas que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores esses que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



** , * e ° significativo a 1%, 5% e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos.

Figura 59 – Estimativa da concentração de sódio no capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolato de RSU no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 16, são apresentadas as concentrações médias de sódio no capim-tifton 85, submetido a diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cinco cortes avaliados.

Quadro 16 – Concentrações médias do sódio no capim-tifton 85, em dag kg⁻¹, submetido as diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	Na (dag kg ⁻¹)				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	0,02 A	0,12 A	0,16 A	0,18 A	0,25 A
2	0,02 A	0,05 C	0,07 C	0,08 D	0,10 D
3	0,01 A	0,04 C	0,05 D	0,06 D	0,06 E
4	0,01 A	0,09 B	0,11 B	0,12 C	0,14 C
5	0,01 A	0,11 AB	0,14 AB	0,15 B	0,17 B

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

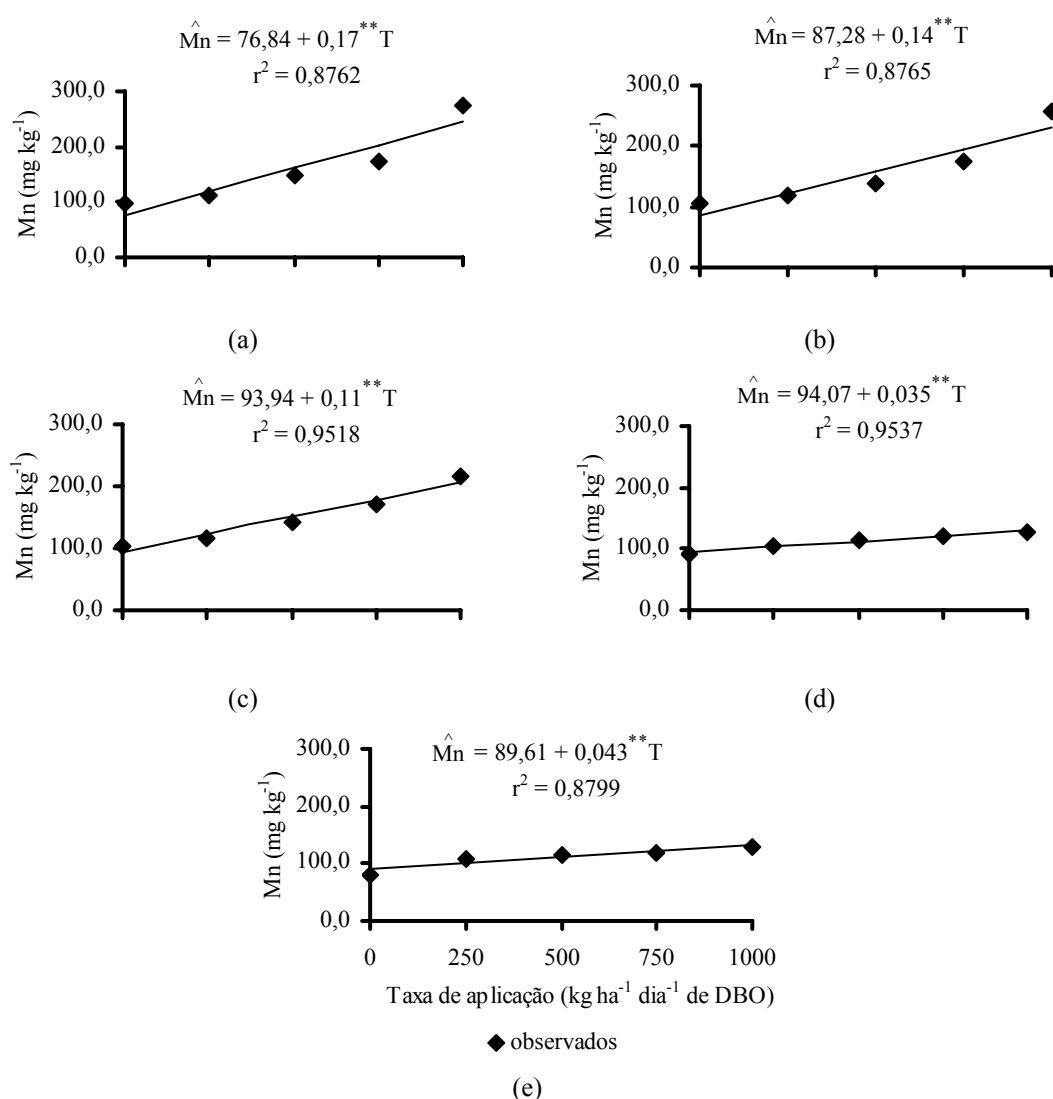
Quanto às grandes quantidades aplicadas, as plantas não apresentaram concentrações de sódio inadequadas. Fonseca (2000), aplicando esgoto doméstico em capim-crastcross, verificou concentrações médias de sódio de 0,34 dag kg⁻¹, sob taxa de aplicação de 0,24 m³ h⁻¹m⁻¹; de 0,33 dag kg⁻¹, sob a taxa de 0,36 m³ h⁻¹m⁻¹; e de 0,28 dag kg⁻¹ nas plantas-testemunhas, que receberam apenas água da rede de abastecimento. Esses valores são muito superiores aos obtidos no presente trabalho, possivelmente devido à intensiva aplicação de Na com esgoto doméstico.

Queiroz et al. (2004a), trabalhando com aplicação de água residuária da suinocultura (ARS) em capim-tifton 85, verificaram concentrações médias de Na de 0,04 dag kg⁻¹ para ARS e de 0,03 dag kg⁻¹ sob água de abastecimento. Abrahão (2006), aplicando água residuária de laticínios nos capins tifton 85 e elefante, encontrou concentrações de 0,06 dag kg⁻¹ no capim-tifton 85 e de 0,01 dag kg⁻¹ no capim-elefante.

4.3.8. Manganês na planta

A concentração de manganês no capim-tifton 85 aumentou, linearmente, com, o aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU, nos cinco cortes avaliados (Figura 60), indicando a ocorrência de aumento na disponibilidade de manganês no solo, com aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU.

Foram observados aumentos de 35,39% a 62,03% na concentração de manganês nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores esses que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



** significativo a 1% de probabilidade pelo teste t. T = tratamentos.

Figura 60 – Estimativa da concentração de manganês no capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 17, apresentam-se as concentrações médias de manganês no capim-tifton 85, submetido às diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cinco cortes avaliados.

