

**JOSÉ GERALDO DELVAUX SILVA**

**FERTIRRIGAÇÃO DO CAPIM-MOMBAÇA COM DIFERENTES LÂMINAS DE  
EFLUENTE DE TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ESGOTO SANITÁRIO  
ESTABELECIDAS COM BASE NA DOSE APLICADA DE SÓDIO**

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

**VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2010**

JOSÉ GERALDO DELVAUX SILVA

**FERTIRRIGAÇÃO DO CAPIM-MOMBAÇA COM DIFERENTES LÂMINAS DE  
EFLUENTE DE TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ESGOTO SANITÁRIO  
ESTABELECIDAS COM BASE NA DOSE APLICADA DE SÓDIO**

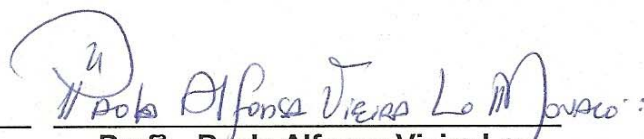
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**APROVADA: 24 de Maio de 2010**



---

**Prof. Alisson Carraro Borges  
(Coorientador)**



---

**Prof. Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco**



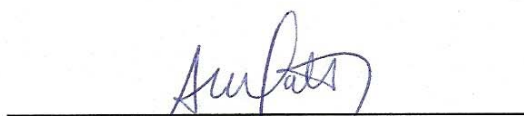
---

**Prof. Paulo Roberto Cecon**



---

**Prof. Raphael Bragança Alves Fernandes**



---

**Prof. Antonio Teixeira de Matos  
(Orientador)**

À minha amada mãe, fonte de minha inspiração para alcançar os objetivos na vida.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que ELE tem me proporcionado na vida, em especial a vontade e a certeza da vitória sempre, mesmo quando já me sinto quase derrotado. Sem ELE nada faria sentido e nada é possível.

Aos meus pais: Antonio Vicente da Silva (*in memoriam*), que certamente muito se orgulharia do seu filho; à minha gloriosa mãe Guiomar de Abreu Silva, por todo amor que me dedica, que parece aumentar cada dia mais. Não existem palavras para expressar a imensidão do meu amor por você, mesmo à distância sempre me fez acreditar que é sempre possível vencer quando se crê em DEUS.

A toda minha família, em especial aos meus sobrinhos: Júlio César Delvaux, que por tantas vezes deixou suas atividades para gentilmente entregar as amostras do meu experimento no Departamento de Engenharia Agrícola, como também ajudar em diversos momentos para a concretização deste trabalho; e Ricardo Augusto Delvaux da Silva, pelo grande carinho, atenção e interesse que demonstrou nas coisas ligadas à minha pessoa, impossível não ser eternamente grato a vocês.

Ao meu orientador Antonio Teixeira de Matos, pelos ensinamentos das disciplinas por ele ministradas e grande competência na orientação deste trabalho. Ele não mediu esforço para que este trabalho tivesse seus objetivos alcançados.

Aos demais professores que ministraram disciplinas, meu obrigado pelos ensinamentos e pela amizade.

Ao meu coorientador Alisson Carraro Borges, pelo apoio.

À Professora coorientadora, amiga eterna, Conceição Aparecida Previero, se não fosse ela nada disso estaria acontecendo, pois foi ela quem me despertou para a grande importância que traria este Mestrado para minha vida. É exemplo de ser humano, sempre extremamente atenciosa comigo, grato serei para sempre amiga.

Ao Professor Paulo Roberto Cecon, que, mesmo estando em período de férias, se propôs a me auxiliar na parte da estatística, obrigado.

A todos os colegas do Centro Universitário Luterano de Palmas, em especial Marta, Heliane, Márcia, Erminiana, por ouvirem tantas vezes a minha angústia e entenderem meus momentos de desespero.

À nossa diretora Kelen Beatris Mânica, pela amizade e pelo auxílio de

pesquisa concedido, assim como ao nosso Diretor Administrativo Francisco, pelo apoio concedido.

À professora e amiga Ísis, pelas diversas vezes que me substituiu em sala de aula, além da amizade e da dedicação, meu muito e eterno obrigado.

Ao Deusiano da Universidade Federal do Tocantins, UFT, que discutiu comigo o método para quantificação de coliformes no capim, além de auxiliar na realização das análises.

Aos amigos do Mestrado, em especial à Cristina.

A todos os professores da Universidade Federal de Viçosa, que estiveram direta ou indiretamente envolvidos neste Minter.

Ao colega doutorando José Maria, pelo auxílio na Estatística.

Ao Simão do Laboratório de Qualidade da Água (DEA/UFV) e ao Carlinhos do Laboratório de Espectrofotometria Atômica (DPS/UFV), pela análise de amostras e ajuda sempre presente.

A todos os funcionários do CEULP - ULBRA que sempre nos procuraram atender da melhor forma, em especial ao Osmar.

Aos amigos servidores do Estado, que souberam entender minhas inúmeras ausências, em especial ao meu Coordenador Divino Ribeiro, à minha querida amiga Leila, que muito me auxiliou neste longo trabalho.

Aos professores Silvestre, Joaquim e Jaqueline do CEULP- ULBRA, pela amizade e pela contribuição neste trabalho.

Ao Benjamim, Engenheiro Agrícola, pelo auxílio na condução de alguns trabalhos.

Ao Bruno Parrião, bolsista do PROICIT, pelo auxílio na condução do experimento.

À Viviane, amiga da época de graduação na UFV e atualmente doutoranda na UnB, pelas sugestões, grato serei sempre.

À Elizângela, colega da ULBRA, e ao Maurício, seu esposo, que gentilmente sempre se colocaram à minha disposição para me auxiliar.

À minha amiga Rosângela, pelo auxílio no *abstract*.

Aos amigos Marcilio e Francisco, pela ajuda nas coletas de amostras de solo.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

## BIOGRAFIA

JOSÉ GERALDO DELVAUX SILVA, filho de Guiomar de Abreu Silva e Antonio Vicente da Silva, *in memorian*, nasceu em Cajuri, MG, em 11 de agosto de 1968.

Em 1988, matriculou-se no curso de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa (UFV), MG, graduando-se em agosto de 1993.

Em agosto de 1994, foi aprovado no concurso público no Estado do Tocantins e tomou posse em setembro do mesmo ano, na função de Engenheiro Agrônomo, em que atua até hoje.

Em 2005, concluiu o Curso de complementação pedagógica em Química na Unitins - TO (Fundação Universidade do Tocantins) e, no mesmo ano, o de Especialização em Química na UFLA (Universidade Federal de Lavras, MG).

Atualmente, atua como professor de ensino médio e Pré Vestibulares no COC Palmas - TO e, desde 2003, é professor do CEULP/ULBRA, Centro Universitário Luterano de Palmas, onde ministra disciplinas na área de Química Geral e Orgânica e de Projeto de Sistema de Esgoto Sanitário.

Em março de 2008, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, da UFV, submetendo-se à defesa de sua dissertação em maio de 2010.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	vii
LISTA DE TABELAS .....	viii
ABREVIATURAS .....	ix
RESUMO .....	x
ABSTRACT .....	xii
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1. Histórico da utilização de águas residuárias .....	5
2.2 Características das águas residuárias domésticas brutas .....	6
2.2.1 Características físicas e químicas das águas residuárias domésticas..	6
2.2.2 Características biológicas das águas residuárias domésticas .....	10
2.3 Micro-organismos indicadores de poluição .....	11
2.4 Disposição de água residuária no solo.....	13
2.5 Qualidade da água para irrigação .....	14
2.6 Aplicação de esgoto sanitário na agricultura como fonte complementar de nutrientes.....	16
2.7 Riscos de salinidade .....	19
2.8 Riscos de dispersão da argila do solo.....	20
2.9 Desenvolvimento do Panicum maximum cv. Mombaça na região do Cerrado .....	20
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 Descrição do local do experimento .....	24
3.2 Plantio e manejo do capim-mombaça .....	26
3.3 Delineamento experimental e caracterização dos tratamentos .....	27
3.4 Caracterização do ETPEs.....	29
3.4.1 Amostragem.....	29
3.4.2 Análises físicas e químicas .....	29
3.4.3 Análises microbiológicas.....	29
3.5 Análises químicas do solo e das folhas do capim-mombaça .....	30
3.6 Análises microbiológicas das folhas do capim-mombaça .....	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	33
4.1 Caracterização do efluente utilizado .....	33
4.2 Alterações químicas nos principais nutrientes do solo .....	35
4.3 Riscos de salinização e dispersão da argila.....	37
4.4 Riscos de contaminação do lençol freático com nitrato.....	44
4.5 Produtividade de matéria verde e matéria seca .....	47
4.6 Composição químico-bromatológica do capim.....	49
4.7 Contaminação por E. coli .....	52
5. CONCLUSÕES .....	54
6. REFERÊNCIAS .....	55

## LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 Área Experimental do Departamento de Recursos Hídricos da Engenharia Agrícola do Centro Universitário Luterano de Palmas – CEULP – ULBRA	24
Figura 2 Detalhes das parcelas experimentais, podendo-se observar o capim-mombaça em pleno desenvolvimento	27
Figura 3 Esquema de distribuição dos tratamentos nas parcelas experimentais	28
Figura 4 Índice de saturação de sódio em cada profundidade	42
Figura 5 Concentração de nitrato nas diferentes profundidades	46
Figura 6 Produtividade de matéria verde do capim-mombaça nos diferentes cortes	48
Figura 7 Produtividade de matéria seca do capim-mombaça nos diferentes cortes	48



## LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 Características físicas das águas residuárias domésticas	7
Tabela 2 Principais micro-organismos de interesse para a saúde pública	10
Tabela 3 Problemas de obstrução nos sistemas de irrigação localizada causada pela qualidade da água	16
Tabela 4 Características físicas do solo da área experimental	24
Tabela 5 Características químicas do solo da área experimental	25
Tabela 6 Características físicas, químicas e microbiológicas do ETPES	33
Tabela 7 Resultados das análises de solo após a fertirrigação	36
Tabela 8 Resultados da razão de adsorção de sódio obtida no extrato da pasta saturada, três meses após o encerramento do experimento, em função dos diferentes tratamentos e das profundidades	38
Tabela 9 Condutividade elétrica no extrato de solo saturado em diferentes profundidades do solo e submetido a diferentes taxas de aplicação de efluente primário de esgoto sanitário, no solo testemunha e no solo submetido à fertirrigação	39
Tabela 10 Argila dispersa em água em função dos diferentes tratamentos e profundidades	41
Tabela 11 Concentrações de nutrientes presentes no capim-mombaça em diferentes cortes	50
Tabela 12 Concentração de metais pesados (cádmio, cromo, cobre, níquel e chumbo) presentes no capim-mombaça em diferentes cortes	53

## ABREVIATURAS

Sigla	Descrição
ADA	Argila dispersa em água
CE	Condutividade elétrica
CF	Coliformes fecais
COT	Método direto que consiste na medição do carbono orgânico total
CTC	Capacidade de troca catiônica
CTC (T)	Capacidade de troca catiônica a pH 7,0
CTC (t)-	Capacidade de troca catiônica efetiva
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DBO <sub>u</sub>	Demanda última de oxigênio
DIC	Delineamento inteiramente casualizado
DQO	Demanda química de oxigênio
ETPES	Efluente de tratamento primário de esgoto sanitário
ISNa	Índice de saturação de sódio
m	Índice de saturação de alumínio
MO	Matéria orgânica
NMP	Número mais provável
N <sub>Total</sub>	Nitrogênio total
PB	Proteína bruta
P- rem	Fósforo remanescente
P <sub>Total</sub>	Fósforo total
RAS	Razão de adsorção de sódio
RSU	Resíduo sólido urbano
SB	Soma das bases
SS	Sólidos suspensos
SST	Sólidos em suspensão totais
ST	Sólidos totais
T <sub>0</sub>	Tratamento com aplicação de água de poço artesiano, 0 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
T <sub>1</sub>	Tratamento com aplicação de uma dosagem de 75 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
T <sub>2</sub>	Tratamento com aplicação de uma dosagem de 150 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
T <sub>3</sub>	Tratamento com aplicação de uma 225 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
T <sub>4</sub>	Tratamento com aplicação de uma dosagem de 300 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
UASB	Reator anaeróbio de escoamento ascendente
V	Índice de saturação de base

## RESUMO

SILVA, José Geraldo Delvaux, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2010. **Fertirrigação do capim-mombaça com diferentes lâminas de efluente de tratamento primário de esgoto sanitário, estabelecidas com base na dose aplicada de sódio**. Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Alisson Carraro Borges e Conceição Aparecida Previero.

Os esgotos sanitários constituem-se na principal fonte poluidora de grande parte dos rios brasileiros. A utilização dessas águas residuárias na agricultura é uma alternativa para se minimizarem os problemas ambientais causados pelo lançamento desses efluentes em corpos hídricos, além da disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, e é também ótima alternativa de incremento na produtividade agrícola. Sendo a agricultura a atividade que utiliza a maior quantidade de água, mas podendo tolerar águas de qualidade inferior, torna-se crescente a tendência de nela se encontrar a solução para os problemas relacionados à destinação de diversos tipos de efluentes líquidos. Entretanto, a utilização de águas residuárias na agricultura exige a adoção de técnicas que minimizem os riscos de contaminação do agricultor, do solo e das plantas. Este trabalho teve como objetivo geral avaliar as possíveis alterações: físicas e químicas do solo, nutricional da planta e possível contaminação das plantas com micro-organismos presentes no efluente de tratamento primário de esgoto sanitário. Para que esses objetivos fossem alcançados, montou-se um experimento em delineamento inteiramente casualizado, que consistiu de cinco tratamentos com quatro repetições. Os tratamentos impostos, referentes à aplicação do efluente do tratamento primário de esgoto sanitário (ETPES), foram: T<sub>0</sub>: tratamento com aplicação de água de poço artesianos, 0 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>1</sub>: aplicação de uma dosagem de 75 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>2</sub>: 150 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>3</sub>: 225 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>4</sub>: 300 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>. Amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-30 e 90-100 cm para análises físicas e químicas. Amostras do capim-mombaça foram coletadas para análises químico-bromatológicas e microbiológicas (coliformes totais e termotolerantes). A análise estatística consistiu na análise de variância e teste de médias, para efeito de comparação

das variáveis dependentes, nos diferentes tratamentos aplicados. Os resultados obtidos permitiram concluir que a aplicação do ETPEs do CEULP-ULBRA, proporcionou aumento na produtividade de matéria verde e matéria seca do capim-mombaça, sem alteração na sua composição químico-bromatológica, e não detectou a contaminação das plantas com coliformes totais e termotolerantes. No que se refere ao solo, o ETPEs, não proporcionou dispersão de argila nas diferentes profundidades do solo, entretanto ocorreu aumento, ao longo do tempo de sua aplicação, nos teores de  $\text{Na}^+$  trocável, além de expressiva lixiviação de nitrato no perfil do solo. A aplicação do ETPEs em altas taxas proporciona potenciais riscos de salinização do solo e de contaminação de águas subterrâneas.

## ABSTRACT

SILVA, José Geraldo Delvaux, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2010. **Mombaça grass fertirrigation with different application rates of primary sanitary wastewater effluent treatment, established on the basis of the applied sodium dose.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisers: Alisson Carraro Borges and Conceição Aparecida Previero.

The municipal wastewater is considered the main pollutant source of the great part of the Brazilian rivers. The use of such wastewater in agriculture is an alternative to minimize the environmental problems caused by these effluent disposals in water bodies. Besides water availability and fertilizes for the cultures, it is also an excellent alternative in the agricultural productivity increment. Taking into consideration that agriculture is a practice that uses the highest amount of water and that it can also use low quality water, it has become a growing tendency to find in it the solution for the wastewater related problems destination. However, the wastewater use in agriculture demands techniques that minimize the farmer, soil and plants contamination risks.

The aim of this work was to evaluate the probable physical and chemical soil alternations, nutritional plant alternations and also some probable plant contamination with microorganisms that are present in the primary domestic wastewater effluent.

In order to achieve these goals, an experiment in randomized designed was performed. It was constituted of five treatments with four repetitions. Referring to the primary domestic wastewater effluent (PSWET) application, the treatments were: T<sub>0</sub>: water of the well, 0 kg ha<sup>-1</sup> of Na<sup>+</sup>, T<sub>1</sub>: application of 75 kg ha<sup>-1</sup> of Na<sup>+</sup>, T<sub>2</sub>: application of 150 kg ha<sup>-1</sup> of Na<sup>+</sup>, T<sub>3</sub>: 225 kg ha<sup>-1</sup> of Na<sup>+</sup>, T<sub>4</sub>: 300 kg ha<sup>-1</sup> of Na<sup>+</sup>. Soil samples were collected in the depths of 0-10, 10-20, 20-30 and 90-100 cm for physical and chemical analyses.

Mombaça grass samples were also collected for the chemical-bromatological and microbiological (total and fecal coliforms). The statistical analysis consisted in the variance analysis and average tests for the comparison of the dependent variable effect in the different applied treatments. The obtained results permit to

conclude that the PSWET from CEULP-ULBRA provided raise in the green matter productivity in the dry mombaça grass matter without alteration in the chemical-bromatological composition. Furthermore, contamination of plants with total and fecal coliforms was not detected. Regarding the soil, the PSWET did not provide clay dispersion in different soils depths. On the other hand, there was an increase in the  $\text{Na}^+$  exchangeable concentration and a significant leaching nitrate in the soil profile as the time went by.

The application of PSWET in high rates leads to potential salinity soil risks and subterranean water contamination.

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial à vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem-estar social. Embora encontrada em abundância no território nacional, já há comprometimento em relação à sua quantidade e qualidade, principalmente nas regiões próximas aos grandes centros.

Costa *et al.* (1999) afirmaram que, na agricultura moderna, grande quantidade de adubos químicos, adubos orgânicos, águas residuárias e até mesmo resíduos diversos de substâncias químicas são adicionadas ao solo na forma de fertilizantes. Quando aplicados acima da capacidade de suporte do solo, esses insumos podem liberar íons e compostos tóxicos ou não, que poderão poluir o solo e as águas subterrâneas. Os íons disponibilizados na solução do solo podem ser adsorvidos ao solo, absorvidos pelas plantas ou lixiviados das camadas superficiais do solo.

A poluição do meio ambiente por resíduos orgânicos de origem vegetal e animal, oriundos da exploração agropecuária ou industrial, vem colocando em risco o equilíbrio ecológico, seja pela introdução de agentes patogênicos a animais e vegetais, seja pelo rompimento do equilíbrio biológico existente (Matos, 2007). A destinação final adequada de águas residuárias, tratadas ou não, tornou-se um dos grandes problemas ambientais na atualidade. Uma das soluções seria utilizá-las na fertirrigação de culturas agrícolas.