Quadro 17 - Concentrações médias do manganês no capim-tifton 85, em dag kg⁻¹, submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	Mn (mg kg ⁻¹)				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	97,4 AB	110,8 AB	146,7 A	174,0 A	276,2 A
2	105,1 A	118,7 A	139,6 A	173,8 A	255,8 B
3	104,6 A	116,3 A	140,6 A	171,7 A	217,2 C
4	90,4 BC	105,5 B	114,9 B	119,7 B	126,9 D
5	81,9 C	107,1 B	116,8 B	120,2 B	128,7 D

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), a concentração ideal de manganês no capim-colonião está na faixa de 80–100 mg kg⁻¹, no capim-jaraguá na faixa de 200-300 mg kg⁻¹ e no capim-elefante na faixa de 150-200 mg kg⁻¹. No presente trabalho, o valor da concentração de Mn no capim submetido ao tratamento T1 é de 105,5-110,8 mg kg⁻¹, no T2 de 114,9-146,9 mg kg⁻¹, no T3 de 119,7-174,0 mg kg⁻¹ e no T4 de 126,9-276,2 mg kg⁻¹. Nestas faixas, atende-se às exigências nutricionais deste capim para alimentação de ruminantes.

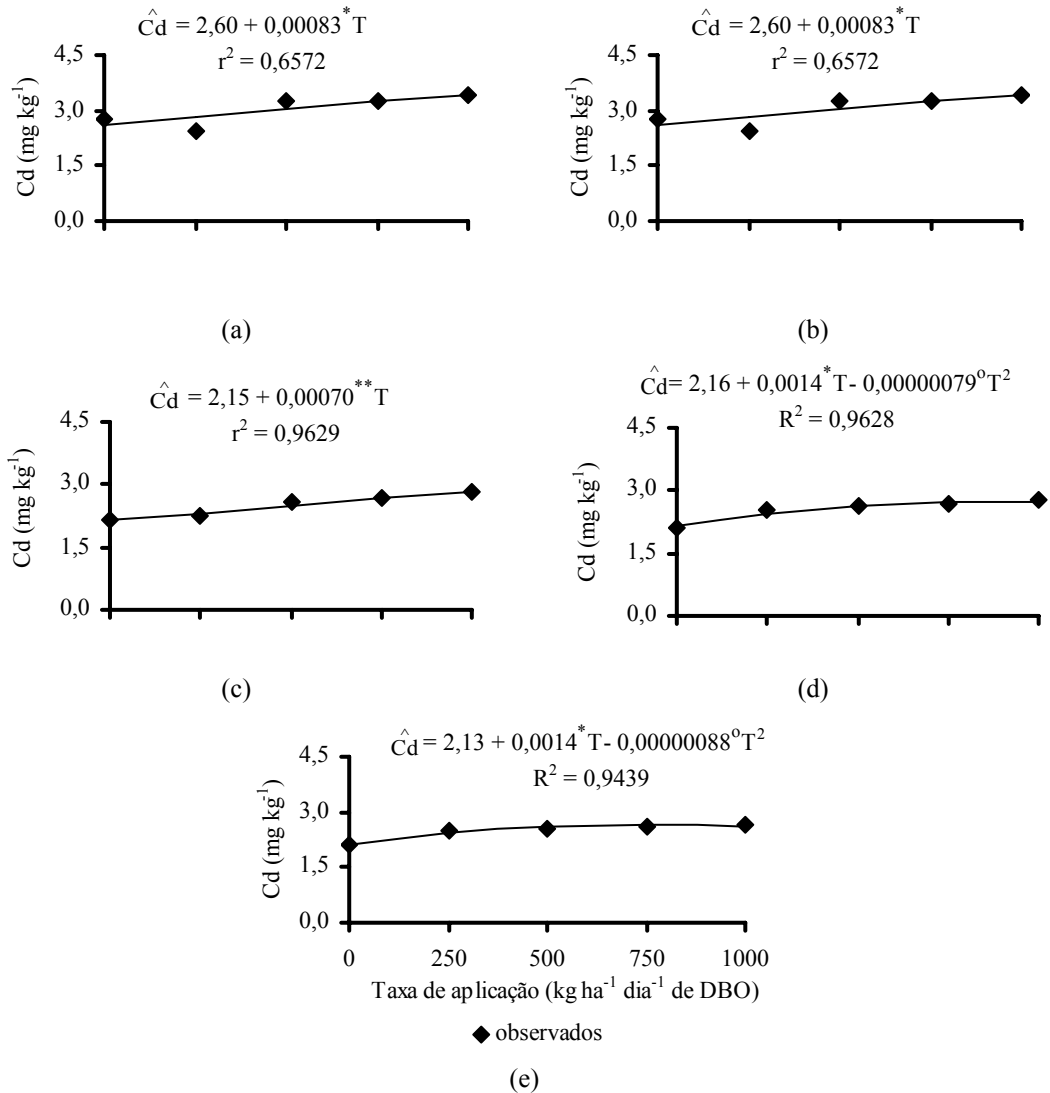
Gheri et al. (2003), trabalhando com capim-tanzânia adubado com soro ácido de leite, verificaram concentração média de manganês de 92,0 mg kg⁻¹. Fia et al. (2006), adubando milho com doses crescentes de lodo de esgoto caledo, registraram concentração de 82,02 mg kg⁻¹ de manganês, aplicando dose de 175 Mg ha⁻¹.

4.3.9. Cádmio na planta

Na Figura 61, observa-se aumento linear da concentração de cádmio, no capim-tifton 85, nos cortes 1 (a), 2 (b) e 3 (c), com o aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU. Isso indica que o percolado foi fonte de cádmio para as plantas e que a absorção do metal foi tanto maior quanto maior a taxa de aplicação de percolado de RSU.

Nos cortes 4 (d) e 5 (e), o modelo quadrático foi o que melhor ajustou-se aos dados, estimando-se valor máximo de $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO. O mesmo comportamento foi observado em relação a P, K, Na e Mg, podendo ser justificado pela mesma razão: diminuição no metabolismo da planta, com restrição a absorção de água e solutos no solo.

Foram observados aumentos de 7,47% a 24,65% na concentração de cádmio nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores esses que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



** , * e ° significativo a 1%, 5% e 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos.

Figura 61 – Estimativa da concentração de cádmio no capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 18, são apresentadas as concentrações médias de cádmio no capim-tifton 85, submetido às diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cinco cortes avaliados.

Quadro 18 – Concentrações médias do cádmio no capim-tifton 85, em dag kg^{-1} , submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (61 dias), 3 (97 dias), 4 (143 dias) e 5 (209 dias)

Corte	Cd (mg kg^{-1})				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	2,76 A	2,43 A	3,25 A	3,25 A	3,40 A
2	2,26 AB	2,71 A	2,87 AB	2,99 AB	2,99 AB
3	2,14 B	2,26 A	2,58 B	2,68 B	2,81 B
4	2,12 B	2,52 A	2,62 B	2,70 B	2,76 B
5	2,09 B	2,50 A	2,56 B	2,62 B	2,64 B

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

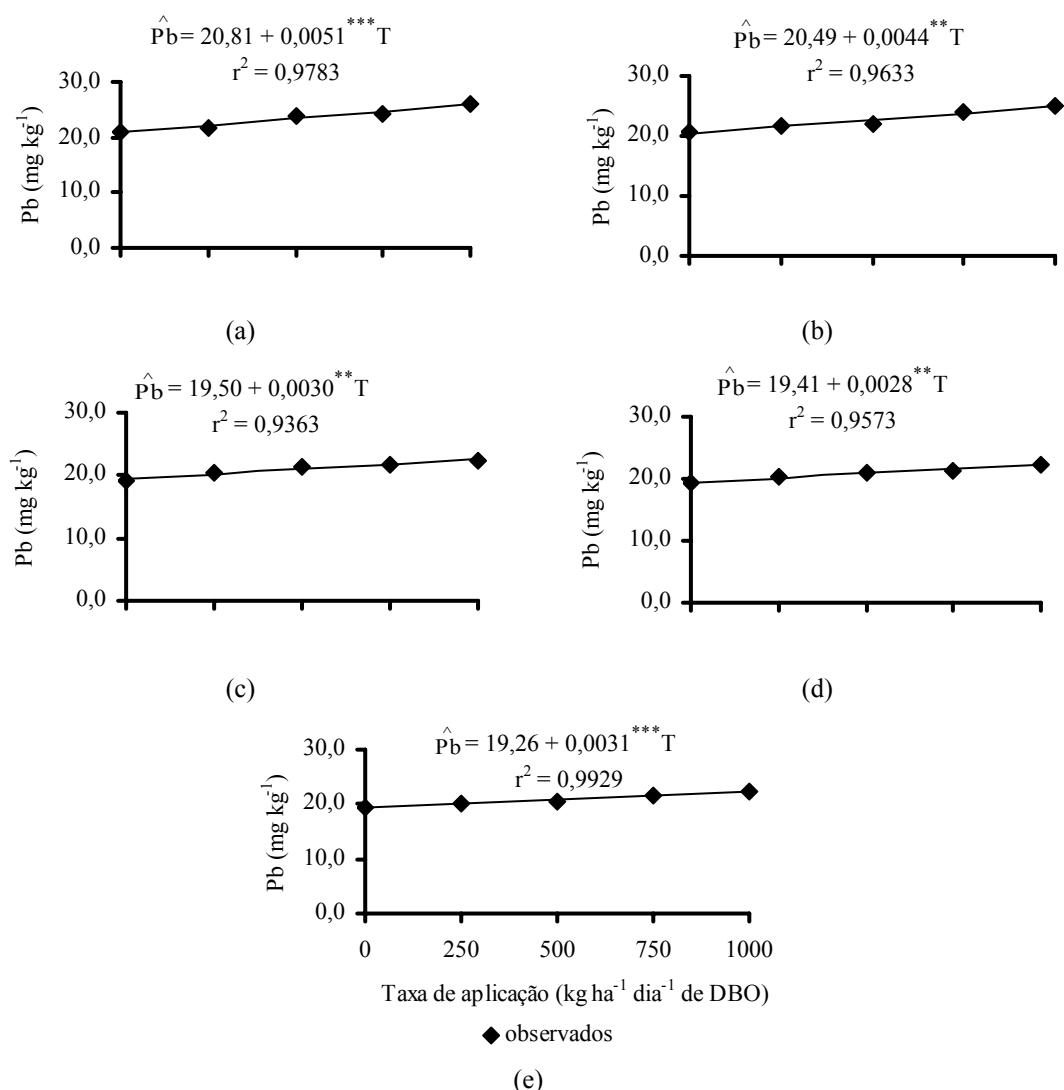
Observa-se que, na menor taxa de aplicação de percolado (T1), as concentrações de Cd não diferiram entre os cortes. No entanto, nos tratamentos T2, T3 e T4 observou-se maior concentração deste elemento no primeiro corte em relação aos cortes 3, 4 e 5.

Lima (2000), aplicando resíduo calcário em feijoeiro, encontrou concentração de $39,0 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd no resíduo calcário; apesar de a concentração de Cd apresentar-se elevada, não foi absorvida pela planta em quantidades significativas.

4.3.10. Chumbo na planta

A exemplo do manganês, o conteúdo de chumbo no capim-tifton 85 aumentou, linearmente, com o aumento na taxa de aplicação do percolado de RSU em todos os cortes (Figura 62). Isso indica que o percolado foi fonte de Pb para as plantas e que a absorção do metal foi tanto maior quanto maior a taxa de aplicação de percolado de RSU.

Foram observados aumentos de 5,79% a 17,64% na concentração de chumbo nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores esses que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



*** e ** significativo a 0,1% e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t. T = tratamentos.

Figura 62 – Estimativa da concentração de chumbo no capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 19, são apresentadas as concentrações médias de chumbo no capim-tifton 85, submetido a diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cortes 1, 2, 3, 4 e 5.

Quadro 19 – Concentrações médias do chumbo no capim-tifton 85, em dag kg^{-1} , submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	Pb (mg kg^{-1})				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	20,9 A	21,8 A	23,7 A	24,3 A	26,1 A
2	20,7 A	21,6 A	22,1 B	24,1 A	25,0 A
3	19,2 B	20,3 B	21,5 BC	21,7 B	22,3 B
4	19,2 B	20,4 B	20,9 BC	21,2 B	22,3 B
5	19,3 B	20,1 B	20,7 C	21,5 B	22,5 B