O destino final de qualquer efluente líquido urbano, geralmente, é o encaminhamento a um corpo hídrico, para que seja seu receptor. Em consequência desse lançamento, são gerados diversos impactos negativos, como, por exemplo, o desprendimento de maus odores, o sabor estranho na água potável, a mortandade de peixes dentre outros.

Embora não haja uma base de dados estatísticos oficiais que demonstrem o aumento das áreas sob cultivo fertirrigado no Brasil, são indiscutíveis as evidências de que a técnica teve avanço considerável na última década. Essa afirmativa baseia-se no aumento do uso da irrigação localizada nos últimos anos no Brasil. Nesse caso, há informações oficiais de que a fertirrigação é colocada como uma das grandes vantagens desse sistema (Vilas Boas e Souza, 2008).

A aplicação de águas residuárias nos solos agrícolas tem sido uma

alternativa de minimizar problemas ambientais decorrentes do seu lançamento em cursos d'água, além de favorecer o incremento na produtividade agrícola, que depende de fatores como: tipo de cultura, disponibilidade de nutrientes no efluente, demanda nutricional das plantas e manejo da cultura. O aproveitamento de águas residuárias na fertirrigação de culturas exige técnicas que minimizem a contaminação do solo, do produto agrícola e dos agricultores.

No Brasil, o uso de fertirrigação com águas residuárias é relativamente recente e data dos anos 70 e 80, iniciando-se com a aplicação de produtos orgânicos (vinhaça) em cana-de-açúcar, principalmente no estado de São Paulo. No entanto as áreas fertirrigadas têm crescido muito, em especial nas regiões produtoras de frutas e hortaliças (Lima *et al.*, 2005). Nas duas últimas décadas, verificou-se um expressivo aumento na área fertirrigada com esgoto sanitário. Essa prática é utilizada para o cultivo de hortaliças, uvas, forrageiras, algodão, bosques, entre outros, em vários países do mundo (Andrade Neto, 1991).

O aproveitamento agrícola de águas residuárias apresenta grande potencial de aplicação, principalmente em regiões áridas e semiáridas do Nordeste brasileiro, onde há carência de água para fornecimento às plantas. Esse aproveitamento permite que a água de boa qualidade seja destinada a usos nobres e, em regiões de solos de baixa fertilidade, que seja feita economia na fertilização do solo que seria de alto custo (Andrade *et al.*, 2005).

A agricultura é a atividade humana que mais consome água, correspondendo em média 70% de todo o volume captado, sendo que a irrigação destaca-se como a de maior demanda (Christofidis, 2001). Em áreas de clima seco, a irrigação chega a demandar até 85% dos recursos hídricos (Duarte *et al.*, 2008).

Entre as águas residuárias, o esgoto sanitário é aquela produzida em maiores quantidades, entre 120 e 150 L hab<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (von Sperling, 2005). Em vista da grande quantidade produzida e das características que apresenta, o esgoto sanitário tornou-se um problema ambiental de grande monta exigindo o emprego de técnicas adequadas para seu tratamento/disposição final.

A grande concentração de matéria orgânica e nutrientes nos esgotos fez com que esse resíduo deixasse de ser visto como poluente e passasse a ser considerado como recurso aproveitável (Hespanhol, 2002). A presença dos principais macronutrientes constitui uma das grandes vantagens da utilização



de esgoto sanitário na fertirrigação de culturas agrícolas. Entretanto, na fertirrigação de culturas com esgoto sanitário, uma das preocupações refere-se, justamente, à aplicação desses nutrientes ou outros contaminantes em excesso.

Toda e qualquer tecnologia gerada para a disposição de resíduos orgânicos no solo, por mais modernas e complexas que sejam, se não contemplarem os riscos potenciais de contaminação ambiental, estarão, inexoravelmente, condenadas ao fracasso (Matos e Sedyama, 1996).

Para evitar a adição de nutrientes em quantidades superiores às exigidas pela cultura e, muitas vezes, até superiores à sua capacidade de retenção no solo, recomenda-se equacionar a dose de resíduos orgânicos a serem aplicados, tomando como base o nutriente, cuja quantidade seja satisfeita com a menor dose (Matos, 2007). Sempre deve ser considerada a possibilidade de que algum outro poluente pode se tornar o elemento químico referencial na definição dessa taxa de aplicação. A aplicação de águas residuárias em solos agricultáveis deve ser feita de maneira criteriosa. O ânion nitrato tem uma grande mobilidade em solos eletronegativos, pode ser lixiviado com a água de percolação e, com isso, contaminar águas subterrâneas (Santos *et al.*, 2006).

Além da poluição das águas superficiais e subterrâneas, outros riscos potenciais para o ambiente pela aplicação de taxas inadequadas de resíduos orgânicos são: a salinização e/ou a poluição do solo com metais pesados, efeitos prejudiciais à estrutura e à macroporosidade do solo, e a contaminação de homens e animais por patógenos presentes nesses resíduos. É necessário, portanto, quantificar a disponibilidade de nutrientes no solo, as exigências das culturas e a concentração de nutrientes na água residuária (Scherer e Baldissera, 1994, citados por Matos, 2007).

A presença de alguns elementos químicos como o sódio, em concentrações relativamente altas nas águas residuárias, é o maior problema para a disposição de esgoto sanitário no solo (WHO, 2004). De acordo com Matos (2007), a concentração de  $\text{Na}^+$  no esgoto sanitário é da ordem de 30 a 50  $\text{mg L}^{-1}$  em esgoto sanitário bruto e, conforme Larcher (2006), o valor máximo de sódio absorvido pelas plantas em habitat halófito é de 150  $\text{kg ha}^{-1}$ .

A possibilidade de contaminação microbiológica do produto agrícola pode ser também um problema na utilização de águas residuárias domésticas ou de

criatórios de animais na agricultura, embora se saiba que, caso seja efetuado manejo e tratamento adequado, os riscos sejam mínimos.

Embora o aproveitamento agrícola de esgoto sanitário já seja uma realidade, pouco se sabe sobre as doses a serem aplicadas, tendo em vista que o elemento químico referência deveria ser, segundo Santos (2004), o sódio, embora, ainda hoje, não tenha sido considerado quando da definição das doses a serem aplicadas no solo. Pouco se sabe sobre quanto de Na que pode ser aplicado, de forma a não comprometer a qualidade química e física do solo e nem vir a promover a contaminação das águas subterrâneas, proporcionando, dessa forma, que a prática de aproveitamento da água residuária seja agrônômica e ambientalmente sustentável.

Partindo da premissa do potencial que o esgoto sanitário tem para ser aproveitado na fertirrigação de culturas agrícolas, para realização deste trabalho teve-se como objetivos específicos:

- avaliar possíveis alterações físicas, especialmente na dispersividade da argila do solo com a aplicação do efluente de tratamento primário de esgoto sanitário (ETPES);
- avaliar as alterações na saturação do complexo de troca do solo com Na;
- obter a equação de produtividade de matéria seca do capim em função da lâmina de ETPES aplicada;
- avaliar a qualidade sanitária do capim, depois de submetido à fenação.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Histórico da utilização de águas residuárias

Com o grande aumento da população urbana, tornou-se muito sério o problema da poluição ambiental causada pelo lançamento de esgotos sanitários sem tratamento diretamente no corpo hídrico. Uma alternativa utilizada para minimizar esse impacto foi a de transportar o esgoto bruto até as áreas rurais, onde era feita a sua disposição final, possibilitando seu aproveitamento agrícola, localidades que ficaram conhecidas como “Fazendas de Esgotos”. Em 1875, já existiam cerca de 50 dessas fazendas na Grã-Bretanha (Harlin e Curts, 1979, citados por Santos, 2004).

No século XX, muitos projetos de Fazendas de Esgotos foram abandonados, devido ao crescimento populacional e à urbanização crescente das cidades que chegavam até as proximidades dessas fazendas.

O desenvolvimento de programas para o reuso de água planejados nos Estados Unidos teve início na primeira metade do século XX, sendo que a primeira regulamentação a respeito foi promulgada em 1918, no estado da Califórnia (Asano e Levine, 1996).

Em 1912, iniciou-se o uso de águas residuárias sem tratamento, no parque Golden Gate, em São Francisco, para fertirrigação de gramados e suprimento de lagos ornamentais. Após o início da operação, construiu-se uma fossa séptica para tratar a água residuária utilizada. Em 1932, foi construída uma estação de tratamento de águas residuárias próxima ao parque, e a sua utilização se deu até o ano de 1985 (Metcalf e Eddy, 1991).

Em 1960, foi implantado no estado do Colorado, um sistema dual de abastecimento de água, o qual supria com água residuária recuperada a demanda para fertirrigação paisagística em campos de golfe, parques, cemitérios, além de ser usada para a limpeza de logradouros públicos (Metcalf e Eddy, 1991).

O reuso de água é uma fonte de uso potencial na agricultura e uma opção viável, pois geralmente são águas de disponibilidade e confiabilidade constantes, quanto à sua composição, como os efluentes de tratamento de esgotos, descargas industriais, resíduos do processamento industrial, entre outros. Além disso, com o reuso, evita-se que águas residuárias sejam lançadas nos corpos receptores, contaminando o meio ambiente (Toze, 2006).

A utilização de esgotos tratados na indústria e na agricultura com água de qualidade inferior já é uma realidade em regiões áridas e semiáridas, a exemplo da Califórnia, do Arizona, de Nevada e do Colorado, nos Estados Unidos, e de alguns países do Oriente Médio. Sabe-se ainda que essa prática também é incentivada onde se buscam políticas de preservação de mananciais de água para abastecimento humano a exemplo do que ocorre na Austrália, Japão, Grécia, Itália e Portugal (Silva e Hespanhol, 2002).

## **2.2 Características das águas residuárias domésticas brutas**

Os esgotos domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou qualquer dispositivo de utilização de água para fins domésticos. Compõem-se essencialmente da água de banho, urina, fezes, papel, resto de comida, sabão, detergentes, águas de lavagem (Jordão e Pessoa, 1995). São constituídos por resíduos humanos (fezes e urina) e águas produzidas nas diversas atividades diárias, tais como asseio corporal, preparo de alimento, lavagem de roupas e utensílios domésticos (von Sperling, 2005). As características dos esgotos é função dos usos à qual foi submetida. Esses usos e a forma com que são exercidos variam de acordo com o clima, a situação social e econômica e os hábitos da população.

A variação de vazão do efluente de um sistema de esgoto doméstico se dá em função dos costumes dos habitantes. Quanto menor for a comunidade, maior será a variação (von Sperling, 2005).

Os esgotos sanitários contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como micro-organismos. É devido a esse percentual de sólidos que ocorrem os problemas de poluição das águas, com isso sendo necessário o tratamento dos esgotos (Jordão e Pessoa, 1995).

### **2.2.1 Características físicas e químicas das águas residuárias domésticas**

Segundo Jordão e Pessoa (1995), as principais características físicas ligadas aos esgotos domésticos são: conteúdos de sólidos, temperatura, odor, cor e turbidez, além da variação na vazão. Na Tabela 1, estão apresentadas as características físicas das águas residuárias domésticas.

Tabela 1: Características físicas das águas residuárias domésticas

Parâmetro	Descrição
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ligeiramente superior à da água de abastecimento.</li> <li>• Variação conforme as estações do ano (mais estável que a temperatura do ar).</li> <li>• Influência na atividade microbiana.</li> <li>• Influência na solubilidade dos gases.</li> <li>• Influência na velocidade das reações.</li> <li>• Influência na viscosidade do líquido.</li> </ul>
Cor	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Esgoto fresco: ligeiramente cinza.</li> <li>• Esgoto séptico: cinza escuro ou preto.</li> </ul>
Odor	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Esgoto fresco: odor oleoso, relativamente desagradável.</li> <li>• Esgoto séptico: odor fétido (desagradável), devido ao gás sulfídrico e a outros produtos de decomposição.</li> <li>• Despejos industriais: odores característicos.</li> </ul>
Turbidez	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Causada por mais de uma variedade de sólidos em suspensão.</li> <li>• Esgoto mais frescos ou mais concentrados: geralmente maior turbidez.</li> </ul>

Fonte: adaptado de Qasin (1985), citado por von Sperling (2005).

Os sólidos presentes nos esgotos sanitários são de natureza orgânica e inorgânica.

A matéria orgânica é a causadora do principal problema de poluição para os corpos d'água: há consumo de oxigênio dissolvido pelos micro-organismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. As substâncias orgânicas presentes nos esgotos são constituídas principalmente por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%) e ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas (típicos de despejos industriais) etc. (Jordão e Pessoa, 1995).

As proteínas são produtoras de nitrogênio, contém carbono, hidrogênio, nitrogênio e oxigênio e, algumas vezes, fósforo, enxofre e ferro. Elas são a principal constituinte do organismo animal (Jordão e Pessoa, 1995).

Os carboidratos contém carbono, hidrogênio e oxigênio. Eles são as principais substâncias a serem destruídas pelos micro-organismos, com a produção de ácidos orgânicos (por essa razão, os esgotos velhos apresentam

maior acidez). Entre os principais carboidratos, estão os açúcares, o amido, a celulose e a fibra de madeira.

A gordura é um termo normalmente utilizado para se referir à matéria graxa, aos óleos e às substâncias semelhantes encontradas no esgoto. A gordura está sempre presente no esgoto doméstico. É proveniente do uso de manteigas, óleos vegetais, carne, etc. Pode ser encontrada também sob a forma de óleos minerais derivados do petróleo (querosene, óleo lubrificante etc.). Adere à parede das canalizações e pode provocar seu entupimento.

Os surfactantes são constituídos por moléculas orgânicas com a propriedade de fazer espuma no corpo receptor ou na estação de tratamento em que o esgoto é lançado.

Os fenóis são compostos orgânicos de origem, principalmente, de despejos industriais e que têm a propriedade de causar, mesmo quando presentes em baixas concentrações, gosto característico à água.

Os pesticidas e demais compostos orgânicos são utilizados principalmente na agricultura e, como tal, não costumam chegar às galerias urbanas de esgoto, mas aos rios e a outros corpos receptores. São uma fonte de poluição e de toxicidade à vida aquática (Jordão e Pessoa, 1995).

Em termos práticos, não há necessidade de se caracterizar a matéria orgânica em termos de proteínas, carboidratos, gorduras etc.. Além disso há grande dificuldade na determinação laboratorial dos diversos componentes da matéria orgânica nas águas residuárias, em face da multiplicidade de formas e compostos que ela pode apresentar. Assim pode-se utilizar-se de métodos diretos ou indiretos para a quantificação do conteúdo de matéria orgânica (von Sperling, 2005).

Os métodos indiretos que consistem na medição do consumo de oxigênio são: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda última de oxigênio ( $DBO_u$ ) e demanda química de oxigênio (DQO). O método direto consiste na medição da concentração do carbono orgânico total (COT).

A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. A estabilização completa demora, em termos práticos, vários dias (20 dias mais ou menos para esgotos domésticos). Para evitar que o teste de laboratório fique sujeito a grande demora e permita a comparação de diversos resultados, foram efetuadas algumas padronizações, convencionando-se proceder à

análise no quinto dia. Como, para esgotos domésticos esse consumo do quinto dia pode ser correlacionado com o consumo total final ( $DBO_u$ ), determinou-se também que o teste fosse feito a 20 °C, já que temperaturas diferentes interferem na velocidade do metabolismo bacteriano, alterando as relações entre a DBO de cinco dias e a DBO última (von Sperling, 2005).

Normalmente, a DBO dos esgotos domésticos varia entre 100 e 300 mg  $L^{-1}$ , enquanto que, nos cursos d'águas naturais, fica em torno de 10 a 15 mg  $L^{-1}$ , (Nuvolari, 2003).

A  $DBO_5$  corresponde ao consumo de oxigênio exercido durante os primeiros cinco dias, entretanto, ao final do quinto dia, a estabilização da matéria orgânica não está ainda completa, prosseguindo lentamente por um período de semanas ou dias. Após isso, o consumo pode ser considerado desprezível. Nesse sentido, a demanda última de oxigênio corresponde ao consumo de oxigênio até esse tempo, a partir da qual não há consumo significativo.

Quantificando-se a DQO, mede-se o consumo de oxigênio ocorrido em função da oxidação química da matéria orgânica. O valor obtido é uma indicação indireta do teor de matéria orgânica (von Sperling, 2005). A oxidação química do material orgânico é realizada com a utilização de agentes fortemente oxidantes, tais como dicromato ou permanganato de potássio (Nuvolari, 2003).

No método direto (COT), o carbono orgânico é medido, diretamente, por um teste instrumental e, não indiretamente, por meio da quantificação do oxigênio consumido, como nas três variáveis discutidas acima. O teste COT mede todo o carbono orgânico liberado na forma de  $CO_2$  e é mais utilizado em pesquisas ou avaliações mais aprofundadas das características dos líquidos, devido aos custos elevados do equipamento (von Sperling, 2005).

A matéria inorgânica presente nos esgotos é formada, principalmente, pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas. A areia é proveniente de águas de lavagem das ruas e de águas do subsolo, que chegam às galerias de modo indevido ou que se infiltram através das juntas das canalizações. Raramente, os esgotos são tratados para remoção de constituintes inorgânicos, salvo exceção de alguns despejos industriais (Jordão e Pessoa, 1995).

## 2.2.2 Características biológicas das águas residuárias domésticas

Os micro-organismos encontrados nos esgotos podem ser: saprófitas, comensais, simbiontes ou parasitos. Apenas a última categoria é patogênica e capaz de causar doenças ao homem e aos animais. Segundo von Sperling (2005), os principais grupos de organismos de interesse do ponto de vista da saúde pública, com associação com a água ou com as fezes, são: bactérias, vírus, protozoários e helmintos, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2: Principais micro-organismos de interesse para a saúde pública

Micro-organismo	Descrição
Bactérias	<ul style="list-style-type: none"><li>• São organismos unicelulares.</li><li>• Apresentam-se em várias formas e tamanhos.</li><li>• São os principais responsáveis pela conversão da matéria orgânica.</li><li>• Algumas bactérias são patogênicas, causando doenças principalmente intestinais.</li></ul>
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"><li>• São organismos unicelulares sem parede celular.</li><li>• A maioria é aeróbia ou facultativa.</li><li>• Alimentam-se de bactérias, algas e outros micro-organismos.</li><li>• São essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos.</li><li>• Alguns são patogênicos.</li></ul>
Vírus	<ul style="list-style-type: none"><li>• São organismos parasitas formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça proteica.</li><li>• Causam doenças e podem ser de difícil remoção e tratamento da água ou do esgoto.</li></ul>
Helmintos	<ul style="list-style-type: none"><li>• São animais superiores.</li><li>• Ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças.</li></ul>

Fonte: Silva e Mara (1979), Tchobanoglous e Schroeder (1985), Metcalf e Eddy (1991), citados por von Sperling (2005)

A origem desses agentes patogênicos nos esgotos é predominantemente humana e reflete diretamente o nível de saúde da população e as condições de saneamento básico de cada região (Silva *et al.*, 2001). O maior agravante na utilização de esgoto sanitário na agricultura tem sido o aspecto sanitário. Portanto, os esgotos precisam ser tratados e a qualidade sanitária depende do grau de tratamento.