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

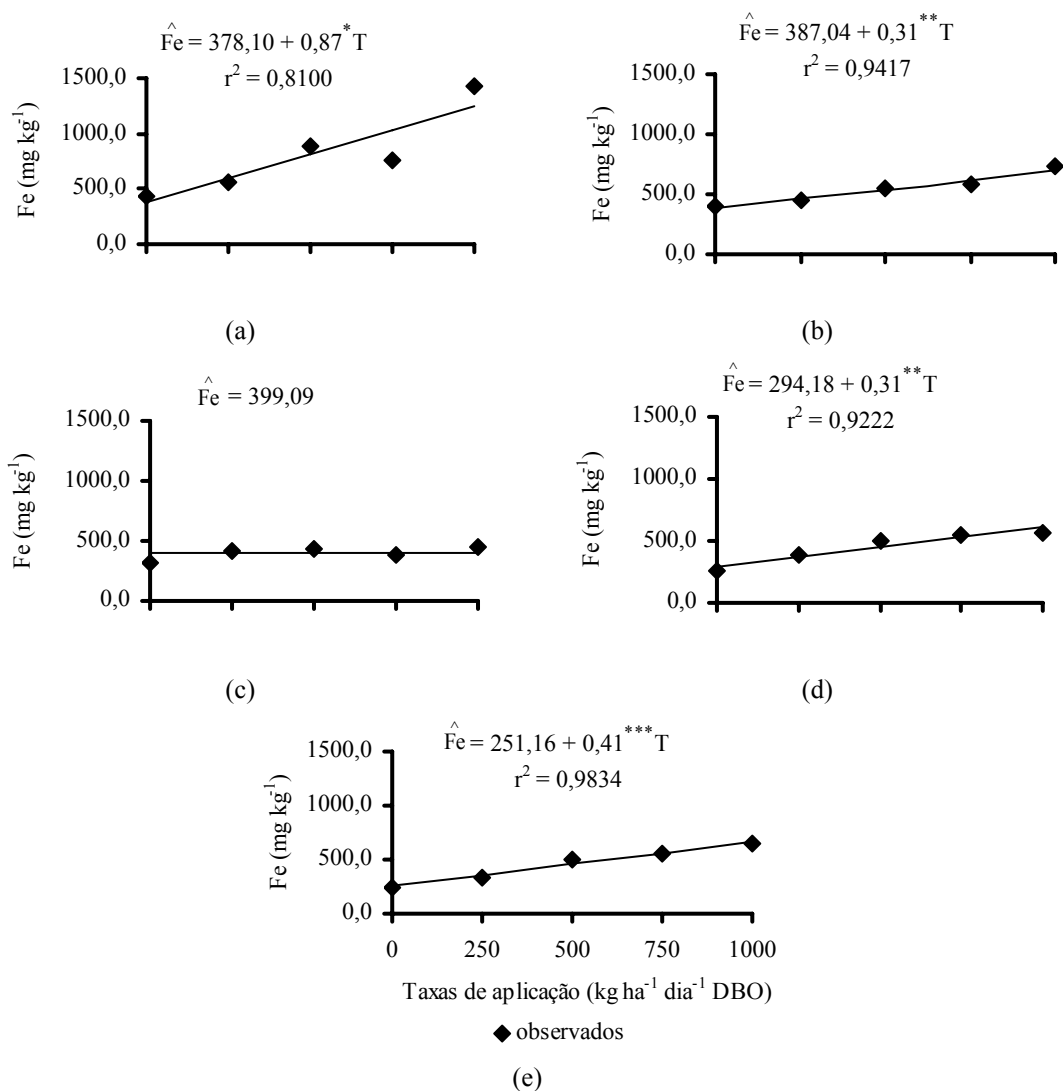
As concentrações de Pb, encontradas no primeiro e segundo cortes do capim, foram maiores que as obtidas nos demais cortes, em todos os tratamentos avaliados, à exceção do tratamento T2 ($250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO).

4.3.11. Ferro na planta

A exemplo do observado para N, Mn e Pb, a concentração de ferro no capim-tifton 85 aumentou, linearmente, com a taxa de aplicação do percolado de RSU, nos cortes 1 (a), 2 (b), 4 (d) e 5 (e) (Figura 63). Da mesma forma, pode-se concluir que o percolado de RSU foi importante fonte de ferro e que, quanto maior a taxa de aplicação, maior a concentração de ferro no capim.

No corte 3, nenhum modelo ajustou-se aos dados, sendo estimada uma concentração média de ferro na planta de $399,1 \text{ mg kg}^{-1}$.

Foram observados aumentos de 36,48% a 62,09% na concentração de ferro nas plantas, que receberam percolado de RSU, em relação às plantas do tratamento-testemunha, valores esses que dependeram da época de corte e da taxa de aplicação do percolado.



***, ** e * significativo a 0,1%, 1% e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
T = tratamentos.

Figura 63 – Estimativa da concentração de ferro no capim-tifton 85, em função da taxa de aplicação de percolado de RSU, no primeiro (a); segundo (b); terceiro (c); quarto (d) e quinto (e) cortes.

No Quadro 20, são apresentadas as concentrações médias de ferro no capim-tifton 85, submetido a diferentes taxas de aplicação de percolado de RSU, nos cinco cortes avaliados.

Quadro 20 – Concentrações médias do ferro no capim-tifton 85, em dag kg^{-1} , submetido a diferentes taxas de aplicação, nos cortes 1 (30 dias), 2 (31 dias), 3 (36 dias), 4 (46 dias) e 5 (66 dias)

Corte	Fe (mg kg^{-1})				
	T0	T1	T2	T3	T4
1	431,6 A	565,9 A	883,6 A	761,4 A	1419,7 A
2	408,3 AB	441,7 AB	553,3 B	577,9 B	726,4 B
3	318,2 AB	410,2 AB	432,0 B	379,5 C	455,6 C
4	260,4 AB	380,8 B	496,4 B	547,6 BC	568,3 BC
5	248,7 B	336,8 B	493,2 B	548,6 BC	657,1 B

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, para cada corte do capim, não diferem entre si, ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Nos tratamentos 2, 3 e 4, observa-se maior conteúdo de ferro no corte 1, enquanto na ausência de percolado e no tratamento 1 ocorreu maior concentração deste elemento no corte 1, em relação ao corte 5.

Queiroz et al. (2004a), aplicando água residuária da suinocultura em capim-tifton 85, verificaram concentração média de ferro de 400 mg kg^{-1} , valor este próximo ao encontrado no presente trabalho, com o tratamento T2 ($250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO), mas, inferior aos valores obtidos nos tratamentos, em que foram aplicadas taxas mais altas de percolado de RSU. Fia et al. (2006), adubando milho com doses crescentes de lodo de esgoto caledado, aplicando dose de 175 Mg ha^{-1} , encontraram concentração de $720,2 \text{ mg kg}^{-1}$ de ferro na planta. Os autores afirmaram que as concentrações encontradas eram cerca de duas vezes maiores que aquelas normalmente encontradas nessas plantas.

Segundo a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (1999), a concentração de ferro ideal para o capim-colonião é de $100\text{-}150 \text{ mg kg}^{-1}$, para o capim-jaraguá é de $150\text{-}200 \text{ mg kg}^{-1}$ e para o capim-elefante é de $150\text{-}200 \text{ mg kg}^{-1}$. Independentemente do corte e da quantidade de percolado aplicado, as concentrações de ferro registradas são superiores a esses valores.

4.3.12. Zinco e níquel na planta

As concentrações de cobre, zinco e níquel no capim-tifton 85 encontraram-se abaixo do limite de detecção do aparelho, indicando que a adição do percolato de RSU não proporcionou aumento nas concentrações disponíveis destes metais pesados.

5. RESUMO E CONCLUSÕES

A problemática dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no meio urbano abrange aspectos relacionados à sua origem e forma de produção, destacando-se os riscos do comprometimento ambiental, principalmente a poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos, quando sua disposição é feita inadequadamente. O percolato gerado em aterros sanitários, em razão do forte potencial poluente que representa, tem sido considerado um dos maiores problemas na gestão de RSU. Entre as possíveis alternativas de tratamento/disposição final está a fertirrigação de culturas agrícolas.

Neste trabalho, objetivou-se avaliar os efeitos da aplicação de diferentes taxas de percolato de resíduo sólido urbano nas características químicas do solo e na produtividade e nutrição mineral do capim-Tifton 85 (*Cynodon spp.*).