A microbiologia é o ramo da biologia que trata os micro-organismos. Em termos de avaliação da qualidade da água, os micro-organismos assumem um papel de grande importância entre os seres vivos, devido à sua grande predominância em determinados ambientes, à sua atuação nos processos de depuração dos despejos ou à sua associação às doenças ligadas à água (von Sperling, 2005).

### **2.3 Micro-organismos indicadores de poluição**

O conceito técnico de contaminação e poluição indica o estado de contaminação quando ocorre a presença de substâncias tóxicas ou de organismos patogênicos (que transmitem doenças de veiculação hídrica), oferecendo riscos à saúde da população. O estado de poluição se caracteriza pela presença de poluentes que afetam apenas os aspectos estéticos e ambientais (Jordão e Pessoa, 1995).

Existem vários micro-organismos que são indicadores de poluição, quando presentes em um corpo hídrico. Os micro-organismos do grupo coliforme são indicadores de contaminação fecal por serem típicos do intestino do homem e de outros animais de sangue quente (mamíferos). E, como tal, são adotados como variáveis para definição da qualidade das águas destinadas ao consumo humano, assim como para a avaliação da qualidade das águas em geral, além de serem utilizados na estimativa da magnitude da poluição.

A detecção dos agentes patogênicos em uma amostra d'água é extremamente difícil, em razão das suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes da amostra para que fossem detectados os poucos seres patogênicos (von Sperling, 2005).

Seria extremamente trabalhoso e antieconômico realizar análises para detectar cada organismo patogênico no esgoto. Por essa razão, determina-se apenas a presença de coliformes que, com relativa segurança, existe no meio sempre que os demais estão presentes (OMS, 1995).

O grupo de coliformes totais inclui bactérias aeróbias e anaeróbias facultativas, gram-negativas, não formadoras de esporos, em forma de bastonetes, que fermentam a lactose com produção de gás em 24-48 horas, sob temperatura de incubação de 35 °C, segundo Bitton (1994).

Embora seja usual denominar esses micro-organismos como grupo coliformes, é conveniente dividi-los em subgrupos chamados de coliformes totais e coliformes termotolerantes (fecais).

Os coliformes termotolerantes (CF) são um grupo de bactérias indicadoras de organismos originários predominantemente do trato intestinal do homem e de outros animais. Esse grupo corresponde ao grupo *Escherichia* e, em menor grau, espécies de *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter* (von Sperling, 2005).

Os coliformes totais e termotolerantes atuam como indicadores de lançamentos orgânicos e são expressos como número mais provável (NMP) em cada 100 mL da amostra (Azevedo Netto, 1987). Esgotos brutos contêm cerca de  $10^9$  a  $10^{10}$  NMP/100 mL de coliformes totais e de  $10^8$  a  $10^9$  NMP/100 mL de coliformes termotolerantes (Jordão e Pessoa, 1995).

O número de coliformes totais pode ser determinado utilizando-se técnicas de números mais provável (NMP) em fermentação em tubos múltiplos por meio da contagem de unidades formadoras de colônias por membrana filtrante, ou pelo método cromogênico (procedimentos enzimáticos) (Jordão e Pessoa, 1995).

Os procedimentos enzimáticos constituem alternativa desenvolvida para contagem simultânea de coliformes totais e termotolerantes. Trata-se de um método específico, sensível, rápido e mais preciso que a contagem de coliformes pelos métodos de fermentação em tubos múltiplos e membrana filtrante. É expresso em NMP/100 mL, com nível de confiança de 95% (Bitton, 1994).

Segundo Rocha *et al.* (2003), após 54 dias da aplicação de esgoto sanitário tratado, não foram identificados coliformes termotolerantes (fecais) no solo, sendo que, a partir de 60 dias, nenhuma amostra positiva com ovos de helmintos foi encontrada, apesar do alto nível de contaminação inicial.

Bevilacqua *et al.* (2003) observaram que ruminantes alimentados com a forrageira *Brachiaria humidicula*, fertirrigada com efluente de UASB (reator anaeróbio de escoamento ascendente), não apresentaram alterações no perfil sanitário, não foram identificados nas fezes dos animais, nem *Salmonellae* spp. e nem *Cryptosporidium* sp., embora tenham sido encontrados na forragem  $1,36 \times 10^4 \text{ g}^{-1}$  de coliformes totais e  $6,07 \times 10^2 \text{ g}^{-1}$  de *E. coli*. A análise microbiológica da carcaça dos animais não revelou amostras de indicadores

acima dos padrões estabelecidos pelo Ministério da Saúde (1997). Os resultados da pesquisa sorológica para *Cisticercus bovis* foram negativos.

#### **2.4 Disposição de água residuária no solo**

Um dos possíveis impactos do aproveitamento agrícola de águas residuárias pode ocorrer nas águas subterrâneas e ser um problema ambiental de grande magnitude. Em zonas áridas com solos permeáveis e rasos, o tratamento do esgoto por disposição no solo, ou mesmo a fertirrigação de culturas com águas residuárias, caso não seja monitorada de forma eficiente, poderá causar incrementos no nível freático ou contaminação das águas do lençol freático com micro-organismos patogênicos e outros, além de provocar a salinização do solo (Fonseca, 2000).

Mikkelsen *et al.* (1997) afirmaram que a aplicação de águas residuárias no solo, durante longos períodos, pode resultar em acúmulos de nutrientes, excedendo-se as exigências das plantas. Falkiner e Smith (1997) não apenas observaram aumento no valor de pH de solos fertirrigados com água residuária, mas também diminuição no teor de alumínio trocável, devido ao aumento dos cátions trocáveis no solo (cálcio, magnésio, potássio e sódio) e da alcalinidade, adicionados pelo esgoto sanitário tratado.

O fósforo é outro nutriente encontrado nas águas residuárias e que traz grandes benefícios às culturas, entretanto ele pode causar redução na produtividade, quando ocorre o desbalanço nutricional, pois seu excesso pode reduzir a disponibilidade de nutrientes, como cobre, ferro e zinco (Feingin *et al.*, 1991).

A legislação do estado de Minas Gerais estabelece que, para o lançamento de efluentes em corpos d'água, a DBO deve ser menor que 60 mg L<sup>-1</sup>, ou tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários, desde que não haja alteração na classe de enquadramento do curso d'água (COPAM/CERH 01/2008).

Os métodos de disposição de águas residuárias no solo podem ser subdivididos em infiltração-percolação, escoamento superficial e fertirrigação, além do lançamento em "sistemas alagados" (sistema *wetland*) (Matos, 2007).

Metcalf e Eddy (1979) e Braile e Cavalcanti (1979), citados por Matos (2007), caracterizam os métodos de disposição de águas residuárias no solo como: infiltração rápida ou inundação; escoamento superficial e infiltração lenta ou irrigação.

Na infiltração-percolação, denominada por alguns de infiltração rápida, o objetivo é fazer do solo um filtro para as águas residuárias. Esse método se baseia na percolação da água residuária para ser purificada pela ação filtrante do meio poroso e constitui, assim, recarga para as águas freáticas e subterrâneas. A água residuária é disposta em valas (Matos e Lo Monaco, 2003) ou tabuleiros de infiltração.

O método de tratamento de escoamento superficial tem sido bastante aceito, em razão do seu baixo custo de implantação, operação e manutenção e eficiente redução na DBO, sólidos suspensos (SS), nitrogênio e fósforo. Com isso, é bastante utilizado no tratamento de águas residuárias domésticas. O esgoto é aplicado na parte mais alta do terreno, sobre faixas cultivadas, com declividade de 2 a 8% (USEPA, 1981) e coletado na parte inferior das faixas para lançamento nos corpos hídricos.

Os solos a serem utilizados devem apresentar baixa permeabilidade, por isso a probabilidade de contaminação do lençol freático é moderada. A depuração do esgoto depende da absorção de minerais pelas plantas e da decomposição da matéria orgânica pelos micro-organismos, nos filmes biológicos a serem desenvolvidos na interface do colo da planta com a superfície do solo (Fonseca, 2000).

A fertirrigação é uma técnica de aplicação de nutrientes para plantas via água de irrigação. Pode ser também a disposição final/tratamento, em que se prioriza o aproveitamento dos nutrientes da água residuária, como nitrogênio, potássio e principalmente fósforo, que são fundamentais para cultivos de solos pobres, como os que há na maior parte do Brasil.

## **2.5 Qualidade da água para irrigação**

A qualidade de água para a irrigação nem sempre é definida com perfeição. Para se fazer uma correta interpretação da qualidade dessa água, as variáveis analisadas devem estar relacionados com seus efeitos no solo, na

cultura e no manejo da irrigação, os quais serão necessários para compensar os problemas relacionados com a qualidade da água (Bernardo *et. al*, 2008).

Segundo Bernardo *et. al* (2008), a água para irrigação deverá ser analisada em relação a seis variáveis básicas: concentração totais de sais (salinidade), proporção relativa de sódio em relação aos outros cátions (pode alterar a capacidade de infiltração do solo), concentração de elementos tóxicos, concentração de bicarbonatos, aspectos sanitários e aspectos relativos ao entupimento de emissores (irrigação localizada).

A principal consequência do aumento da concentração total de sais em um solo é a elevação do potencial osmótico, prejudicando as plantas em razão do decréscimo na disponibilidade de água.

A concentração de Na em relação a outros cátions pode ser expressa, adequadamente, em termos da razão de adsorção de sódio (RAS). A capacidade de infiltração de um solo cresce com o aumento da salinidade e decresce com o aumento na RAS e/ou decréscimo na sua salinidade. Sendo assim, as duas variáveis devem ser analisadas conjuntamente para se poder avaliar corretamente o efeito da água de irrigação na redução da capacidade de infiltração de um solo (Bernardo *et. al*, 2008).

Os elementos tóxicos mais comumente encontrados nas águas de irrigação e que causam problemas de toxicidade às plantas são os íons de cloro, sódio e boro. Íons de cloro e sódio, muito comuns em águas de irrigação, podem ser absorvidos diretamente pelas folhas molhadas durante a irrigação por aspersão (Bernardo *et. al*, 2008).

Ayers e Westcot (1991) afirmam que o boro é um elemento essencial no desenvolvimento de algumas culturas. É exigido em concentrações em torno de  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  e poderá ser tóxico quando encontrado em concentrações acima de  $1 \text{ mg L}^{-1}$ .

Em relação à presença de bicarbonatos na água, elevadas concentrações desse íon proporciona a precipitação de sais de cálcio e magnésio, reduzindo os seus níveis no solo e, conseqüentemente, aumentando a proporção de sódio, visto que a solubilidade do carbonato de sódio é superior à dos carbonatos de cálcio e magnésio (Bernardo *et. al*, 2008).

Segundo Bernardo *et. al* (2008), em relação ao aspecto sanitário, são três situações a se considerar no que se refere à irrigação: contaminação do irrigante durante a atividade, contaminação da comunidade nas

circunvizinhanças do projeto de irrigação e contaminação dos produtos irrigados. Nos dois primeiros casos, a doença de maior incidência é a esquistossomose; no terceiro caso, ocorrem com maior frequência as verminoses, em função do consumo de hortifrutigranjeiros pela água de irrigação.

O entupimento de emissores, segundo Pitts *et al.* (1990), citados por Bernardo *et. al* (2008), é resultado de causas físicas (argila, silte e areia), biológica (alga e bactéria) ou química (deposição de minerais). Para Ravina *et al.* (1992), citados por Bernardo *et. al* (2008), a determinação da causa exata do entupimento de emissores pode ser complexa, já que vários agentes na água podem interagir entre si, agravando o problema. A classificação da qualidade da água em relação ao potencial de entupimento de gotejadores está apresentada na Tabela 3.

Tabela 3: Problemas de obstrução nos sistemas de irrigação localizada causada pela qualidade da água

Fator de entupimento	Riscos de entupimento		
	Baixo	Moderado	Severo
Físico			
Sólidos suspensos (mg L <sup>-1</sup> )	<50	50-100	>100
Químico			
pH	<7,0	7,0-8,0	>8,0
Sólidos Dissolvidos (mg L <sup>-1</sup> )	<500	500-2000	>2000
Manganês (mg L <sup>-1</sup> )	<0,1	0,1-1,0	>1,0
Ferro total (mg L <sup>-1</sup> )	<0,20	0,2-1,5	>1,5
Sulfeto de hidrogênio (mg L <sup>-1</sup> )	<0,2	0,2-2,0	>2,0
Biológico (nº bactérias L <sup>-1</sup> )	<10.000	10.000 – 50.000	>50.000

Fonte: Adaptado de Gilbert e Ford (1986), citados por Bernardo *et. al* (2008)

## 2.6 Aplicação de esgoto sanitário na agricultura como fonte complementar de nutrientes

A utilização agrícola e florestal do esgoto sanitário elimina uma fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas e/ou superficiais e mantém a sua qualidade para outros fins. A agricultura utiliza maior quantidade de água e pode tolerar águas de qualidade inferior que a indústria e o uso doméstico. É inevitável, portanto, que exista crescente tendência para se encontrar, na

agricultura, a solução para os problemas relacionados à eliminação de efluentes (Garcia *et al.*, 2009).

Durante as duas últimas décadas, o uso de água residuária doméstica para fertirrigação das culturas aumentou em razão dos seguintes fatores: dificuldade crescente de se identificar fontes alternativas de águas para a irrigação; custo elevado de fertilizantes, segurança de que os riscos de saúde pública e impactos possam ser mínimos se as precauções adequadas forem efetivamente tomadas; custos elevados dos sistemas de tratamento necessários para lançamento de efluentes em corpos receptores; aceitação sociocultural da prática do reuso agrícola e reconhecimento, pelos órgãos de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática (Hespanhol, 2002).

Uma das grandes vantagens de se utilizar a água residuária doméstica na fertirrigação de culturas agrícolas é devido à composição química, que apresenta em sua constituição macronutrientes, tais como, nitrogênio, fósforo e potássio (Pescod, 1992).

No esgoto sanitário, o nitrogênio encontra-se combinado com vários complexos orgânicos e inorgânicos, que estão a maior parte em suas formas reduzidas, sendo cerca de 80% na forma de amônio (Feingin *et al.*, 1991).

Diversos são os benefícios da aplicação de águas residuárias no solo, tais como: melhorias nas condições físicas e químicas do solo, melhorias na fertilidade do solo, diminuição nos teores de Al trocável e, por consequência, da saturação por alumínio, elevação nos teores de N, P, K<sup>+</sup>, S, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, da soma das bases (SB), da matéria orgânica (MO), da capacidade de troca catiônica (CTC), da saturação de base (V) e dos teores de micronutrientes (Souza, 2005).

O esgoto sanitário apresenta concentrações relativamente baixas de matéria orgânica, mas aplicações frequentes, associadas a altas taxas, podem incorporar quantidades apreciáveis de matéria orgânica no solo, que exercem influências nas propriedades físicas do solo, entre as quais se destacam: diminuição na densidade do solo, melhoria na estrutura e aumento na estabilidade dos agregados, aumento na retenção de água, na drenagem e na aeração (Matos *et al.*, 2003).

A fertirrigação via águas residuárias apresenta diversas vantagens, tais como: sua grande disponibilidade, reuso da água conservando, assim, água de boa qualidade, promovendo reciclagem de nutrientes, redução no uso de

fertilizantes químicos e contribuição para a conservação do meio ambiente (van der Hoek *et al.*, 2002).

Uma das preocupações no que se refere à utilização do esgoto sanitário é o excesso de nutrientes. Para evitar a aplicação em quantidades superiores às exigidas pela cultura e, às vezes, superiores às da capacidade de retenção do solo, recomenda-se equacionar a dose de resíduos orgânicos a serem aplicados com base no nutriente cuja quantidade será satisfeita com a menor dose (Scherer e Baldiserra, 1994). É necessário quantificar a disponibilidade de nutrientes do solo, a exigência da cultura e a concentração de nutrientes existentes na água residuária. Sempre que necessário, deve-se fazer a suplementação com adubos minerais solúveis, de acordo com as recomendações de adubação (Scherer e Baldiserra, 1994).

A maior parte do nitrogênio presente em águas residuárias encontra-se na forma orgânica, que pode ser mineralizada após sua disposição no solo, por meio de hidrólise enzimática produzida pela atividade microbiota do solo, assim como por meio de outros processos de degradação da matéria orgânica, ocorrendo liberação principalmente de íons amônio e nitrato (Santos *et al.*, 2006).

Outro nutriente de ocorrência nas águas residuárias que traz benefícios às culturas é o fósforo, que pode ser encontrado em três formas: ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico (von Sperling, 2005). Uma quantidade excessiva de adubação fosfatada em determinadas culturas causa redução na produtividade, devido ao desbalanceamento nutricional, pois seu excesso pode reduzir a disponibilidade de micronutrientes, tais como, cobre, ferro e zinco. Além disso, elevadas concentrações de fósforo, podem favorecer a precipitação do Ca no efluente, aumentando, com isso, a RAS (Feingin *et al.*, 1991).

A presença de íons, como o  $\text{Na}^+$ , por exemplo, em excesso nas águas residuárias utilizadas na agricultura é o maior problema para a sua disposição no solo (WHO, 2004). Segundo Feing *et al.* (1991) e Matos (2003), alguns nutrientes presentes nas águas residuárias podem causar a salinização, desbalanceamento na concentração de cátions, inibição da absorção de outros nutrientes, e, com isso, conseqüentemente ocorrerá deficiência nutricional nas plantas e alteração na estrutura do solo e em suas características físicas.



A aplicação de esgoto sanitário na agricultura, tendo como base a quantidade de sódio presente na água residuária, torna-se então fundamental para a qualidade do solo e sanidade da cultura.

As águas residuárias são fontes importantes de nutrientes requeridos pelas culturas, sendo reportados aumentos de produtividade em feijão e fruteiras, principalmente devido ao fornecimento de nitrogênio (Leon e Cavallini, 1999).

## **2.7 Riscos de salinidade**

Provavelmente, o efeito mais negativo causado pela utilização de águas residuárias seja o aumento na salinidade do solo, que acarreta, caso não seja controlada, diminuição na produtividade ao longo do prazo. Fatores determinantes na taxa de salinidade dos solos são: qualidade da água residuária, condutividade hidráulica do solo, teor de matéria orgânica, drenagem do solo, intervalos entre aplicações e profundidade do lençol freático (WHO, 2004).

Os efeitos da aplicação de água residuária nas propriedades químicas do solo são pronunciados somente em longo prazo. Esses efeitos dependem da composição física e química do solo e das condições climáticas locais.