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Para o desenvolvimento desta pesquisa, um reservatório de 5.000 L foi preenchido com resíduo sólido urbano (RSU) novo, visando-se a produção de percolato para aplicação no capim-tifton 85. O percolato era conduzido para um reservatório de 500 L e bombeado para outro reservatório de mesmo volume, onde era feita a distribuição da aplicação do

percolado nas parcelas experimentais, nas taxas de 250, 500, 750, 1000 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO

Nas análises químicas do solo, foram realizadas as medições de pH e condutividade elétrica, e quantificação das concentrações de nitrogênio, amônio, nitrato, P disponível, concentrações trocáveis de K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni, Cr, além da determinação, por cálculo, da soma de base trocáveis, índice de saturação por bases, sódio, acidez potencial, acidez trocável, conteúdo de matéria orgânica, e CTC. Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com cinco tratamentos e quatro repetições. Para a análise estatística das características do solo, o experimento foi montado com quatro tratamentos (taxa de aplicação), cinco repetições no tempo (cortes) e cinco profundidades do solo (0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m). Os dados foram submetidos à análise de regressão. No tecido vegetal do capim, foram quantificadas as concentrações de N, P, K, Na, Ca, Mg e dos metais pesados Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd e Ni. O conteúdo de proteína bruta foi obtido, pela multiplicando-se o teor de nitrogênio por 6,25. A análise estatística da concentração de nutrientes nas plantas foi realizada em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas cinco concentrações de DBO e nas subparcelas os cortes, no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. Os dados foram submetidos à análise de regressão e variância.

De acordo com os resultados, conclui-se que:

- A aplicação do percolado de RSU proporciona alteração nos valores de N, Na, K, P, NO₃⁻, Mn, Fe, SB, CTC e V do solo;
- Ocorreu acúmulo de sódio no solo, em todas as camadas estudadas, porém, não causando prejuízo à qualidade do solo nem à produtividade do capim;
- Na maioria dos cortes no capim, ocorreu aumento nas concentrações de N, K, Na, Ca, Mg, Mn, Cd, Pb e Fe com as doses de aplicação do percolado RSU;
- Dentre os metais pesados, o cobre apresentou altas concentrações no solo, em todas as taxas de aplicação do percolado de RSU, embora os valores obtidos na testemunha estivessem muito próximos.

- Em todos os cortes, ocorreu efeito positivo das doses de percolado RSU na PB, enquanto, para a produtividade de MS, tal efeito ocorreu apenas nos cortes 3, 4 e 5 do capim.

- Com base nos modelos ajustados e na maior produtividade do capim-tifton 85, pode-se estimar que as taxas de aplicação de percolado de RSU deverão proporcionar semelhante saturação do complexo de troca do solo. Portanto, taxas de aplicação de até $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO podem ser aplicadas na disposição de percolado de RSU em áreas de produção de capim-tifton 85. Entretanto, é recomendável um monitoramento das características químicas do solo, bem como das águas subterrâneas para que se avaliem os riscos de contaminação ambiental.

6. REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S.S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. Viçosa, MG: UFV. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

ABREU Jr., C.H.; MURAOKA, T.; LAVORENTI, A.F. e ALVAREZ, V.F.C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista brasileira Ciência Solo**, v. 24, p. 635-647, 2000.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. de; DAMASCENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e drenagem, 29 revisado1).

ALLEN, R. G.; et al. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. 308 p. (FAO Irrigation and Drainage, 56).

ALUKO, O. O.; SRIDHAR, M. K. C. Application of constructed wetlands to the treatment of leachates from a municipal solid waste landfill in Ibadan, Nigéria. **Journal of Environmental Health**, v. 67, n. 10, p. 58-62, 2005.

AMAHMID, O.; BOUHOUM, K. Assesment of the health hazards associated with wastewater reuse: Transmission of geohelminthic infections (Marrakech, Morocco). **International Journal of Environmental Health Research**, v. 15, n. 2, p. 127-133, 2005.

ANGELAKIS, A.N.; MARECOS DO MONTE; M.H.F., BONTOUX, L.; ASANO, T. The Status of wastewater reuse practices in the Mediterranean basin: need for guidelines.- *Wat. Res*, **Elsevier Science**, v. 33, n. 10, p. 2201-2217, 1999.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. New York: APHA, WWA, WPCR, 2005.

ASANO, T.; LEVINE, A. D.: Wastewater Reclamation, Recycling And Reuse: Past, Present, And Future, **Water Science and Technology**, v. 33, n. 10-11, p. 1-14, 1996.

ASANO, T.: Wastewater Reclamation And Reuse, Water Quality Management Library, **Technomic Publishing Company**, Lancaster, Pennsylvania, v. 10, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR-10.004**. Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR-10.006**. Solubilização de resíduos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR-10.007**. Amostragem de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR-8419**. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimentos. Rio de Janeiro, 13 p. 2004.

BAE, B. et al. Treatment of Landfill Leachate Using Activated Sludge Process and Electro-Beam Radiation. **Water Research**. v. 33, n. 11, p. 2669 – 2673, 1999.

BARROS, H.L. **Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões**. Viçosa, MG: UFV, 2004. 112f. Dissertação (mestrado em Geotecnia Ambiental)-Departamento de Engenharia civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BATISTA JÚNIOR, W. **Desempenho de um sistema de lagoa de estabilização de percolado de um aterro sanitário em Cariacica- ES**. Viçosa, MG: UFV, 2003. 48 f. Dissertação (Mestrado em Solos), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BERNARD, C.; COLIN, J.R.; ANNE, L.D. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. **Chemosphere**, v. 35, n. 11, p. 2783-2796, 1997.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E.C. **Manual de irrigação**. 7. ed. Viçosa, MG: UFV, Impr. Univ., 2005, 611 p.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. **Química Nova**, v. 25, n. 3, p. 477 - 482, 2002.

BLOOR, M.C.; BANKS, C.J. Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two macro-invertebrates – assessing the remediation potential of constructed wetlands. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 83, n. B2, p. 184-190, 2005.

BOUWER, H.; IDELOVITCH, E. Quality requirements for irrigation with sewage water. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. v. 113, p. 516-535, 1997.

BOUWER, H.; CHANEY, R.L. Land treatment of wastewater. **Advances in Agronomy**. v. 26, p. 133-176, 1974.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; FERREIRA, C.; HELTON, M.; DA SILVA, R. e BORBA, S. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando wetlands. **In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-7, 2002.

CAO, Z. H.; HU, Z. Y. Copper contamination in paddy soils irrigated with wastewater. **Chemosphere**. v. 41, n. 1, p. 3-6, 2000.

CARVALHO, A.L. **Efeitos da recirculação do percolado sobre a qualidade do efluente de lixo doméstico de diferentes idades**. Viçosa, MG: UFV. 2005. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade federal de Viçosa, Viçosa.