Quando dispostas no solo, as águas residuárias podem trazer imediato impacto ambiental. A salinização do solo, de longe, é o mais importante, especialmente quando utilizadas para fins de fertirrigação. Segundo Pizarro (1990), os sais solúveis contidos nas águas a serem aplicadas no solo podem, em certas condições climáticas, salinizar o solo e modificar a composição iônica do seu complexo sortivo e, assim, alterar algumas de suas características físicas e químicas, tais como, a capacidade de retenção de água, aeração e conteúdo de nutrientes, além de trazer prejuízos ao desenvolvimento vegetativo e à produtividade das culturas.

O aumento na concentração de sódio trocável no solo é um fator agravante, tendo em vista o risco de salinização do solo e dispersão da argila do solo.

O sódio e outras fontes de salinidade são persistentes na água residuária e estão entre os elementos químicos mais difíceis de serem removidos da água. Geralmente, é necessário o uso de resinas de troca de

cátions ou membranas de osmose reversa, sistemas de tratamento inviáveis economicamente (Toze, 2006).

## 2.8 Riscos de dispersão da argila do solo

Cátions monovalentes estão, em geral, associados a riscos de dispersão da argila do solo, já que proporcionam expansão da dupla camada difusa o que concorre para afastamento dos coloides (Matos, 2007).

Uma das formas de se avaliar o risco de dispersão de argila no solo é a determinação da RAS, que é a proporção de  $\text{Na}^+$  em relação a  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . Esse efeito maléfico do sódio somente ocorrerá caso a concentração de  $\text{Na}^+$  for muito superior à de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  e a condutividade elétrica de no extrato da pasta saturada do solo for muito baixa. A adsorção dos íons  $\text{Na}$  às partículas do solo pode levar à dispersão coloidal e, conseqüentemente, a redução na porosidade do solo. É importante o monitoramento dessa variável em áreas de aplicação de águas residuárias, pois os valores de RAS elevados são críticos à estrutura de muitos solos. A RAS pode ser obtida utilizando-se a seguinte equação:

Equação 1:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}}$$

Em que Na, Ca e Mg representam, respectivamente, as concentrações, em solução, de Na, Ca e Mg em  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , obtidas do extrato de pasta saturada do solo.

## 2.9 Desenvolvimento do *Panicum maximum* cv. Mombaça na região do Cerrado

A introdução de capins originários das regiões tropicais do continente africano em regiões de pecuária no Brasil sempre se revestiu de grande importância e, cada vez mais, assume destaque pelo fato de eles apresentarem boa adaptação às condições edáficas dos solos brasileiros e às condições climáticas semelhantes ao seu centro de origem, como também por serem a base principal do fornecimento de alimento para o rebanho (Lavres Júnior, 2001).

Segundo Aronovich (1995), a origem do *Panicum maximum* cv. mombaça é a África tropical. Sua introdução no Brasil não está bem documentada, entretanto parece estar ligado à época da escravidão, quando fora utilizado como cama para os escravos provenientes da África.

Dentro da espécie *Panicum maximum*, o colonião é o mais difundido e utilizado nos sistemas de exploração de pastagens e produção pecuária no Brasil. As informações sobre a área ocupada e cultivada com o capim do gênero *Panicum* não são precisas. A utilização do cultivar mombaça vem crescendo, principalmente, em áreas de exploração intensificada de pastagens, como na modalidade de pastejo rotacionado (Lavres Júnior, 2001).

O capim-mombaça é uma planta cespitosa, atinge cerca de 1,65 m de altura e folhas com aproximadamente 3 cm de largura. As lâminas possuem poucos pêlos na face superior e as bainhas são glabras, embora não possuam cerosidade. Os colmos são levemente arroxeados e a inflorescência é uma panícula com ramificações primárias longas e as secundárias longas apenas nas bases (Savidan *et al.*, 1990).

A espécie *Panicum maximum* é amplamente explorada no mundo como planta forrageira e, de acordo com Hacker e Jank (1998), os cultivares Natsukaze e Natsuyutaka são utilizados no Japão para a produção de feno, os cultivares Gatón, Petrie e Hamil são bastante utilizados na Austrália e o cultivar Likoni na Costa Rica e Porto Rico, em sistemas de produção de leite. Em pastagens, em situações de baixa fertilidade, a produção é reduzida, caracterizando a exigência do capim-mombaça em fertilidade do solo (Silva, 1995). Com o uso racional de adubos e corretivos, a resposta da forrageira é bastante acentuada, podendo atingir produção de matéria seca anual em torno de 33 t ha<sup>-1</sup> (Jank, 1995).

A composição químico-bromatológica das forrageiras varia com a fertilidade do solo, a espécie forrageira, o intervalo entre os cortes (idade da planta) e a competição entre as espécies pelos diferentes nutrientes. Em geral, as gramíneas, em condições adequadas de adubação, removem grandes quantidades de nutrientes em solos fertilizados (Fonseca, 2005).

A irrigação de pastagens é uma técnica relativamente recente no Brasil e tem por objetivo proporcionar umidade no solo para que torne adequada a disponibilidade de água às plantas, para que os vegetais tenham condições de maior desenvolvimento vegetativo e, conseqüentemente, elevada produção de

massa (Pinheiro, 2002). Segundo Teodoro (2002), os objetivos da irrigação de pastagem são: equilibrar a produção de forragem entre as estações de verão e inverno; eliminar a necessidade de suplementação volumosa na seca; alcançar alto desempenho animal, sem a necessidade da adição de concentrados; reduzir gastos com suplementação concentrada e volumosa; intensificar a produção animal por área, para obter maiores lucros e retorno na atividade.

Os benefícios da irrigação seriam observados em razão do aumento na produção de forragem durante a época seca do ano; no caso de ocorrência de veranicos durante o período das águas; e na transição entre os períodos de seca e de chuva (Martha Júnior, 2003). Entretanto, a maior parte da literatura disponível reporta a avaliação do desenvolvimento e da produtividade de pastagens irrigadas conduzidas sob as condições da região Sudeste do Brasil. Há, portanto, carência de informações em outras regiões, principalmente nas Norte, Nordeste e Centro-Oeste, que têm melhores condições de luminosidade e temperatura adequada durante praticamente todo o ano.

A maior parte dos cerrados está localizada na grande região fisiográfica do Centro-Oeste do Brasil, compreendendo os estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás e Distrito Federal, com aproximados 201,7 milhões de hectares. Esse ecossistema tem inserções em Estados de outras regiões, como: Oeste da Bahia, Sul do Piauí, Maranhão e Pará, Oeste de Minas Gerais e boa parte do estado do Tocantins. Em 1994, as pastagens cultivadas no cerrado ocupavam cerca de 45 a 50 milhões de hectares (Macedo, 1995).

A vegetação predominante no Tocantins é o cerrado, vegetação desenvolvida em solos ácidos, de baixa fertilidade, e o clima estacional (Adámoli *et al.*, 1985), com verões chuvosos e invernos secos.

Pereira e Peres (1985) afirmaram que os teores de matéria orgânica na maioria dos solos dos cerrados estão na faixa de 2 dag kg<sup>-1</sup> a 3 dag kg<sup>-1</sup>, sendo considerado médio. Embora esses valores possam ser considerados relativamente baixos, a matéria orgânica é responsável pelo fornecimento de energia e nutrientes para o desenvolvimento microbiano no solo e, conseqüentemente, a liberação de nutrientes essenciais para as plantas, quando é feita a correção da carência nutricional característica desses solos. Além de apresentar fertilidade muito baixa, os solos do cerrado se caracterizam por terem elevados teores de Al e Mn e manganês trocáveis, baixa capacidade de reter fertilizantes potássicos e deficiência generalizada de micronutrientes,

tais como B, Cu e Zn. Os solos do cerrado apresentam, ainda, baixos teores de Ca e Mg trocáveis, em decorrência do intemperismo e lixiviação que esses solos vêm sendo submetidos, assim como a pobreza natural da rocha mãe que deu origem a eles (Malavolta e Kliemann, 1985).

No estado do Tocantins há predomínio de Latossolos, que são solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de enérgicas transformações no material constitutivo. São solos de baixa capacidade de troca catiônica (CTC) e, em geral, bastantes ácidos, com baixa saturação por bases. Esses solos variam de fortemente a bem drenados e são típicos de regiões equatoriais e tropicais (EMBRAPA, 1998).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição do local do experimento

O experimento foi realizado na Área Experimental do Departamento de Recursos Hídricos da Engenharia Agrícola do Centro Universitário Luterano de Palmas - CEULP-ULBRA (Figura 1), localizada na cidade de Palmas – TO, latitude 10°12'46" sul, longitude 48°21'37" oeste, em altitude de 230 metros.



Figura 1: Área Experimental do Departamento de Recursos Hídricos da Engenharia Agrícola do Centro Universitário Luterano de Palmas - CEULP-ULBRA

O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo (LVA). Nas Tabelas 4 e 5, são apresentadas suas características físicas e químicas, respectivamente.

Tabela 4: Características físicas do solo da área experimental

Profundidade (cm)	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila
	----- dag kg <sup>-1</sup> -----			
0-10	25	14	8	53
10-20	25	16	8	51
20-30	26	15	8	51
90-100	26	11	11	52

Tabela 5: Características químicas do solo da área experimental

Variáveis		Profundidade do solo			
		(0-10 cm)	(10-20 cm)	(20-30 cm)	(90-100 cm)
pH	H <sub>2</sub> O	5,13	5,01	5,13	4,35
	KCl	4,41	4,51	4,62	5,62
Ca <sup>2+</sup>		0,15	0,09	0,11	0,02
Mg <sup>2+</sup>		0,03	0,03	0,03	0,00
Al <sup>3+</sup>		0,19	0,19	0,19	0,00
H + Al	cmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	9,20	8,70	8,00	3,50
SB		0,22	0,15	0,16	0,02
CTC(t)		0,41	0,34	0,35	0,02
CTC(T)		9,42	8,85	8,16	3,52
V		2,30	1,70	2,00	0,60
m	%	46,30	55,90	54,30	0,00
ISNa		5,41	2,69	0,12	0,00
MO	dag kg <sup>-1</sup>	4,13	3,49	3,62	1,81
P-rem	mg L <sup>-1</sup>	11,00	9,40	9,70	7,20
P		1,1	0,7	0,7	0,5
K		9	7	7	0
Na		5,1	2,1	0,1	0,0
Zn	mg L <sup>-1</sup>	2,23	1,94	2,79	2,37
Fe		50,20	46,70	41,20	23,30
Mn		3,2	3,8	4,0	2,4
Cu		0,04	0,00	0,11	0,02

pH em água, KCl – Relação 1:2,5; P, K e Na - extrator de Mehlich 1, Ca, Mg, Al - extrator KCl 1 mol L<sup>-1</sup>; Fe – Zn – Mn – Cu - Extrator Mehlich 1; H + Al – extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> – pH 7,0; CTC (t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) - Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V- Índice de Saturação de Bases; m- Índice de Saturação de Alumínio; ISNa - Índice de Saturação de Sódio; Mat. Orgânica (M.O) = C<sub>Org</sub> x 1,724 - Walkley-Black; Prem - Fósforo Remanescente

Em solo arado e gradeado, foram delimitadas 20 parcelas de 9 m<sup>2</sup> cada (3 m x 3 m), separadas por ruas de 0,70 m de largura. O capim-mombaça foi plantado e os tratamentos aplicados em cada parcela experimental, definidos por sorteio.

### 3.2 Plantio e manejo do capim-mombaça

A escolha do capim-mombaça ocorreu em razão da maior exigência que ele tem por solo fértil, profundo, bem drenado, clima quente e precipitação superior a 1000 mm ano<sup>-1</sup>. Na área escolhida, o solo (latossolo) atende as exigências físicas para o desenvolvimento da planta e, no aspecto climático, a região também atende, visto que o clima da região é quente, com precipitação média anual em torno de 1.700 mm.

O plantio do capim-mombaça ocorreu no dia 5 de junho, com a utilização de sementes de boa qualidade, aplicadas a lanço, com a utilização de um rastelo para enterrio das sementes no solo. Utilizaram-se 20 kg de sementes ha<sup>-1</sup> de valor cultural de 20,5%, o que correspondeu a 18 g por parcela experimental.

Na adubação de plantio, foram utilizados 720 gramas de adubo 4-14-8 (4 partes de nitrogênio, 14 partes de fósforo e 8 partes de potássio), por parcela. Para o cálculo da quantidade de calcário necessária, utilizou-se o método abaixo, descrito na equação 2.

Equação 2:

Método saturação por bases:

$$NC = (Ve/100) \times T$$

$$NC = 4,49 \text{ t ha}^{-1}.$$

Durante o período experimental, não foram feitas adubações de cobertura no capim. Com a utilização de um regador com capacidade de dez litros, foram aplicados, diariamente, cerca de 80 litros de água de poço artesiano por parcela, conforme apresentado na Figura 2, para o estabelecimento da cultura.

A aplicação do efluente do tratamento primário do esgoto sanitário - ETPES foi iniciada em 28 de julho, quando o capim apresentava cerca de 15 cm de altura. Foram realizadas quarenta e cinco fertirrigações, durante um período de noventa dias, sendo aplicado um volume diário de cento e vinte litros por parcela, com as aplicações ocorrendo pelo período matutino e vespertino.



Para a aplicação do ETPES, foi utilizada uma estrutura hidráulica para armazenamento e distribuição de águas residuárias nas parcelas experimentais, constituída por uma bomba de 2 cv, utilizada no recalque do efluente do tanque séptico (tratamento primário do esgoto sanitário produzido por 5.000 pessoas), mangueira de 50 mm de diâmetro e 250 m de comprimento, para conduzi-lo a dois reservatórios com capacidade de 500 e de 1000 L.

Outro reservatório, com capacidade para 1000 litros foi colocado para receber água proveniente do poço artesiano.



Figura 2: Detalhes das parcelas experimentais, podendo-se observar o capim-mombaça em pleno desenvolvimento.

### 3.3 Delineamento experimental e caracterização dos tratamentos

O experimento foi constituído por cinco tratamentos com quatro repetições. Os tratamentos impostos foram os seguintes:

- T<sub>0</sub>: aplicação de água de poço artesiano, 0 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> ( cento e vinte litros de água do poço artesiano);
- T<sub>1</sub>: aplicação de ETPES, numa dosagem de 75 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> ( trinta litros de ETPES e noventa litros de água do poço artesiano);
- T<sub>2</sub>: aplicação de ETPES, numa dosagem de 150 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> ( sessenta litros de ETPES, e sessenta litros de água do poço artesiano);

- T<sub>3</sub>: aplicação de ETPES, numa dosagem de 225 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> (noventa litros de ETPES, e trinta litros de água do poço artesiano);
- T<sub>4</sub>: aplicação de ETPES, numa dosagem de 300 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> (cento e vinte litros de ETPES);

A aplicação do ETPES foi feita, conforme esquematizado na Figura 3, sobre as folhas, simulando uma microaspersão. Para isso, utilizando para isto, um regador. A quantidade aplicada de água do poço artesiano e/ou de ETPES nas parcelas experimentais foi feita conforme estabelecido nos tratamentos.

225 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	75 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	300 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	150 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	0 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
75 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	225 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	0 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	300 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	150 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
0 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	75 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	300 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	150 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	225 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>
150 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	300 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	75 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	225 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>	0 kg ha <sup>-1</sup> de Na <sup>+</sup>

Figura 3: Esquema de distribuição dos tratamentos nas parcelas experimentais

As lâminas de efluente de tratamento primário de esgoto sanitário aplicadas nas parcelas experimentais foram estabelecidas com base em doses de sódio. Para cálculo dessas lâminas, utilizou-se, como concentração referência, o valor de 50 mg L<sup>-1</sup> de sódio no ETPES. Medeiros (2005) e Souza (2005) reportaram uma média de 40 mg L<sup>-1</sup>. Entretanto, ao verificar que no ETPES a concentração de sódio foi de 7 mg L<sup>-1</sup> (incomum para esse tipo de efluente), optou-se por adicionar aproximadamente 110 g de NaCl (sal de cozinha) para cada mil litros de ETPES, para que pudesse estabelecer a concentração de 50 mg L<sup>-1</sup> de sódio no referido efluente.

Durante o período de aplicação do ETPES, foram realizados quatro cortes no capim, o que ocorreu em intervalos de 25 a 35 dias, dependendo do desenvolvimento do vegetal.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC). Os dados foram interpretados por meio de análise de variância e de regressão. Após análise de variância, a média do controle foram comparadas com as demais, utilizando-se o teste de Dunnet a 5% de probabilidade. Na

análise de regressão, os modelos foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão e no valor do coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Para a realização das análises estatísticas, foi utilizado o programa estatístico SAEG 9.1 (Universidade Federal de Viçosa, 2006).

### **3.4 Caracterização do ETPES**

#### **3.4.1 Amostragem**

Amostras do ETPES gerado no CEULP-ULBRA foram coletadas, devidamente acondicionadas em caixas de isopor com gelo e enviadas ao Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, para análises físicas, químicas e microbiológicas. As análises foram realizadas apenas uma vez.

#### **3.4.2 Análises físicas e químicas**

A medição do pH no ETPES foi feita utilizando-se um medidor de pH portátil – Orion 250 A; a condutividade elétrica (CE), um condutímetro portátil; a demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ), pelo método iodométrico; a demanda química de oxigênio (DQO), pelo método oxidimétrico em refluxo aberto; a concentração de fósforo, por espectrofotometria; as concentrações de potássio e de sódio, por fotometria de chama; e de nitrogênio total pelo método Kjeldhal. As análises do efluente foram realizadas de acordo com o especificado em Standard Methods ... (APHA, 1998).

#### **3.4.3 Análises microbiológicas**

Amostras do ETPES foram utilizadas para análise da contagem de coliformes termotolerantes (*E. coli*) e totais no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa. O método usado para quantificar os coliformes termotolerantes e totais foi o cromogênico (substrato Colilert), para a determinação do número mais provável (NMP) de *Escherichia coli* em 100 mL da amostra. Essa bactéria é considerada a mais representativa da contaminação fecal dentro do grupo de coliformes fecais (OMS, 1995).

As análises laboratoriais das amostras do ETPEs para a determinação de coliformes termotolerantes (*E. coli*) e totais foram realizadas de acordo com o especificado no Standard Methods ... (APHA, 1998).

### **3.5 Análises químicas do solo e das folhas do capim-mombaça**

A avaliação da composição químico-bromatológica da forrageira fertirrigada com o ETPEs é fundamental para a avaliação do desempenho agrônômico da planta e de sua capacidade de remover nutrientes e sódio do solo.

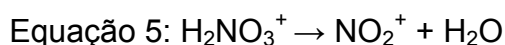
As amostras coletadas, em cada parcela experimental, nos quatro cortes do capim, foram colocadas em uma estufa com circulação forçada de ar, sob temperatura de 65 °C, por um período de 72 horas, para a pré-secagem. As amostras pré-secadas foram encaminhadas, então, ao Laboratório de Sementes do CEULP-ULBRA, para procedimento da moagem das folhas em um moinho tipo Willey, colocadas em sacos de polietileno, identificadas e seladas. Posteriormente foram enviadas ao Laboratório de Água e Solo e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, para serem efetuadas as análises químicas foliares e a quantificação das concentrações de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni, Fe, Mn e Na.

Para a quantificação do nitrogênio total, utilizou-se o método de Kjeldahl. A quantificação do fósforo, potássio e sódio foram feitas depois de efetuada a digestão nítrico-perclórico das amostras, respectivamente, por espectrofotometria e fotometria de emissão de chama. A concentração dos demais nutrientes foi feita em espectrofotômetro por emissão de plasma, segundo as técnicas descritas pela EMBRAPA (1999).

Ao final do período experimental, foram coletadas amostras de solo, utilizando-se um trado tipo holandês, nas camadas de 0-10, 10-20, 20-30, 90-100 cm para as análises químicas e físicas no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do DEA/UFV e Laboratório de Espectrometria por Emissão de Plasma, no DPS/UFV.

A quantificação do nitrato nas amostras do solo foi feita com base na reação do salicilato com o íon nitrônio. Trata-se de uma reação eletrofílica de substituição aromática, em que o salicilato reage com íons nitrônio ( $\text{NO}_2^+$ ) para formar compostos nitrobenzênicos. Essa conversão, sob condições alcalinas, é

responsável pela formação de cor amarela. O nitrato não tem capacidade eletrofílica, por isso é necessária a sua conversão a  $\text{NO}_2^+$  por meio da utilização de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e aquecimento, conforme apresentado nas equações 4 e 5, a seguir.



Para que o  $\text{NO}_3^-$  seja convertido em  $\text{NO}_2^+$ , a água precisa ser removida, já que o equilíbrio em solução aquosa leva à formação de outros íons, como sulfato de hidrogênio, que reduz a concentração de íons nitrônio. A água pode ser removida por meio de aquecimento em banho-maria, estufa, micro-ondas ou chapa aquecedora. Posteriormente, é adicionado  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , a fim de se evitar fontes de interferências na reação (Mendonça e Matos 2005).

Após três meses do encerramento do experimento, amostras de solo foram coletadas na área experimental, nas diferentes profundidades, 0-10 cm, 10-20, 20-30 e 90-100 cm, e encaminhadas ao Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV para a avaliação da condutividade elétrica do extrato da pasta saturada. Essas amostras foram preparadas segundo o método de Richards (1954) e determinação da RAS (razão de adsorção de sódio).

Utilizou-se, na medição da condutividade elétrica, água destilada, na proporção de 1:2,5, valores posteriormente corrigidos para serem expressos como condutividade elétrica na pasta de saturação do solo. O cálcio e o sódio foram quantificados por fotometria de chama, já que o volume de sobrenadante era insuficiente para o cálculo de Ca + Mg, quantificado por titulometria (APHA, 1998); EMBRAPA, 1997).

Para a determinação da RAS, utilizaram-se apenas os dados de concentração de cálcio, o que superestima os valores de razão de adsorção de sódio.

Para avaliar a evolução da sodificação no solo, utilizaram-se os valores de índice de saturação de sódio (ISNa), calculado por meio da equação 6.

$$\text{Equação 6: } \text{ISNa} = \frac{\text{Na}^+}{t}$$

Em que:  $\text{Na}^+$ , concentração do sódio em  $\text{cmol}_c \text{L}^{-1}$  e  $t$ ; capacidade de troca catiônica efetiva do solo, em  $\text{cmol}_c \text{L}^{-1}$ .

### **3.6 Análises microbiológicas das folhas do capim-mombaça**

Os aspectos sanitários da forragem verde foram avaliados em relação à contagem de coliformes termotolerantes e totais no material.

Após a paralisação por sete dias de aplicação da ETPES, foi efetuado o quarto corte do capim-mombaça, e foram retiradas amostras do material verde. Com a utilização de uma tesoura, o material foi picado e colocado em uma proveta de 1.000 mL, esterilizada e tarada até completar 10 g. Posteriormente, acrescentou-se água estéril (destilada, deionizada e autoclavada) até completar o volume de 1.000 mL.

A mistura foi manual e lentamente agitada por um período de 30 segundos e, posteriormente, foi colocada em repouso por um período de 30 minutos. Em seguida, retiraram-se alíquotas que foram submetidas às diluições de  $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$  e  $10^{-3}$ , em triplicatas, para análise de coliformes totais e termotolerantes – *E.coli* e enviadas ao Laboratório de Microbiologia Ambiental da Universidade Federal do Tocantins - TO.

A contagem de coliformes totais e termotolerantes – *E.coli* nas amostras foi obtida pelo teste autoanálise Colilert (AC), segundo as recomendações descritas no Standard Methods ... (APHA, 1998).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização do efluente utilizado

Os resultados das análises físicas, químicas e microbiológicas do ETPEs estão apresentados na Tabela 6. O valor de pH foi de 7,67, o que indica ser o efluente utilizado para a fertirrigação do capim-mombaça levemente alcalino. O valor encontrado está dentro da faixa de valores permissíveis (5 - 9) para lançamento de águas residuárias nos corpos hídricos.

O ETPEs apresentou concentrações de fósforo um pouco acima do valor médio citado por von Sperling (2005), que é de  $4 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 6). Em relação à concentração de K, foi encontrado valor abaixo daqueles descritos por Pescod (1992) e WHO (2004), que afirmaram que concentrações típicas de K em esgotos sanitários são de  $30 \text{ mg L}^{-1}$ .

Tabela 6: Características físicas, químicas e microbiológicas do ETPEs

Variáveis	
pH	7,67
CE	$907 \mu\text{S cm}^{-1}$
ST	$413 \text{ mg L}^{-1}$
SST	$26 \text{ mg L}^{-1}$
DQO	$165 \text{ mg L}^{-1}$
DBO	$93 \text{ mg L}^{-1}$
N <sub>total</sub>	$81,2 \text{ mg L}^{-1}$
P <sub>total</sub>	$7,4 \text{ mg L}^{-1}$
Na	$7,0 \text{ mg L}^{-1}$
K	$18,6 \text{ mg L}^{-1}$
CF	$2,2 \times 10^4 \text{ NMP/100 mL}$
CT	$1,5 \times 10^5 \text{ NMP/100 mL}$

Sendo: pH – potencial hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica; ST – sólidos totais; SST – sólidos em suspensão totais; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; N<sub>Total</sub> – nitrogênio total; P<sub>Total</sub> – fósforo total; Na – sódio total; K – potássio total. CT - coliformes totais; CF - coliformes termotolerantes (fecais); NMP – número mais provável. O método de determinação usado foi o do sistema cromogênico (Colilert), conforme apresentado no Standard Methods, 20. ed., 1998.

A concentração de N (Tabela 6) encontra-se um pouco acima daquelas descritas por Pescod (1992) e von Sperling (2005), que são da ordem de 40 a 80 mg L<sup>-1</sup>. A concentração de Na no ETPES foi de apenas 7 mg L<sup>-1</sup>, resultados não coerentes com os obtidos por Medeiros (2005) e Souza (2005), que reportaram a média de 40 mg L<sup>-1</sup>. A pequena concentração encontrada de Na se deve à pequena utilização de água para lavagem de alimentos, a principal fonte desse elemento químico para a água residuária de instalações sanitárias.

von Sperling (2005) citou valores de DBO na faixa de 250–400 mg L<sup>-1</sup> e DQO de 450-800 mg L<sup>-1</sup>, para esgoto bruto. Considerando-se que o ETPES é um efluente de tratamento primário do esgoto sanitário, apresentou valores abaixo (Tabela 6) dos referidos pelo autor.

A concentração de sólidos totais foi de 413 mg L<sup>-1</sup>, conforme apresentado na Tabela 6. von Sperling (2005) citou uma faixa de 700 e 1.350 mg L<sup>-1</sup>, para esgoto bruto, enquanto Souza (2005) obteve concentração média de sólidos totais na faixa de 528 mg L<sup>-1</sup> para a mesma água residuária.

Em relação aos sólidos suspensos totais, von Sperling (2005) citou a faixa de 500 a 900 mg L<sup>-1</sup> como sendo a normalmente encontrada em esgoto sanitário bruto, entretanto o valor encontrado foi de apenas 26 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 6). A presença de sólidos nas águas residuárias pode limitar a sua utilização na agricultura, pois altas concentrações podem causar diversos problemas tanto nos solos, como nos sistemas de aplicação. O esgoto sanitário pode apresentar risco severo de entupimento devido à presença de sólidos totais na água. Matos (2003) afirmou que os sólidos são fontes de matéria orgânica para o solo e que, mesmo em pequenas quantidades, podem afetar suas propriedades físicas, tais como a condutividade hidráulica, drenagem, massa específica, entre outras.

A contagem de coliformes termotolerantes e totais no ETPES está abaixo daquelas descritas por von Sperling (2005) para esgoto bruto, que afirma que deve estar compreendida entre 10<sup>6</sup> - 10<sup>9</sup> e 10<sup>6</sup> - 10<sup>10</sup> NMP/100 mL respectivamente (Tabela 6).

Segundo Bernardo *et. al* (2008), quanto à condutividade elétrica, o ETPES está enquadrado na classe C3, salinidade alta, na faixa de 0,75 e 2,25 dS m<sup>-1</sup>, não sendo recomendável a aplicação em solos com deficiência de drenagem e, naqueles em que ela seja adequada, às vezes, são necessárias práticas especiais para o controle da salinidade. Somente recomenda-se sua aplicação



em solo onde se cultivam plantas com boa tolerância aos sais (Bernardo *et al.*, 2008)

#### 4.2 Alterações químicas nos principais nutrientes do solo

Não ocorreram maiores alterações na composição química do solo, conforme pode ser verificado ao se comparar as características anteriores ao experimento (Tabela 5) com os obtidos após a condução do experimento (Tabela 7). As alterações são devidas, principalmente, ao uso de fertilizantes aplicados para plantio do capim.

Não houve grande variação no pH do solo, variando de 4,41 a 5,90, na camada de 0-10 cm, devido à correção do solo. A elevação no valor de pH, pode ser atribuído à alcalinização proporcionada pela lixiviação de alguns cátions, como o  $\text{Na}^+$  e o  $\text{K}^+$ .

Duarte *et al.* (2008), ao aplicar água residuária doméstica tratada com filtração lenta seguida de desinfecção por injeção de raios ultravioleta (UV), em pimentão, também notaram elevação do pH. Segundo os autores, isso ocorreu devido ao pH do efluente, aporte de reserva alcalina e aumento no processo de desnitrificação em solos fertirrigados com efluentes, em que ocorre consumo de um mol de  $\text{H}^+$  para cada mol de  $\text{NO}_3^-$  desnitrificado (Bolan *et al.*, Friedel *et al.*, citados por Duarte, 2008), com isso elevando o pH.

Segundo Marques *et al.* (2003), o pH ideal para o desenvolvimento das plantas é 6,5. Entretanto o pH, que interfere na solubilidade dos elementos minerais, altera suas disponibilidades. Elementos tais como Fe, Cu, Mn, Zn e Al tornam-se menos disponíveis com a elevação de pH, enquanto N, P, K, Ca, Mg, S, B, Mo, Cl têm suas disponibilidades aumentadas, em diferentes graus de intensidade.

Os nutrientes, em suas diferentes formas, estão ligados à fase sólida com diferentes intensidades energéticas, o  $\text{NO}_3^-$  e o  $\text{Cl}^-$  estão praticamente livres de adsorção na maioria dos solos; o  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$  estão adsorvidos eletricamente; o  $\text{Fe}^{3+}$  e  $\text{Cu}^{2+}$  podem formar complexos ou quelatos; o P pode formar complexos de alta insolubilidade com os óxidos de Al e Fe. Para que seja absorvido pela planta, um nutriente deve se encontrar na solução do solo, em contato com a superfície ativa do sistema radicular, em uma forma possível de absorção e utilização pela planta, na forma disponível.

Tabela 7: Resultados das análises de solo após a fertirrigação

	pH	P	K	Na	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H + Al	SB	(t)	(T)	V	M	ISNa	MO	Zn	Fe	Mn	Cu	B
Profundidade de 0 a 10 cm																				
T0	5,70	2,70	13,00	8,00	2,10	1,00	0,10	3,30	3,17	3,27	6,47	48,99	3,06	1,07	5,10	2,80	54,40	5,70	0,20	0,14
T1	5,60	1,80	8,00	26,00	1,90	0,90	0,10	2,90	2,93	3,03	5,83	50,26	3,30	3,63	3,70	2,90	54,60	4,80	0,30	0,12
T2	5,70	3,00	11,0	50,00	1,90	1,40	0,10	3,30	3,55	3,65	6,85	51,82	2,74	6,02	3,90	5,10	52,20	5,90	0,20	0,12
T3	5,90	4,70	11,0	58,00	3,00	1,00	0,00	3,10	4,27	4,27	7,37	57,94	0,00	5,85	5,40	12,20	54,40	6,30	0,50	0,12
T4	5,40	1,20	7,00	40,00	1,80	0,80	0,10	3,80	2,79	2,89	6,59	42,34	3,46	5,88	5,40	2,70	56,00	4,00	0,20	0,14
Profundidade de 10 a 20 cm																				
T0	4,80	1,20	9,00	5,00	0,60	0,30	0,20	4,20	0,95	1,14	5,14	18,37	17,47	1,92	3,30	0,70	51,60	2,40	0,20	0,12
T1	4,90	1,20	5,00	26,00	0,80	0,40	0,20	3,80	1,33	1,53	5,13	25,94	13,06	7,71	3,50	0,30	49,40	2,40	0,20	0,15
T2	4,70	1,20	7,00	39,00	0,40	0,20	0,20	4,20	0,78	0,98	4,98	15,78	20,26	17,12	4,60	0,80	56,50	2,80	0,30	0,12
T3	5,40	1,20	3,00	34,00	1,50	0,70	0,10	3,60	2,36	2,45	5,95	39,55	4,07	5,98	3,70	1,00	52,30	3,80	0,20	0,14
T4	4,80	1,20	3,00	30,00	0,70	0,30	0,10	2,90	1,13	1,24	4,03	28,18	8,07	10,50	3,10	0,50	49,50	2,60	0,30	0,08
Profundidade de 20 a 30 cm																				
T0	4,90	1,20	5,00	4,00	0,50	0,20	0,10	3,40	0,73	0,83	4,13	17,67	12,05	2,05	2,70	0,80	42,60	2,20	0,20	0,12
T1	5,00	1,20	3,00	20,00	0,50	0,20	0,10	3,10	0,79	0,89	3,89	20,33	11,23	9,78	2,20	0,90	40,40	2,00	0,20	0,10
T2	4,80	1,20	5,00	21,00	0,30	0,20	0,20	4,20	0,60	0,80	4,80	12,57	25,00	11,38	2,90	0,90	46,10	2,20	0,30	0,10
T3	4,90	1,20	3,00	36,00	0,60	0,30	0,10	4,00	1,06	1,13	5,06	20,94	8,85	13,81	3,10	0,30	43,00	2,70	0,20	0,12
T4	4,80	1,20	3,00	27,00	0,20	0,10	0,20	3,60	0,42	0,62	4,02	10,44	32,25	18,87	2,40	0,80	45,00	1,70	0,20	0,18
Profundidade de 90 a 100 cm																				
T0	5,40	1,20	3,00	2,00	0,20	0,10	0,10	2,00	0,32	0,33	2,32	13,79	30,30	2,64	1,00	0,70	27,80	1,50	0,20	0,18
T1	5,40	1,20	3,00	6,00	0,20	0,10	0,00	1,80	0,33	0,33	2,13	15,49	0,00	7,88	1,20	0,80	30,70	1,80	0,20	0,15
T2	5,30	1,20	3,00	4,00	0,20	0,10	0,10	2,10	0,32	0,33	2,42	13,22	30,30	5,15	1,80	0,50	29,50	1,60	0,20	0,14
T3	5,30	1,20	3,00	7,00	0,20	0,10	0,00	2,10	0,33	0,33	2,43	13,58	0,00	9,09	1,40	1,10	31,40	1,80	0,30	0,10
T4	5,30	1,20	3,00	12,00	0,20	0,10	0,00	2,40	0,36	0,36	2,76	13,04	0,00	14,40	1,20	0,30	32,50	1,80	0,20	0,12

pH mensurado em CaCl<sub>2</sub>; P, K, Na, Zn, Fe, Mn, Cu e B em mg L<sup>-1</sup>; Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, Al<sup>+3</sup>, H+Al, SB, (t), (T) em cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> V, m, ISNa em percentagem e MO em dag kg<sup>-1</sup>.

O fósforo é fortemente adsorvido na grande maioria dos solos, sua concentração é maior nas camadas mais superficiais do solo e pequena em maiores profundidades. Pode-se observar certo aumento na concentração de fósforo disponível no solo após a ocorrência de sua adubação convencional ou a fertirrigação com águas residuárias.

No geral, houve decréscimo na concentração de potássio trocável no perfil do solo, quando se comparam os resultados das análises do solo antes e após a realização do experimento. Verificou-se maior decréscimo na concentração de potássio trocável na camada de 0-10, 10-20 e 20-30 cm (Tabela 7), decorrente do deslocamento de potássio pelo sódio aportado via ETPES.

A aplicação do ETPES não proporcionou maiores alterações nos teores de matéria orgânica no perfil do solo, fato explicado pelo curto tempo de aplicação do efluente e pela relativa baixa mobilidade do material orgânico nesse meio.

Kouraa *et al.* (2002) fertirrigaram batatinha e alface com esgoto bruto e água residuária tratada e irrigaram com água potável e constataram que em um ano de cultivo não houve alterações químicas no solo. Quando se aplicam águas residuárias com baixas concentrações de sólidos solúveis, mudanças nas características químicas do solo apenas ocorrem após vários anos de aplicação.

#### **4.3 Riscos de salinização e dispersão da argila**

Em solos fertirrigados com águas residuárias, pode ocorrer acúmulo de sais na superfície e na zona radicular, devido, principalmente, às altas concentrações de Na que muitas águas residuárias têm. Em tais situações, os sais se concentram nas bordas da faixa do bulbo molhado e, com a evaporação na água do solo e, conseqüentemente, do bulbo molhado, ocorre o aumento da concentração salina no entorno das raízes da planta.

Na Tabela 8, estão apresentados os resultados da RAS obtidos no extrato da pasta saturada, em amostras de solo coletadas após três meses de encerramento do experimento.

Tabela 8: Resultados da razão de adsorção de sódio obtida no extrato da pasta saturada, três meses após o encerramento do experimento, em função dos diferentes tratamentos e das profundidades.