CARVALHO, A.L.; MATOS, A.T. de; HAMAKAWA, P.J.; AZEVEDO, R.F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v. 14, n. 2, p. 131-138, 2006.

CERVELLINI, G. S. Micronutrientes na adubação do cafeeiro. In: **Nutrição e adubação do cafeeiro**. Piracicaba: Instituto da Potassa e Fosfato. Instituto Internacional da Potassa, 1981. p. 91-101.

CHAN, G.Y.S.; CHU, L.M.; WONG, M.H. Effects of leachate recirculation on biogás production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. **Environmental Pollution**, v. 118, p. 393-399, 2002.

CHRISTENSEN, T.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachates plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659-718, 2001.

CINTRA, F.H.; HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G.S. **Fatores que Afetam a Qualidade do Chorume Gerado em Aterro Controlado de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória, 2002.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS - CFSEMG. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. (5ª Aproximação). Viçosa, MG: UFV, Impr. Univ., 1999. 359 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL E LIMPEZA PÚBLICA – CETESB. **Caracterização e estudo de tratabilidade de líquidos percolados de aterros sanitários**. São Paulo: CETESB, 1995. 66 p.

CONAMA 357/2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União n. 53, de 18 de março de 2005.

DAVE, G.; NILSSON, E. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. **Aquatic Toxicology**, v. 73, n. 1, p. 11-30, 2005.

DE MORAIS, J.L.; PERALTA-ZAMORA, P. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário** Curitiba, PR: UFP. 2005. 123 f. Tese (Doutorado em Química Analítica), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

EMBRAPA – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p. (EMBRAPA- CNPS, Documento 1).

FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. **Australian Journal of Soil Research**, v. 35, p. 131-147, 1997.

FERREIRA, P.A. **Manejo de água–planta em solos salinos**, Viçosa, MG: UFV, 111p. 2004. (apostila do curso de pós graduação em Engenharia Agrícola).

FIA, R.; MATOS, A.T de; AGUIRRE, C.I. Produtividade e concentração de nutrientes e metais pesados em milho adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledo. **Engenharia na Agricultura**, , v.14 n.1, p. 39-50, Viçosa, 2006

FIA, R.; MATOS, A.T de; AGUIRRE, C.I. Características químicas de solo adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledo. **Engenharia na Agricultura**, v.13, n.4, p. 287-299, Viçosa, 2005.

FONSECA, S.P.P. **Avaliação de uma estação de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial**. Viçosa, MG: UFV. 2007. 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FONSECA, S.P.P. **Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando capim-croastcross**. Viçosa, MG: UFV. 2000. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FONSECA, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. Piracicaba, SP: ESALQ- USP. 2001. 126 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

FRASER, L.H.; CARTY, S.M.; STEER, D. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. **Bioresource Technology**, v. 94, n. 2, p. 185-192, 2004.

FREIRE, R.S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 504–511, 2000.

FREITAS, W.da S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.** Viçosa, MG: UFV. 2006. 169 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

GARCIA, G. de O. **Alterações químicas, físicas e mobilidade de íons no solo decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro conilon.** Viçosa, MG: UFV. 2003. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

GHERI, E.O.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.da. Resposta do capim-tanzânia à aplicação de solo ácido de leite. **Pesquisa Agropecuária Brasileira.** V. 38, n. 6, p, 1-8, Brasília, 2003.

GOMES, E.R.S.; SAMPAIO, S.C.; CORREA, M.M.; VILAS BOAS, M.A.; ALVES, L.F.A.; SOBRINHO, T.A. Nitrate movement from wastewater in soil columns. **Engenharia Agrícola**, v. 24, n. 3, p. 557-568, 2004.

GOMIDE, J.A. Fisiologia do crescimento livre de plantas forrageiras. In: PEIXOTO, A.M.; MOURA, J.C.; FARIA, V.P. (Eds) **Pastagens: Fundamentos da exploração racional.** Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, 2. ed. 1994. p. 1-14.

GUTIERREZ, K.G. **Remoção de metais pesados de percolado submetido à recirculação em colunas de resíduo sólido urbano.** Viçosa, MG: UFV. 2006. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

HAYES, A.R.; MANCINO, C.F.; PEPPER, I.L. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: I soil and leachate water quality. **Agronomy Journal**, v. 82, p. 939-946, 1990.

HUBBARD, R.K.; RUTTER, J.M; NEWTON, G.L.; DAVIS, J.G. Nutrient uptake and growth response of six wetland/riparian plant species receiving swine lagoon effluent. **Transaction of the ASAE**, v. 45, n. 5, p. 1331-1341, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2002.** Página oficial do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: (<http://www.ibge.gov.br>). Acesso: outubro 2007.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT. COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. **Lixo municipal. Manual de gerenciamento integrado**. 2. edição. São Paulo: CEMPRE, 2000, 370p.

JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface Drip Dispersal of Residential Effluent: I. Soil Chemical Characteristics. **Transactions of the ASAE**. v. 44, n. 5, p. 1152-1158, 2001.

JEONG-HOON, I.M.; HAE-JIN, W.; MYUNG-WON, C.; KI-BACK, H.; CHANG-WON, K. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. **Water Research**, v. 35, n. 10, p. 2043-2410, 2001.

KALAVROUZOTIS, I.K.; SAKELLARIOU-MAKRANTONAKI, M.S.; VAGENAS, I.N.; HORTIS, T.C.; DRAKATOS, P.A. Systematic reuse potential of wastewater effluents for soils and agriculture obtained from the biological treatment plant of Agrinion, Greece. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 14, n. 3, p. 204-211, 2005.

KEMPERS, A.J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Soil Science Plant Analyze**, New York, v. 17, n. 7, p.715-723, 1986.

KOURAA, A.; FETHI, F.; FAHDE, A.; LAHLOU, A.; QUAZZANI, N. Reuse of urban wastewater treated by a combined stabilization pond system in Benslimane (Morocco). **Urban Water**, v. 4, p. 373-378, 2002.

LANGE, L.C.; SIMÕES, G.F.; FERREIRA, C.F.A.; COELHO, H.M.G. **Estudo do Transporte de Contaminantes em Meios Porosos Aplicado a Aterro de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005.

LATTERELL, J.J.; DOWDY, R. H.; CLAPP, C. E.; LARSON, W. E.; LINDEN, D. R. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. **Journal of Environmental Quality**, v. 11, p. 124-128, 1982.

LEUSCHNER, A.P.; LAQUIDARA, M.J.; WISE, D.L. Procedure for determining potential gas quantities in an existing sanitary landfill. **Water Science Technology**. vl. 18 nº 12 p. 151-162, 1991.

LIMA, L.M.Q. Lixo – **Tratamento e biorremediação**. 3.ed. São Paulo: Editora Hermus, 1995. 265p.

LIMA, L.M.Q. **Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração metanogêneses em aterro sanitário**. São Carlos, SP: USP. 1988. 145 f. Tese (Doutorado – Departamento de Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos.