Profundidade (cm)	Tratamentos				
	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>
0-10	0,72	1,61	2,80	2,30	2,32
10-20	0,38	0,70	1,52	3,20	1,87
20-30	0,43	1,38	2,40	1,90	2,36
90-100	0,46	1,23	1,33	1,14	2,90

Conforme pode ser observado, o solo apresentou valores bastante baixos de RAS, variando de 0,38 a 3,20 ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )<sup>1/2</sup>, mesmo nas parcelas submetidas aos tratamentos T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub>, que receberam maiores taxas de ETPES. No tratamento T<sub>0</sub>, que recebeu somente água do poço artesiano, foram observados os menores valores de RAS, conforme esperado. Conforme exposto anteriormente, para o cálculo da RAS, utilizaram-se apenas os valores da concentração de Ca. Certamente tais valores seriam ainda menores, caso fosse utilizada também a concentração de Mg.

No tratamento T<sub>4</sub>, foi observado aumento da RAS na profundidade de 90 a 100 cm, justificado pela lixiviação de Na<sup>+</sup> no perfil do solo. Sua concentração aumentou nas camadas mais profundas relativamente aos níveis de Ca.

O excesso de sódio em relação a outros cátions tende a causar dispersão da argila e quebra de agregados; a partir daí, as pequenas partículas do solo passam a preencher os poros, selando a superfície e proporcionando grandes reduções da taxa de infiltração (USEPA , 2004).

Os valores para a RAS se devem, certamente, ao tipo de solo onde foi conduzido o experimento, notando-se que não existe tendência ao acúmulo progressivo de sódio, nem sais, devido possivelmente às lixiviações proporcionadas pelas aplicações frequentes ou mesmo pelas águas das chuvas, visto que o final do experimento coincidiu com um período de altas precipitações na região.

Os tratamentos que receberam maiores taxas de ETPES tenderam a apresentar uma maior RAS em função da profundidade, provavelmente em função do rápido decréscimo na concentração de cálcio em solução, assim como a maior concentração de sódio.

Segundo a classificação de solos descrita em Rengasamy e Olsson (1991), os solos apresentam efeitos de sodicidade em valores de RAS acima de 3. Dessa forma, com os dados obtidos de RAS no solo, verificou-se que apenas na camada de 10 – 20 cm no tratamento T<sub>3</sub>, superou esse valor de sodicidade, no período em estudo, embora o uso contínuo de ETPES nas maiores taxas de aplicação tenha proporcionado tendência de aumento nos valores observados. Há de se ressaltar que, como o íon Na<sup>+</sup> é facilmente removido do solo por lixiviação, notadamente em solos de clima úmidos, ele vai em direção às águas subterrâneas, provocando sua contaminação.

A condutividade elétrica do solo apresentou tendência a aumentar, quando foram aplicadas maiores taxas de ETPES. Conforme pode ser observado na Tabela 9, de um modo geral, as camadas do solo que apresentaram maior condutividade elétrica foram também aquelas que apresentaram maior RAS.

Tabela 9: Condutividade elétrica no extrato de solo saturado em diferentes profundidades do solo e submetido às diferentes taxa de aplicação de efluente primário de esgoto sanitário, no solo testemunha e no solo submetido à fertirrigação

Profundidade (cm)	Testemunha	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>
	----- μS cm <sup>-1</sup> -----					
0-10	80,3	229,0	205,3	389,0	156,5	321,0
10-20	67,1	113,9	122,7	145,1	218,8	132,7
20-30	77,4	136,0	146,9	162,5	163,7	127,7
90-100	140,5	101,9	165,4	141,9	137,7	174,9

A aplicação do ETPES e a lixiviação de sais proporcionaram grande variação nos valores de condutividade elétrica do extrato da pasta do solo saturado (CEes), aumentando em relação à testemunha. Entretanto os valores sempre foram menores que 1,5 dS m<sup>-1</sup>, valor considerado adequado para manter um rendimento potencial de 100% para a maioria das forrageiras, de acordo com Ayers e Westcot (1999).

Os maiores valores de CE no solo foram obtidos na camada de 0 a 10 cm do solo. Isso pode ser atribuído à grande quantidade de sódio incorporada na superfície do solo com a aplicação do ETPES.

Observou-se também que, no solo das parcelas submetidas ao tratamento T<sub>4</sub>, assim como no solo da área experimental, que não fora submetida à fertirrigação, houve acréscimo da CE nas camadas mais

profundas, 90-100 cm, se comparadas aos valores medidos naquelas de 10-20 cm e 20-30 cm. Disso, pode-se afirmar que os efeitos das doses dos tratamentos  $T_0$ ,  $T_1$ ,  $T_2$  e  $T_3$  foram mais superficiais enquanto que, com a aplicação de  $T_4$ , as concentrações foram mais altas em todo o perfil, ou seja, a quantidade de íons foi suficiente para causar lixiviação.

A disposição de águas residuárias com baixa salinidade, com significativa predominância de sódio em relação a outros cátions, pode promover a dispersão das partículas de argila e provocar diminuição na permeabilidade do solo. Também pode causar a redução da aeração e inibir, conseqüentemente, o crescimento do sistema radicular das plantas. Altas concentrações de seletivas de  $Na^+$  na solução do solo comparativamente às de  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  podem causar a deterioração da estrutura do solo, pela dispersão dos coloides e subsequente entupimento dos macroporos, causando decréscimo na permeabilidade da água e dos gases (Erthal *et al.*, 2008).

A variação da proporção da argila dispersa em água (ADA) de um solo, ao longo do tempo, indica o grau de dispersão/floculação das partículas desse solo. Não houve variação na dispersão de argila em virtude dos diferentes tratamentos aplicados, conforme dados apresentados na Tabela 10, embora a concentração de sódio trocável tenha aumentado de maneira significativa no perfil do solo submetido aos tratamentos de aplicação de maiores taxas de ETPEs. Conforme já exposto, o aumento da RAS foi acompanhado de aumento, também na CE do solo. Solos, para estarem em condições de dispersão, deverão apresentar altos valores de RAS e baixa CE. Esse fato não foi detectado em nenhum dos tratamentos aplicados.

Medeiros *et al.* (2005) observaram uma redução na porcentagem de ADA utilizando água residuária de origem doméstica para a fertirrigação do cafeeiro cultivado em um cambissolo; já Montes *et al.* (2004), trabalhando com água residuária de origem doméstica em um argissolo, verificaram que a dispersão de argila aumentou com o tempo até 80 cm de profundidade e que esse aumento foi mais acentuado na camada de 0-10 cm do solo.

Tabela 10: Argila dispersa em água em função dos diferentes tratamentos e profundidades

Profundidade (cm)	Argila dispersa em água (%)				
	T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>
0-10	2	2	1	2	1
10-20	3	2	3	2	2
20-30	2	3	2	1	2
90-100	2	3	3	1	4

A aplicação de ETPES foi responsável pelo aumento na concentração de Na<sup>+</sup> e valores de ISNa no solo, principalmente nas camadas mais profundas (Figura 4). O ISNa nas camadas mais superficiais 0-10 e 10-20 cm, foi maior no solo submetido ao tratamento T<sub>2</sub> (150 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>), e nas profundidades de 20- 30 e 90-100 cm, nos tratamentos T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub> (Figura 4). Nos tratamentos nos quais foram impostas as maiores taxas de ETPES no solo apresentaram maiores taxas de lixiviação de sódio nas diferentes camadas do solo, conseqüentemente, maiores valores de ISNa. Taxas de ETPES que incorporem ao solo 150 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> já podem trazer problemas de saturação do complexo de troca com sódio, já que o ISNa na camada de 10 – 20 cm no solo ultrapassou o valor de 15%, taxa indicativa de sodicidade (Richards, 1997, citado por Silva *et al.*, 2010).

Embora os resultados apresentados sejam referentes a um curto período de aplicação, apenas três meses, houve acréscimo na concentração de potássio trocável e acúmulo de sódio em todo o perfil do solo, principalmente nas camadas mais profundas do solo, chegando a comprometer o valor de ISNa. A partir dos dados apresentados na Figura 4, verifica-se que, ao final do experimento, os valores de ISNa, de um modo geral, permaneceram abaixo de 15%, valor que, se superado, é indicativo de sodicidade do solo, conforme mencionado anteriormente.

Souza (2005) realizou um experimento a partir da aplicação de água residuária doméstica em cafeeiro. Segundo o autor, no período seco, a lixiviação de Na<sup>+</sup> ocorria apenas devido à irrigação, com isso o aporte de Na<sup>+</sup> na camada arável superou ao de sua lixiviação. No período chuvoso, o efeito da lixiviação proporcionou maior acúmulo de Na<sup>+</sup> nas camadas mais profundas,

inclusive maiores que 60 cm, o que pode ser explicado pela alta mobilidade do  $\text{Na}^+$  no perfil do solo.

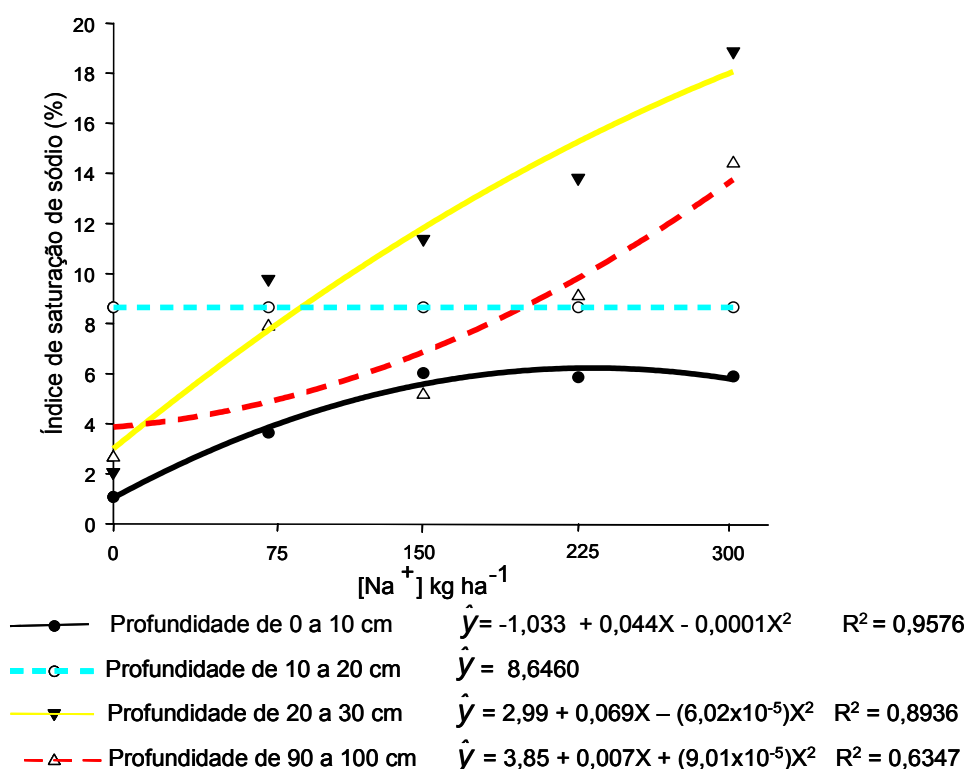


Figura 4: Índice de saturação de sódio em cada profundidade. Modelos de regressão significativos a 5 % de probabilidade.

Gloaguen *et al.* (2007), estudando um oxissolo, reportaram progressiva sodificação do solo (saturação por sódio > 6 %), devido à aplicação de efluente de esgoto tratado, com pequena movimentação de  $\text{Na}^+$  da solução do solo para o complexo de troca, mesmo com a ocorrência de precipitações anuais médias de 1.200 mm. Segundo esses autores, esse processo está relacionado ao baixo teor de matéria orgânica no solo, especialmente nas camadas mais profundas.

Conforme pode ser observado na Figura 4, estão apresentadas as equações de ajuste de modelo estatístico de índice de saturação de sódio, em função dos diferentes tratamentos. Foram ajustados modelos quadráticos para as diferentes profundidades do solo. Para a profundidade de 10 – 20 cm, não foi obtido ajuste de nenhum modelo matemático capaz de explicar, com lógica, o fenômeno de variação do ISNa em função da taxa de aplicação de sódio



Acredita-se que possam ter ocorrido problemas de amostragem ou de análise do solo, visto que, na camada de 10- 20 cm, observou-se no tratamento T<sub>2</sub> um ISNa muito superior aos obtidos nos demais tratamentos, até mesmo quando comparados àqueles que receberam maiores taxas de ETPES.

Souza (2005) ajustou modelos de quarta ordem para o ISNa, quando aplicou diferentes doses de águas residuárias do café. Segundo o autor, a necessidade de ajustar modelos de quarta ordem se deu em razão de haver dois fatores antagônicos que ocorrem simultaneamente e afetam as concentrações de sódio no solo: o grande aporte de Na<sup>+</sup> pela água residuária e a forte lavagem do perfil do solo pela precipitação. Observou ciclos de acúmulo crescente de Na<sup>+</sup> no solo por causa do aporte constante pela água residuária no período de estiagem e, posteriormente, ciclos de forte decréscimo nas concentrações de Na<sup>+</sup> provocados pela lavagem do cátion do perfil do solo nos períodos chuvosos.

Utilizando esgoto sanitário na fertirrigação do cafeeiro aplicou doses de 159 a 406 kg ha<sup>-1</sup> de Na, o autor concluiu que não houve acúmulo no solo de sódio em virtude da ocorrência de precipitação anual de 2.284 mm na área, durante a condução do experimento. Como o íon Na<sup>+</sup> é facilmente removido do solo por lixiviação, notadamente em solos de clima úmidos, ele vai em direção às águas subterrâneas, provocando sua contaminação. O autor enfatizou também que, embora não tenha causado problemas para o solo estudado, em virtude da intensiva lixiviação a que ele ficou submetido, as mesmas taxas de aplicação feitas em solos de áreas semiáridas ou de baixa precipitação anual, muita cautela deve ser tomada para evitar o acúmulo de sódio no solo e problemas de dispersão de argila.

Silva *et al.* (2010) estimaram o ISNa em solo cultivado com capim tifton, considerando-se uma aplicação ininterrupta de percolato de resíduo sólido urbano (RSU) durante três anos, aplicando-se diferentes taxas de DBO<sub>5</sub>, verificando que em todos os tratamentos, o limiar de sodicidade do solo foi superado na camada mais superficial (0-10 cm) e na mais profunda (60-70 cm), o que pode ser considerado fator limitante para essa disposição do percolato de resíduo sólido urbano (RSU) no solo. Diante disso, os autores recomendaram diminuição do tempo de aplicação ou aumento no intervalo entre aplicações na mesma área.

Apesar da reconhecida menor susceptibilidade de solos de maior grau de intemperismo aos riscos de dispersão da argila, esse fenômeno é sempre citado como potencial impacto negativo, ao aplicar águas residuárias, visando ao seu aproveitamento na agricultura. O sódio pode provocar a dispersão de minerais de argila, o que pode causar a obstrução dos poros do solo e provocar acúmulo de materiais em profundidade, com isso afetando o fluxo descendente da água de drenagem (Marques *et al.*, 2003).

Almeida Neto *et al.* (2009) observaram em Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) que, embora com a aplicação de diferentes concentrações de Na e Ca tenha proporcionando maior deslocamento de  $Al^{3+}$  do complexo de troca do solo, essas mudanças não foram suficientes para provocar a dispersão de argila do solo. Os resultados obtidos são indicativos de que dificilmente ocorrerá dispersão química em LVA, em vista da forte agregação existente em solos mais intemperizados. Com isso, menores serão os riscos de alteração na permeabilidade desses solos pela aplicação de águas sódicas.

#### **4.4 Riscos de contaminação do lençol freático com nitrato**

No Brasil, há o predomínio de latossolos altamente intemperizados, classe de solos de grande importância para o cultivo de diversas culturas. Esses solos apresentam baixa capacidade de troca iônica, sendo a maior parte das cargas negativas dos coloides partes derivadas de cargas variáveis ou dependentes de pH, alta acidez, adequada porosidade e alta permeabilidade, o que viabiliza a perda de nutrientes por lixiviação, principalmente daqueles íons que se apresentam na forma aniônica, como o nitrato ( $NO_3^-$ ).

Fontes *et al.* (2001), citados por Rossi *et al.* (2007), indicaram a seguinte afinidade de ânions com a superfície de óxidos de ferro e alumínio hidratados: fosfato > molibdato > fluoreto > sulfato > cloreto > nitrato, conseqüentemente a tendência é que praticamente todo o nitrato adicionado ao solo fique dissolvido na solução. Parte é absorvida pelo sistema radicular e o restante fica sujeito ao processo de lixiviação abaixo da zona radicular e desnitrificação (Padovese, 1988).

A lixiviação de nutrientes depende das propriedades físicas do solo, tais como: textura, estrutura, profundidade do perfil e, principalmente, porosidade, e, entre as propriedades químicas, estão a capacidade de retenção de íons e o pH (Santos *et al.*, 2006, citados por Rossi, 2007).

O nitrato pode alcançar as águas do lençol freático e cursos de água e causar enfermidades pelo consumo de água contaminada (metahemoglobinemia e câncer no estômago) e danos ambientais, tais como a eutrofização (Burt, 1993, citado por Rossi *et al.*, 2007).

Segundo Gadet *et al.* (1961), citados por Silva (1999), os nitratos não são bem adsorvidos por solos secos, já que sua mobilidade se dá quase que exclusivamente por fluxo de massa ou advecção (Padovese, 1988). Desse modo, o movimento desse íon no solo é afetado diretamente pelos fatores que modificam o movimento da água no solo, como a porosidade e a estrutura do solo.

Os modelos de movimentação de água nos solos descrevem que, a partir de certa profundidade, a água apresenta movimento descendente permanente. Isso ocorre em irrigações com lâminas elevadas, quando o solo é saturado e a atuação da força da gravidade promove um movimento permanente de água no solo, que é percolada até que seja atingida a capacidade de campo. Esse processo de perda de água faz com que a percolação de água e solutos seja mais intermitente, promovendo a lixiviação de íons (Ferreira, 2008).

Conforme pode ser observado na Figura 5, ocorreu lixiviação do nitrato no perfil do solo, nos diferentes tratamentos aplicados. A alta solubilidade e a fraca interação com a matriz do solo possibilitaram que o ânion acompanhasse a frente de umedecimento da água no solo.

A concentração de nitrato foi maior na camada de 90 a 100 cm de profundidade do solo do que qualquer outra camada do perfil do solo, em que foi aplicado o ETPES, independente da taxa aplicada. Obteve-se o valor de 148 mg kg<sup>-1</sup> quando foi aplicada a taxa de 75 kg ha<sup>-1</sup>.

Verificaram-se maiores concentração desse ânion nas camadas mais profundas do solo (Figura 5), mesmo no tratamento T<sub>0</sub> (testemunha), foi encontrado 107 mg kg<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pois na camada de 90 – 100 cm, conforme pode ser observado (Tabela 5), o solo é eletropositivo.