LIMA, L.M.Q. Biorremediação de áreas degradadas por resíduos sólidos: A experiência do Brasil. In: **Anais do Seminário de reciclagem do lixo urbano para fins industriais e agrícolas**. Belém, 2000.

LIN, S.H.; CHANG, C.C. Treatment of landfill leachate by combined electron-fenton oxidation and sequencing bath reactor method. **Water Research**, v. 34, n. 17, p. 4243-4249, 2000.

LINDSAY, W.L. **Chemical Equilibria in Soils**. New York: John Wiley and Sons, 1979.449p

LO MONACO, P.A. **Fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos**. Viçosa, MG: UFV. 2005. 96 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

LOURES, A.P.S; SOARES, A.A.; MATOS, A.T.de; CECON, P.R. Concentrações de sódio e potássio em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.13, n.4, p. 231-239, 2005.

LOURES, A.P.S. **Modelos de remoção de parâmetros qualitativos em sistema para tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (Cynodon dactylon (L.) Pers.)**. Viçosa, MG: UFV. 2002. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MAEHLUM, T. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 129-135, 1995.

MAGESAN, G.N.; MCLAY, C.D.A.; LAL, V.V. nitrate leaching from a free0draining volcanic soil irrigated with municipal sewage effluent in New Zeland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 70, p. 181-187, 1998.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 210 p.

MANTOVANI, J.R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. Nitrato em alface e mobilidade do íon em solo adubado com composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v.40, p.681-688, 2005.

MARNIE, L.W.; BITTON, G.; TOWNSEND, T. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 60, n. 2, p. 206-215, 2005.

MATOS, A.T de. Disposição de Águas Residuárias no Solo. Caderno Didático 38. **Engenharia na Agricultura**. 2007. 142p.

MATOS , A.T. de; LEMOS, A.F.; BARROS, F.M. Mobilidade de Nitrato em Solos de Rampas de Tratamento de Águas Residuárias por Escoamento Superficial. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v. 12, n. 1, p. 57-65, 2004.

MATOS, A.T.; SANTOS, J.H.T.; FIA, R. Contaminação do solo em áreas de depósito de cascas de frutos de cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DIS CAFÉS DO BRASIL, Poços de Caldas, 2000. **Resumos expandidos**. Brasília, DF: Embrapa Café e MINASPLAN, 2000, v.2, p.981-984.

MAZUR, N.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G.A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7 p. 157-159, 1983.

MELO, W. J. de; TSUTIYA, M. T.; MARQUES, M. O.; SOUZA, A.H. C. B. de Nível de fertilidade em solos tratados com biossólido oriundo da estação de tratamento de esgoto de Barueri, localizada na região metropolitana de São Paulo, e cultivados com milho. In: CONGRESSO INTERAMERICANODE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais eletrônicos...** Porto Alegre, ABES, 2000. Disponível em:< <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaidis/aresidua/i-086.pdf> > Acesso em 30 de dez. 2007.

MIKKELSEN, R.L.; RECHCIGL, J.E.; MACKINNON, H.C. **Agricultural and environmental issue in the management of swine waste**. Agriculture uses of products an waste. Oxford: Oxford Universit Press. v.6, p.110-119, 1997.

MORAES, P.B.; BERTAZZOLI, R. **Fator eletrolítico para tratamento de efluentes têxteis**. v.20, 146-153, 2002.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrients requeriments of beef cattle**. 6ª. ed. Washington, D.C.: National Academy of Science, 1984. 90p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrients requeriments of dairy cattle**. 6^a. ed. Washington, D.C.: National Academy of Science, 1988. 157p.

NEPTUNE, A. M. L. Aplicação de calcário em culturas forrageiras. In: PEIXOTO, A. M., MOURA, J. C., FARIA, V. P. (Ed.). **Pastagens: fundamentos da exploração racional**. Piracicaba: FEALQ, 1986. p.73-107.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos, 1999. 399p.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**. v.58, n.4, 2001, p.807-812.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ABREU Jr., C.H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37 p. 529-538, 2002.

OLIVEIRA, M.A.; PEREIRA, O.G.; GARCIA, R.; OBEID, J.A.; CECON, P.R.; MORAES, S.A.; SILVEIRA, P.R. Rendimento e valor nutritivo do capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) em diferentes idades de rebrota. **Rer. Bras. Zootec.**, v.29, n.6, p. 1930-1938. 2000. (Suplemento 1).

OLIVEIRA, W.de. **Uso de água residuária da suinocultura em pastagens da Brachiária Decumbens e Grama Estrela Cybodom Plesctostachyum**. Piracicaba, SP: ESALQ- USP. 2006. 104 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba.

ÖMAN, C.B.; JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. **Waste Management**, v.6, n.18, 2007, p.1010-1016.

PACHECO, J.R. **Estudo das Potencialidades de Processos Oxidativos Avançados para o Tratamento de Percolado de Aterro Sanitário**. Curitiba, PR: UFP. 2004. 81f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PASCHOAL, C.M.R.B.; ROCHA, O. **Avaliação Ecotoxicológica de Sedimentos em Reservatórios da Bacia do Rio Tietê, SP, com Ênfase na Aplicação do Estudo de AIT- Avaliação e Identificação da Toxicidade.** São Carlos, SP: USP. 2002. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PELEGRINI, R. Photo assisted electrochemical degradation of organic pollutants on a DSA® type oxide electrode: process test for a phenol synthetic solution and its application for the E1 bleach kraft mill effluent. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 13, p. 2849-2853, 2001.

PENG, Y.; ZENG, W.; ZHENG, S.; MINO, T.; SATOH, H. Organic removal denitrotation and methanogenesis and nitrogen removal by nitrarion from landfill leachate. Journal: **Water Research**, p. 8-41, 2007.

PERDOMO, C.C.; COSTA, R.R.H.; MEDRI, W.; MIRANDA, C.R. **Dimensionamento de sistema de tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos suínos.** Concórdia, SC: EMBRAPA – CNPSA, 1999. 5p. (Comunicado técnico, 234).

PEREIRA, O.G. produção e utilização de feno. In: CONGRESSO NACIONAL DOS ESTUDANTES DE ZOOTECNIA, 1998, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: UFV, Departamento de Zootecnia, 1998. p. 63-87.

PIVATO, A.; GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfill using luminescent bacteria. **Waste Manage**, v. 26, p. 1148-1155, 2006.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. **Technomic Publ.**, Lancaster, 1994, 339 p.

QUEIROZ, F.M. de; MATOS, A.T. de; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A. de; LEMOS, F.A. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004a.

QUEIROZ, F.M. de; MATOS, A.T. de; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A. de. Características químicas do solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**. Santa Maria, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, 2004b.

QUEIROZ, F.M de. **Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura.** Viçosa, MG: UFV. 2000. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

QUIN, B.F.; FORSYTHE, L.J. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent: II. Drainage losses of nitrate and other nutrients. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 21, p. 427-434, 1978.

QUIN, B.F.; WOODS, P.H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent: I. Nutrient status of soil and pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 21, p. 419-426, 1978.

RAJESHWAR, K.; IBANEZ, J.G.; SWAIN, G.M. Electrochemistry and the environment. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 24, n. 11, p. 1077-1091, 1994.

RIBEIRO, K.G. **Rendimento forrageiro e valor nutritivo do capim-tifton 85, sob diferentes doses de nitrogênio e idades de rebrota e na forma de feno com bovino.** Viçosa, MG: UFV, 2000. 107f. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa.

RICHARDS, L.A. **Diagnóstico y rehabilitacion de suelos salinos e sódico.** (traduzido), Editorial Limusa, México, 1997.

ROBINSON, H.D.; BARR, M.J. Aerobic biological treatment of landfill leachates. **Waste Management and Research**, v. 17, n. 6, p. 478-486, 1999.

SAN, I.; ONAY, T.T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. **Journal of Hazardous Materials B**, v. 87, p. 259-271, 2001.

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

SANTOS, A.P.R dos. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-tifton 85.** Piracicaba, SP: ESALQ- USP. 2004. 79 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba.

SERAFIM, A.C.; GUSSAKOV, K.C; SILVA, F.; CONEGLIAN, C.M.R; DE BRITOPPELEGRINI, N.N.; DRAGONI, G.; TONSO, S. e PELEGRINI, R. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. **In: III Fórum de Estudos Contábeis (área ambiental)**, Rio Claro, ISSN 16795865, CD rom (2003).

SILVA, A.C. **Tratamento percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto tratado**. Rio de Janeiro, RJ: UFRJ. 2002. 111 f. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SILVA, D.J; QUEIROZ, A.C. de. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. 3 ed. Viçosa, MG: UFV, 2002. 235 p.

SILVA FILHO, N.L.da; FREITAS, N.P.; TEIXEIRA, N.T.; TERRA, R.A.da F.; MELO, E.C.N.; TOGNOCCHI, S. **Chorume na adubação de plantas com potencial de utilização para estabilização em aterros sanitários**. 2005.

SLACK, R.J.; GRONOW, J.R.; VOULVOULIS, N. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. **Science of the Total Environment**, v. 337, p. 119e137, 2005.

SOGUT, Z.; ZAIMOGLU, B.Z.; ERDOGAN, R; SUCUN, M.Y. Pytoremediation of landfill leachate using penninsetum clandestinum. **Journal of Environmental Biology**, v. 26, n. 1, p. 13-20, 2005.

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

STEFANUTTI, R.; MATTIAZO, M.E.; COURACCI FILHO, B.; NOUR, E.A.A.; FIGUEIREDO, R.F. Comportamento de duas forrageiras sob diferentes taxas de aplicação de esgotos sanitários utilizando o método do escoamento superficial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 28, Pelotas, 1999. **Anais...** Pelotas, RS: UFPEL, 1999. (CD-ROM).

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

van RAIJ, B. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: POTAFÓS, 1981. 142p.

van der HOEK, W.; HASSAN, U.M.; ENSINK, J.H.J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. Urban Wastewater: A Valuable Resource for Agriculture. A Case Study from Horoonabad, Pakistan. Research Report 63. Colombo, Sri Lanka: **International Water Management Institute**. 2002.

VIEIRA, E.O. **Índice de lixiviação e modelagem do transporte de pesticidas no solo**. Viçosa MG: UFV, 2003. 184 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

VOLKWEISS, S.J. Química da acidez do solo. In: KAMINSKI, J.; VOLKWEISS, S.J.; BECKER, F. (Coord.) **Corretivos da Acidez do Solo**. Santa Maria: UFSM, 1989. p.7-38.

WANG, Z. et al. Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. B95, p. 153-159, 2002.

YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHAFF, B.E.; KIM, J.J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v. 62, p. 1108-1115, 1998.

ZACARIAS-FARAH, A.; GEYER-ALLELY, E. Household consumption patterns in OECD countries: trends and figure. **Journal of Cleaner Production**, v. 11, p. 819-827, 2003.

ZANINE, A.de.M.; DIAS, P.F.; SOUTO, S.M.; COSTA, J.R. **Influência da Adubação Nitrogenada na forma de Chorume Bovino na Matéria Seca e Nutrientes Acumulados nas Raízes de Gramíneas Forrageiras**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2004. 18 p. (Embrapa Agrobiologia. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 5).

APÊNDICE

Quadro A1 – Resumo das análises de variância de produtividade de MS e PB e concentração de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) no capim-tifton 85, em função das taxas aplicadas de percolado de RSU, avaliadas no esquema de parcelas subdivididas

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado médio							
		MS	PB	N	P	K	Ca	Mg	
Bloco	3	528446,1	7,7804	0,1991	0,001480	0,01980	0,0008926	0,00001386	
Tratamento	4	1247179,0*	94,0080***	2,4066***	0,08010***	6,2262***	0,1157***	0,03287***	
Erro (A)	12	413171,2	4,5172	0,1156	0,0005621	0,01649	0,0009086	0,0001249	
Corte	4	9398955,0**	632,4509**	16,1907***	0,1548***	2,2022***	0,09493***	0,01557***	
Tratamento x Corte	16	306052,7***	2,1533 ^{ns}	0,05512 ^{ns}	0,005305*	0,2627***	0,004964***	0,0005777**	
Resíduo	60	85375,21	1,5218	0,03895	0,0007048	0,01810	0,0006126	0,00008557	
CV (%) subparcela		17,90	6,81	6,81	5,99	6,95	4,37	3,76	

°, *, e *** F significativos a 10, 5 e 0,1% de probabilidade, respectivamente. CV = coeficiente de variação.

Quadro A2 – Resumo das análises de variância de concentração de alguns elementos químicos (Na, Mn Cd, Pb e Fe) no capim-tifton 85, em função das taxas aplicadas de percolado de RSU, avaliadas no esquema de parcelas subdivididas

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado médio				
		Na	Mn	Cd	Pb	Fe
Bloco	3	0,0002632	7,6890	0,03029	0,05511	7517,685
Tratamento	4	0,05010***	333322,18***	1,4495***	42,6189***	537262,9***
Erro (A)	12	0,00009572	26,2763	0,04847	0,2306	7872,176
Corte	4	0,03203***	12664,23***	1,0610***	28,9232	543299,6***
Tratamento x Corte	16	0,002646***	2940,309***	0,08366 ^{ns}	0,9821***	73408,50***
Resíduo	60	0,0001668	21,1367	0,06690	0,3679	7896,300
CV (%) subparcela		13,89	3,32	9,72	2,79	16,70

* e *** e F significativos a 5, e 0,1% de probabilidade, respectivamente. CV = coeficiente de variação.