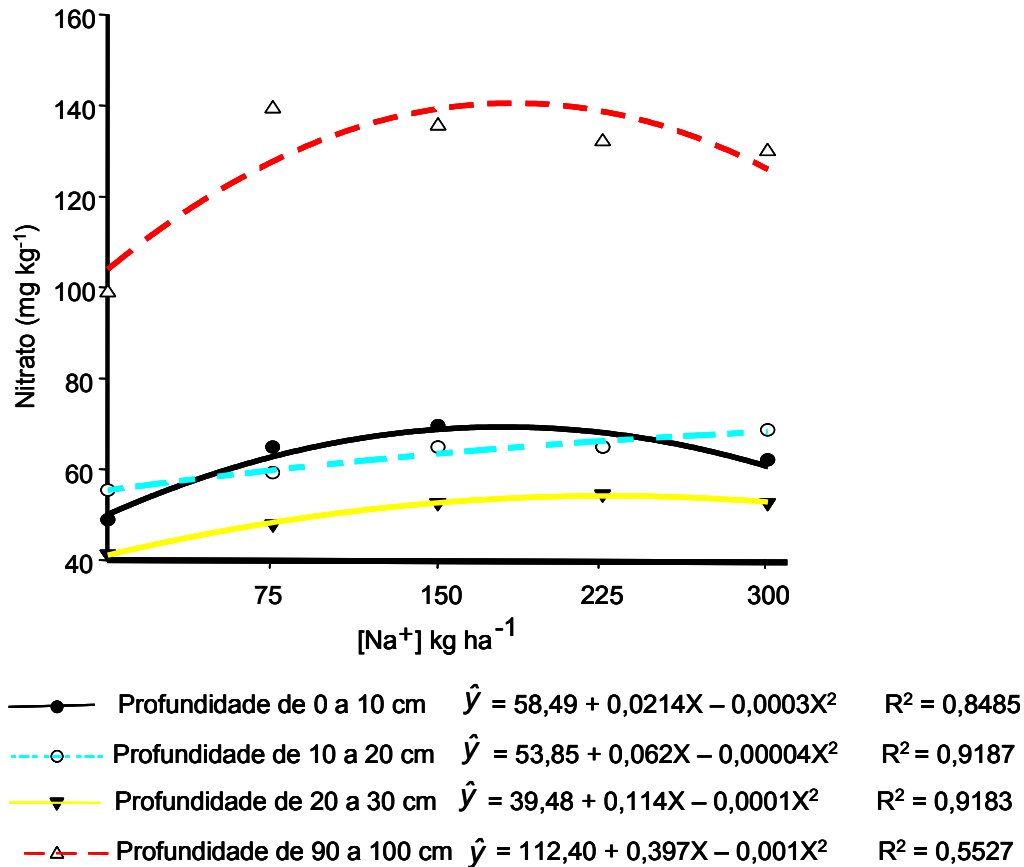


Figura 5: Concentração de nitrato nas diferentes profundidades. Modelos de regressão significativos a 5 % de probabilidade.

Matos *et al.* (2004), trabalhando com parcelas experimentais cultivadas com diferentes gramíneas forrageiras e submetidas à aplicação de água residuária da lavagem e despolpa do fruto do cafeeiro (ARC), observaram maiores concentrações de nitrato nas camadas mais superficiais (0 a 10 cm) dos solos que receberam a aplicação de ARC, independente da forrageira cultivada. As baixas concentrações do ânion nitrato nas camadas mais profundas indicaram mobilidade relativamente pequena desse íon no solo, a despeito da sua reconhecida mobilidade nesse meio. Segundo os autores, isso pode ter ocorrido devido à amostragem, ter sido feita logo após o experimento, com isso não teve tempo hábil para a movimentação do íon, além de um balanço hídrico desfavorável no período de condução do experimento, já que houve maior saída de água por evapotranspiração do que precipitação. Quando a ARC foi aplicada em área de cultivo de aveia-preta, a maior

concentração de nitrato ocorreu na camada de 0-10 cm, foi registrada a concentração de 72,14 mg kg<sup>-1</sup>.

Com base nos resultados obtidos neste experimento, pode-se concluir que a aplicação de ETPES na fertirrigação em solos do estado do Tocantins, além da dose de Na aplicada, também se deve observar a dose de N, haja vista que repercutirá em riscos da contaminação de águas subterrâneas com nitrato.

O modelo de equação de regressão de melhor ajuste da concentração de nitrato, em função das diferentes profundidades, da mesma forma como observado para o ISNa, foi o quadrático, independente da profundidade do solo. Os maiores níveis de nitrato observados no solo na camada de 90-100 cm, independente do tratamento aplicado.

#### **4.5 Produtividade de matéria verde e matéria seca**

Os modelos que melhor explicam a variação na produtividade de massa verde e massa seca, nos quatro cortes realizados no capim-mombaça, estão representados nas Figuras 6 e 7, respectivamente. Registrou-se baixa produtividade no primeiro corte, nos diferentes tratamentos aplicados. A menor delas foi nas plantas do tratamento controle, que atingiu uma média de 944,2 kg ha<sup>-1</sup> de massa seca, inferior aos 1200 kg ha<sup>-1</sup> considerados por Mott (1980), citado por Muller *et al.* (2002), como o mínimo aceitável para o consumo de bovinos em pastagens. Observou-se, no segundo corte, que as parcelas experimentais em que foram aplicadas as maiores taxas de ETPES apresentaram melhor aspecto visual, embora o tratamento controle não tenha apresentado deficiência nutricional, conforme já discutido. Nesse corte, novamente a cultura apresentou maior produtividade de matéria verde e seca quando submetida aos diferentes tratamentos. Os melhores resultados foram obtidos nas plantas submetidas aos tratamentos T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub>, que receberam maiores taxas de ETPES e, conseqüentemente, maior aporte de nutrientes.

Assim como nos cortes anteriores, no terceiro e no quarto corte, as parcelas que receberam maior quantidade de ETPES apresentaram maior produtividade de matéria verde e matéria seca, conforme pode ser observado nas Figura 6 e 7.

Os diferentes modelos estatísticos para a produtividade de matéria verde e matéria seca estão representados nas Figuras 6 e 7 respectivamente. Foram ajustados modelos exponenciais, lineares e quadráticos para a matéria

verde. Para a matéria seca, os modelos ajustados para o primeiro e o quarto corte foram quadráticos e linear, para o segundo e o terceiro corte.

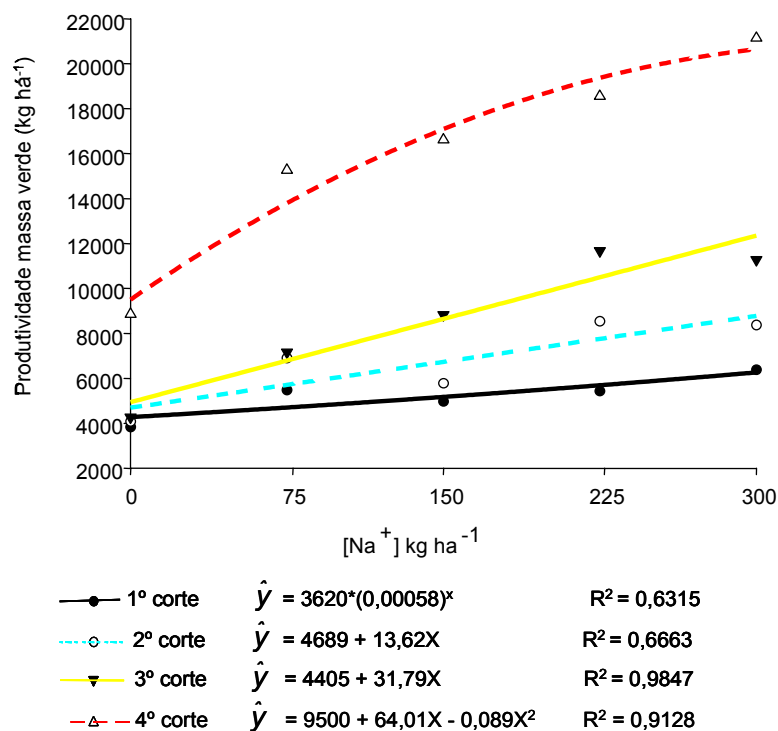


Figura 6: Produtividade de massa verde de capim-mombaça nos diferentes cortes. Modelos de regressão significativos a 5 % de probabilidade.

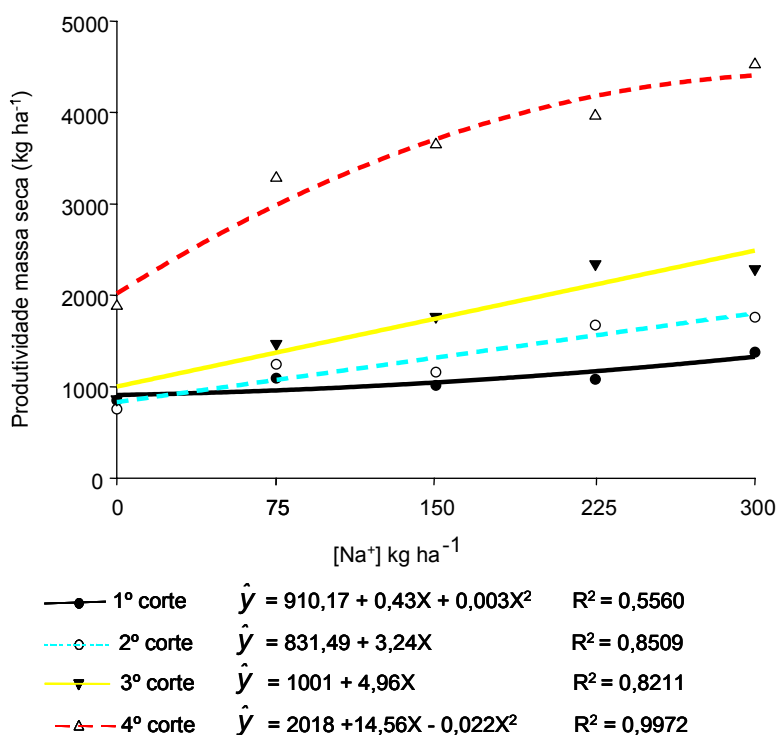


Figura 7: Produtividade de massa seca do capim-mombaça nos diferentes cortes. Modelos de regressão significativos a 5 % de probabilidade.

#### 4.6 Composição químico-bromatológica do capim

Verificou-se que as concentrações médias de fósforo nas folhas do capim, para as diferentes taxas aplicadas de ETPES (Tabela 11), ficaram na faixa de 0,35 a 1,78 dag kg<sup>-1</sup>. Segundo Freitas *et al.* (2007), esses valores são suficientes para suprir as necessidades de bovinos de corte, bovinos de leite e de ovinos. Para Malavolta *et al.* (1997), são adequados, já que concentrações foliares de P devem variar de 0,16 a 1,1 dag kg<sup>-1</sup>. Houve tendência de decréscimo nessas concentrações com o envelhecimento da planta e observou-se, ainda, que, nos segundos e terceiros cortes, o capim que recebeu maior dose de ETPES apresentou concentração de fósforo maior que os demais, havendo diferença significativa entre as médias (Tabela 11).

Os teores foliares de K variaram bastante entre as plantas, mesmo dentro do mesmo tratamento (Tabela 11). Malavolta *et al.* (1997) citaram que o teor de K em capim-mombaça varia entre 1,43 a 1,84 dag kg<sup>-1</sup>. Observou-se que, nos três primeiros cortes, as concentrações de K estiveram sempre acima desses valores, entretanto, no último corte, em nenhum dos tratamentos conseguiram-se alcançar níveis satisfatórios desse nutriente nas plantas.

Os teores de N encontrado nas folhas, nos quatro cortes realizados, estão na faixa descrita por Malavolta *et al.* (1997), que varia de 1,13 a 1,5 dag kg<sup>-1</sup> (Tabela 11). Verificou-se tendência de decréscimo na concentração desse nutriente no último corte, provavelmente devido à maior velocidade da expansão foliar no período de verão, proporcionando diluição da proteína bruta na folha. Freitas *et al.* (2007) estudando a composição químico-bromatológica do capim – mombaça quando submetido a diferentes doses de nitrogênio no cerrado goiano, encontraram valores de 1,38 a 1,68 dag kg<sup>-1</sup>.

Foram observados teores mais elevados de proteína bruta no segundo e no terceiro cortes do capim. A concentração proteica tendeu a decrescer com a maturidade da planta (Tabela 11). Essa diminuição já era esperada pelo fato da diluição do nitrogênio (Dantas, 2000). A redução nos teores de proteína bruta (PB), no final do ciclo do experimento, é explicada pelo maior envelhecimento da forragem disponível, associado à maior fração de forragem senescente, maior proporção de colmos com considerável desenvolvimento de tecidos estruturais. A concentração de proteína de uma planta depende essencialmente da quantidade de nitrogênio absorvido, nutriente presente em grande concentração no ETPES.

Tabela 11: Concentrações de nutrientes presentes no capim-mombaça em diferentes cortes

Tratamentos	Concentração									
	Mn	Zn	Fe	Mg	Ca	K	P	N	Na	Proteína bruta
1º Corte										
T0 (controle)	0,00	4,70	43,7	3,81	3,75	26,63	0,89	12,52	0,44	7,83
T1	0,00	0,19	0,00 *	2,98	2,68	17,63	1,11	17,22	1,25	10,77
T2	0,00	11,19 *	91,75*	3,66	3,75	28,25	1,13	21,67 *	1,00	13,55 *
T3	0,00	1,31	18,06	0,44	3,11	22,75	0,35	22,12 *	1,87	13,83 *
T4	33,94	0,37	36,87	3,61	2,81	25,00	1,46	22,80 *	3,43 *	14,25 *
2º Corte										
T0 (controle)	42,88	0,00	289,13	3,10	5,30	21,87	1,16	18,22	0,41	11,39
T1	34,00	0,00	281,88	3,67	5,68	21,00	1,44	18,85	21,01 *	11,78
T2	55,31	0,00	392,94	3,89	5,19	17,50	1,26	18,72	5,34 *	11,70
T3	31,31	0,00	327,25	3,83	4,28	22,50	1,68 *	21,77	11,25 *	13,61
T4	31,31	0,00	295,50	4,05	5,44	14,37 *	1,64 *	35,35 *	12,18 *	15,85 *
3º Corte										
T0 (controle)	50,70	8,95	293,10	3,51	5,61	21,20	1,20	18,43	0,50	11,52
T1	33,20	10,55	159,85	4,40	5,45	29,00 *	1,50	20,70	2,45 *	12,94
T2	44,40	12,00	195,05	4,76	6,23	18,30	1,45	21,68	7,75 *	13,55
T3	40,30	11,40	111,65	5,36	6,18	21,80	1,64 *	21,83	10,15 *	13,64
T4	37,35	12,50	113,30	5,58	5,48	20,70	1,78 *	22,38	12,60 *	13,99
4º Corte										
T0 (controle)	14,88	3,31	119,88	4,50	4,11	8,75	0,74	10,88	0,35	6,80
T1	6,63	3,44	201,81	6,85	4,92	10,25	0,98	12,18	4,70 *	7,61
T2	16,13	4,94	81,25	7,30	7,35	7,75	0,90	10,28	6,50 *	6,43
T3	7,81	7,56	129,94	5,17	4,32	8,00	0,96	12,08	8,50 *	7,60
T4	7,63	5,25	135,49	5,87	5,25	6,25	0,92	12,18	9,65 *	7,61

Em cada corte nas colunas, as médias com asterisco diferem do tratamento controle pelo teste de Dunnett a 5 % de probabilidade. Mn, Zn, e Fe: mg kg<sup>-1</sup>, Mg, Ca, K, N, Na: g kg<sup>-1</sup>, P: dag kg<sup>-1</sup> e proteína bruta: %. T<sub>0</sub>: tratamento com aplicação de água de poço artesiano, 0 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>1</sub>: aplicação de uma dosagem de 75 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>2</sub>: 150 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>3</sub>: 225 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, T<sub>4</sub>: 300 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>



Sabe-se que teores de PB inferiores a 7% são limitantes à produção animal, causando menor consumo voluntário, redução na digestibilidade e balanço nitrogenado negativo (Machado *et al.*, 1998). Com base nessa afirmação, pode-se constatar que o capim-mombaça atenderia satisfatoriamente os requerimentos mínimos desse nutriente, para ruminantes, em qualquer dos tratamentos aplicados (Tabela 11). Cabe ressaltar que, embora não fossem significativos os diferentes níveis de proteína bruta encontrados, a forrageira que recebeu maiores dosagens de esgoto sanitário tendeu a apresentar maior concentração proteica (Tabela 11).

Os teores de cálcio e magnésio, a partir do segundo corte do capim, ficaram dentro da faixa considerada por Malavolta *et al.* (1997), que variam entre 0,4 a 1,02 dag kg<sup>-1</sup> e 0,12 a 0,22 dag kg<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 11).

Segundo Malavolta *et al.* (1997), as concentrações foliares de Fe devem estar na faixa de 100 a 150 mg kg<sup>-1</sup>. No primeiro corte, as concentrações de ferro nos tecidos foliares estiveram abaixo dos recomendados nos diferentes tratamentos aplicados, provavelmente em função do pH final do solo, visto que, em meio ácido, torna-se difícil a disponibilidade de Fe e, conseqüentemente, sua absorção pela planta (Tabela 11).

Segundo Malavolta *et al.* (1997), as concentrações de Mn variam de 80 a 100 mg kg<sup>-1</sup> e as de Zn de 20 a 25 mg kg<sup>-1</sup>. As concentrações encontradas no capim nos diferentes cortes não atingiram as faixas apresentadas pelos autores anteriormente citados. Para o cultivo do capim, não foi utilizada adubação com micronutrientes, o que pode explicar as baixas concentrações de Mn e Zn, visto ser um solo pobre no que se refere a esses nutrientes.

Assim como as concentrações de Mn e Zn no tecido foliar, observaram-se baixos teores de cobre nas folhas do capim-mombaça, valores abaixo daqueles descrito como normais por Malavolta *et al.* (1997), que estão na faixa de 7 a 10 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 11).

O capim-mombaça cultivado com a aplicação de ETPES não sofreu alterações significativas nas concentrações de nutrientes (fósforo, cálcio, potássio e magnésio), quando comparado ao cultivado sem a aplicação do ETPES. Verificou-se tendência de decréscimo na concentração de P com o envelhecimento da planta, possivelmente devido ao fato de a sua atividade metabólica reduzir com a idade.

Em relação à concentração de sódio na folha do capim, no primeiro corte, apenas o tratamento que recebera maior dose de ETPES diferiu estatisticamente dos demais. A partir do segundo corte, todos os tratamentos diferiram da testemunha, conforme pode ser observado na Tabela 11. No terceiro e no quarto corte, tratamentos que receberam maior dose de ETPES apresentaram maior teor de sódio na folha.

A utilização da água residuária não comprometeu a qualidade do capim-mombaça no que se refere aos metais pesados. Os demais metais, Cr, Pb, Ni e Cd, foram raramente detectados na folha do capim e, quando detectados, tinham concentrações muito baixas (Tabela 12).

Durante o período experimental de aplicação da ETPES no capim-mombaça, não foi observado nenhum tipo de deficiência nutricional nas plantas, as folhas inclusive apresentaram bom aspecto visual. A partir do segundo corte, as plantas do tratamento testemunha ( $T_0$ ) apresentaram-se com coloração verde mais claro, o que sugere deficiência nutricional, mas feitas as análises químico-bromatológicas, isso não ficou comprovado.

De acordo com os resultados observados, pode-se inferir que a fertirrigação com ETPES melhorou a qualidade da forragem, principalmente em função do aumento nas concentrações de proteína bruta e níveis satisfatórios de nutrientes nos diferentes cortes realizados.

#### **4.7 Contaminação por *E. coli***

Quanto aos aspectos sanitários do capim-mombaça fertirrigado com ETPES, não foi observada, nas plantas de nenhum tratamento aplicado, a presença de *E. coli* e coliformes e totais nas amostras coletadas, após sete dias de paralisação na aplicação de ETPES. Provavelmente, isso se deve ao fato de ter ocorrido em um período de altas temperaturas no local, efeito germicida dos raios ultravioleta, assim como a grande incidência de chuvas, o que parece ter contribuído para a não detecção de coliformes no tecido vegetal, mesmo no tratamento em que se aplicou a maior taxa de ETPES.

Tabela 12: Concentração de metais pesados (cádmio, cromo, cobre, níquel e chumbo) presentes no capim-mombaça em diferentes cortes

Tratamentos	Concentração (mg kg <sup>-1</sup> )				
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
	1º Corte				
T0 (controle)	2,15 ± 2,12	132,07 ± 24,35	934,82 ± 165,41	0,93 ± 0,40	19,90 ± 15,90
T1	0,30 ± 0,01	28,40 ± 4,74	220,90 ± 16,75	0,70 ± 0,17	5,46 ± 2,02
T2	0,40 ± 0,11	71,47 ± 19,61	681,35 ± 133,58	0,90 ± 0,49	7,45 ± 1,74
T3	0	18,45 ± 6,01	255,00 ± 39,68	1,7 ± 1,52	2,45 ± 0,33
T4	0,30 ± 0,01	31,40 ± 4,98	264,77 ± 58,85	2,43 ± 1,10	10,42 ± 2,65
	2º Corte				
T0 (controle)	2,05 ± 0,86	16,58 ± 2,21	2,08 ± 0,83	5,9 ± 0,80	24,48 ± 1,81
T1	1,58 ± 0,43	14,53 ± 5,50	3,76 ± 1,60	5,23 ± 2,45	21,23 ± 3,82
T2	1,33 ± 0,24	18,48 ± 11,45	3,48 ± 1,62	3,08 ± 1,58	21,03 ± 2,77
T3	1,68 ± 0,25	18,40 ± 8,53	3,87 ± 1,72	3,30 ± 1,57	19,60 ± 6,60
T4	1,33 ± 0,76	11,80 ± 6,14	4,05 ± 0,35	2,43 ± 1,10	10,43 ± 2,66
	3º Corte				
T0 (controle)	1,52 ± 0,20	9,10 ± 4,36	10,35 ± 6,67	5,62 ± 0,25	6,75 ± 1,19
T1	1,4 ± 0,11	28,35 ± 9,62	6,40 ± 0,61	4,97 ± 1,65	10,27 ± 1,32
T2	1,32 ± 0,47	34,52 ± 6,50	5,40 ± 2,41	5,47 ± 1,55	10,20 ± 2,49
T3	1,28 ± 0,45	45,35 ± 7,23	4,40 ± 1,07	5,15 ± 1,61	11,28 ± 3,07
T4	1,10 ± 0,35	55,52 ± 7,44	5,40 ± 3,30	5,20 ± 2,19	6,58 ± 4,70
	4º Corte				
T0 (controle)	0,58 ± 0,43	33,97 ± 2,73	5,40 ± 0,76	2,22 ± 1,52	8,53 ± 5,68
T1	0,80 ± 0,70	32,53 ± 4,64	11,43 ± 7,87	3,43 ± 0,85	9,83 ± 4,72
T2	0,78 ± 0,33	17,17 ± 3,25	4,15 ± 1,16	3,90 ± 1,81	9,95 ± 1,94
T3	0,83 ± 0,47	20,05 ± 3,88	2,63 ± 1,03	1,75 ± 0,75	8,80 ± 4,81
T4	0,65 ± 0,31	37,37 ± 9,71	2,40 ± 1,45	2,60 ± 1,23	15,70 ± 4,90

Os valores representam a média, mais ou menos o desvio padrão de cada tratamento em diferentes cortes.

## 5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem concluir que:

- a aplicação do ETPES do CEULP-ULBRA aumentou a produtividade de matéria verde e matéria seca do capim-mombaça;
- em geral, não houve diferenças na composição químico-bromatológica do capim-mombaça ao serem aplicadas as diferentes taxas do ETPES;
- não houve contaminação do capim-mombaça por coliformes termotolerantes e totais, nos diferentes tratamentos aplicados;
- não houve influência da taxa de aplicação do ETPES na dispersividade de argila nas diferentes profundidades do solo;
- houve lixiviação de nitrato no perfil do solo. Sua maior concentração ocorreu na profundidade de 90 – 100 cm, nos diferentes tratamentos de aplicação do ETPES;
- a aplicação do ETPES apresentou potenciais riscos de salinização do solo, com aumento na RAS e na condutividade elétrica do extrato da pasta do solo saturado. Assim, ficou claro que a definição da taxa de sua aplicação no solo não pode ser baseada na necessidade hídricas da cultura e sim na quantidade de Na aportada ao solo.
- Taxas de EPTES que incorporem ao solo 150 kg de Na ha<sup>-1</sup>, já podem trazer problemas de saturação do complexo de troca com o Na.

## 6. REFERÊNCIAS

- ADÁMOLI, J.; MACEDO, J.; AZEVEDO, L. G.; NETTO, J. M. Caracterização da região dos cerrados. In: GOEDEBERT, W. J. (Ed.). **Solos dos cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. Nobel, EMBRAPA, São Paulo, p. 33-74, 1985.
- ALMEIDA NETO, O. B.; MATOS, A. T.; ABRAHÃO, W. A. P.; COSTA, L. M.; DUARTE, A. Influência da qualidade da água de irrigação na dispersão da argila de latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 1571-1581, 2009.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: APHA, 1998.
- ANDRADE NETO, C. O. O uso de esgoto sanitário e efluentes tratados na irrigação. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 9, 1991, **Anais...** NATAL - RN, CONIRD, 1991, p. 1961-2006.
- ANDRADE, I. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, J. A. A.; FREIRE M. B. G. S.; SANTOS, T. E. M. Impacto do reuso de efluentes de esgoto no lixiviado de solos cultivados com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9 (suplemento), p. 212-216, 2005, Campina Grande - PB, DEAg/UFCG.
- ARONONOVICH, S. O capim colônia e outros cultivares de *Panicum maximum* Jacq.: introdução e evolução no Brasil. In: SIMPÓSIOS SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 12., Piracicaba, 1995. **Anais....** Piracicaba. FEALQ, 1995. p. 1-20.
- ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wasterwater reclamation, recycling and reuse: past, present and future. **Water Science and Technology**, 33 (10-11), 1996, p. 1-14.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.

- AZEVEDO NETTO, J. M. **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. 2. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987. 549p.
- BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E.C. **Manual de Irrigação**. 8. ed. Viçosa, Impr. Universitária, 2008. 625p.
- BEVILACQUA, P. D; BASTOS, R. K. X; PINTO, P. S. A; TAKARABE, J. M; BANDEIRA, M. L. Avaliação da qualidade sanitária de bovinos alimentados com forrageira irrigada com esgoto sanitário. CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. **Anais...** Joinville - SC. 2003.
- BITTON, G. **Wasterwater microbiology**. New York: Willey-liss, 1994. 478p.
- CHRISTOFIDIS, D. **Os recursos hídricos e a prática da irrigação no Brasil e no mundo**. Item, v. 49, p. 8-13, 2001.
- COSTA, S. N.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; RAMOS, V. B. N. Mobilidade de nitrato em coluna de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 2, p. 190-194, 1999.
- DANTAS NETO, JOSÉ et al. Influência da precipitação e idade da planta na produção e composição química do capim-buffel. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 9, 2000 .
- DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAM/CERH- MG**, n. 1, de 5 de maio de 2008.
- DUARTE, A. S.; AIROLDI R. P. S.; FOLEGATTI M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M, Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, Campina Grande - PB, maio/jun. 2008.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA) **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1998. 412p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análises do solo**. 2. ed.. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análises do solo**/Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro, 1999.
- ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, 2008.
- FALKINER, R. A.; SMITH, C. J. Changes in soil chemistry in influency in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. **Australian Journal of Soil Research**, v. 35, p. 131-147, 1997.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991.
- FERREIRA, C. D. **Fertirrigação do cafeeiro com esgoto doméstico: risco de salinização e contaminação do solo**. 2008. 58f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG.
- FONSECA, P. P. S. **Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método do escoamento superficial utilizando o capim – coastcroos (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)** 2000. 133f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG.
- FONSECA, P. P. S. **Tratamento de esgoto doméstico por disposição no solo**. Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM, Belo Horizonte, MG, 39 p. 2005.
- FREITAS, K. R.; ROSA, B.; RUGIERRO, J. A.; NASCIMENTO, J. L.; HEINEMAN, A. B.; MACEDO, R. F.; NAVES, M. A. T.; OLIVEIRA, I. P. Avaliação da composição químico-bromatológica do capim-mombaça (*Panicum maximum* Jacq.) submetido a diferentes doses de nitrogênio. **Biosci Journal**. , Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 1-10, jul./set. 2007.
- GARCIA, G. O.; GONÇALVES, I. Z.; MADALÃO J. C.; NAZÁRIO, A. A.; BRAGANÇA, H. N. Características químicas de um solo degradado após aplicação de lodo de esgoto doméstico. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável de Agricultura Alternativa**, Mossoró - RN, v. 4 n. 2, p. 1-12 abr./jun. 2009.

- GLOAGEN, T. V.; FORTI, M. C.; LUCAS, Y.; MONTES, C. R.; GONÇALVES, R. A. B.; HERPIN, U.; MELFI, A. J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 88 p. 119-131, 2007.
- HACKER, J. B.; JANK, L. Breeding tropical and subtropical grasses. In: CHERNEY, J. H.; CHERNEY, D. J. R. (Ed.). **Grass for dairy cattle**. Cambridge: CAB Publishing, 1998. Cap. 3, p. 49-71.
- HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, v. 7 n. 4, p. 75- 95, out./dez. 2002.
- JANK, L. Melhoramento e seleção de variedade de *Panicum maximum*. In: Simpósio sobre manejo da pastagem. Tema: O capim colômbio, 12,1995, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1995. p. 245-247.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. v. 1.
- KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUZZANI, I. N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system in Benslimane (Morocco). **Urban Water**, v. 4, p. 373-378, 2002.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos: Rimas Artes e Textos, 2006. 531p.
- LAVRES JUNIOR, J. **Combinações de doses de nitrogênio e potássio para o capim-mombaça. 2001**. 101 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba- S.P.
- LÉON S. G.; CAVALINNI, J. M. **Tratamento e uso de águas residuárias industriais**. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1999. 110p.
- LIMA, S. M. S.; HENRIQUE, I. N.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; ARAÚJO H. W. C. Qualidade sanitária e produção de alface irrigada com esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9 (suplemento), p. 21-25, 2005, Campina Grande - PB, DEA/UFCG.



- MACEDO, M. C. M. Pastagens no ecossistema cerrados. SIMPÓSIO SOBRE PASTAGENS NOS ECOSSISTEMAS BRASILEIROS. **Anais...** Brasília: EMBRAPA, 1995. p. 28-62.
- MACHADO, A. O.; CECATO, U.; MIRA, R.T.; PEREIRA, L. A.; DAMASCENO, J. C. Avaliação da composição química e digestibilidade in vitro da matéria seca de cultivares e acessos de *Panicum maximum* Jacq sob duas alturas de cortes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.27, n.5, p.1057 – 1063, out 1998.
- MALAVOLTA, E.; KLIEMANN, H. J. **Desordens nutricionais no cerrado**. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fósforo – POTAFOS. Piracicaba, 1985. 136p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações**. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fósforo- Potafós. 2. ed. Piracicaba, 1997. 319p..
- MARQUES, M. O.; CORAUCCI FILHO, B.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T.; LIMA, V. L. A. de; ANDRADE NETO, C. O.; MENDONÇA, F. C.; MARQUES, P. A. A.; MARQUES, T. A.; BELLINGIERI, P. H.; VAN HAANDEL, A. C. Uso de esgotos tratados em irrigação: aspectos agronômicos e ambientais. In: BASTOS, R. K. X. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003. p. 61-118.
- MARTHA JÚNIOR, G. B. **Produção de forragem e transformações do nitrogênio do fertilizante em pastagem irrigada de capim Tanzânia**. 2003. 149f. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- MATOS, A. T. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3., Viçosa: UFV; **Anais...** 2003. 392p.
- MATOS, A. T. **Disposição de águas residuária no solo**. Viçosa: AEAMG/DEA/UFV, caderno didático n. 38, 141p., 2007.
- MATOS, A. T.; 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, jan./mar., 2004.

- MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. V. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos e despolpa dos frutos do cafeeiro.** Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas do estado de Minas Gerais. 2003. 68p. (Boletim Técnico n. 7).
- MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N. **Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquido de suínos ou compostos orgânicos no solo.** In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1995, Ponte Nova: EPAMIG; CRZM, 1996. p. 24-34.
- MEDEIROS, S. de S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SOUZA J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9. n. 4. p. 603-612, 2005.
- MEDEIROS, S. S. **Alterações físicas e químicas do solo e estado nutricional do cafeeiro em resposta à fertirrigação com água residuária de origem doméstica.** 2005. 114f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa MG.
- MENDONÇA, E. de S.; MATOS, E. da S. **Matéria orgânica no solo: métodos de análises.** Viçosa, 2005. 77p.
- METCALF e EDDY, I. **Wasterwater Engineering** - Treatment, Disposal and reuse. 3. ed. revisada por G. Tchobanoglous, F. L. Burton. McGraw-Hill, Inc., Estados Unidos. 1991. 1334p.
- 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 University Press. v. 6, 1997, p. 110-119.
- MONTES, C. R.; FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; SANTOS, A. P. R.; GLOAGUEN, T.; FORTI, M. C.; PIVELLI, R. Agricultural use of estabilization pond effluent: a case study in the city of Lins (SP, Brasil). In: Internacional Meeting of International Humic Substances Society, 12, 2004, São Pedro. **Resumos...** São Pedro: EMBRAPA 2004, v. 1. p. 732-734.

- MULLER, M. S.; FANCELLI, A. L.; NETO, D. D.; GARCIA A. G.; OVELEJO, R. F. L. Produtividade do *Panicum maximum* cv . Mombaça irrigado, sob pastejo rotacionado. **Scientia Agrícola**, v. 59, n. 3, p. 427-433, jul./set. 2002.
- NUVOLARI, A. **Esgotos Sanitários** – Coleta Transporte Tratamento e Reuso Agrícola. São Paulo, FATEC – SP:Edgar Blucher, 2003. 519p.
- ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD - OMS. **Guias para la calidad del agua potable**. 2. ed. Genebra: OMS, 1995.195p. v. 1.
- PADOVESE, P. P. **Movimento e perdas de nitrogênio e potássio num solo com cana-de-açúcar (*Saccharum ssp.*)**. 1988. 119f. Dissertação (Mestrado em Agrometeorologia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- PEREIRA, J. PERES, J. R. R. Manejo da matéria orgânica. In: GOEDERT, W. J. (Ed.). **Solos dos cerrados: tecnologia e estratégias de manejo**. Nobel, EMBRAPA, São Paulo, 1985. p. 261-284.
- PESCOD, M. B. Wasterwater treatment and use in agriculture. **Irrigation and Drainagem Paper**, n. 47, FAO, Rome, 125p., 1992.
- PINHEIRO, V. D. **Viabilidade econômica da irrigação de pastagem de capim Tanzânia em diferentes regiões do Brasil**. 2002. 85f. Dissertação (Mestrado em Irrigação) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- PIZARRO, F. **Riegos localizados de alta frecuencia**. 2. ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1990. 417p.
- RENGASAMY, P.; OLSSON, K. A. Irrigation and sodicity. **Australian Journal of Agriculture Research**, v. 31, p. 821-837, 1993.
- RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: US Department of Agriculture, 1954. 160p. USDA Agricultural Handbook.
- ROCHA, R. E. M. da; PIMENTEL, M. S.; ZAGO, V. C. P. Avaliação de biossólido de águas servidas domiciliares como adubo em couve. **Pesquisas Agropecuárias Brasileiras**, v. 38, n. 12, p.1435-1441. 2003.

- ROSSI, P.; MIRANDA, H. J.; DUARTE, N. S.; **Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas.** *Eng. Agrícola*, v. 27, n. 3, Jaboticabal – SP, 2007.
- SANTOS, S. S. **Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo.** 2004. 70f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG.
- SANTOS, S. S.; SOARES A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C.; BATISTA, R. O. Efeito da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características do solo. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 14, n. 1, p. 32-38, jan./mar., 2006.
- SAVIDAN, Y. H.; JANK, L.; COSTA, J. C. J. **Registro de 25 acessos de Panicum maximum.** Campo Grande- MS. EMBRAPA – CNPQC, 1990. Gado de Corte, 68p.(EMBRAPA-CNPQC - Documentos 44).
- SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizantes. **Dia de campo sobre manejo e utilização de dejetos de suínos.** Concórdia - SC. 1994. Concórdia: EMBRAPA-CNPS, 1994, p.33-38. (EMBRAPA- CNPS - Documentos 32).
- SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P. R.; MOREIRA, D. A. **Disponibilidade de sódio em solo cultivado com capim tifton e submetido à aplicação de percolato de resíduo sólido urbano.** (No prelo).
- SILVA, J. P.; HESPANHOL, I. Reuso da água: efluentes tratados como água de processo na indústria de curtimento de couros - estudo de caso: ETA Franca (SABESP) - Distrito Industrial de Franca. In: V Simpósio de Gerenciamento Ambiental na Indústria. 2002. São Paulo. **Anais...** NISAM, 2002. p. 1-14.
- SILVA, M. S.; COSTA L. A. M.; BENINCASA, M. J. R. J de L. Avaliação das perdas de nitrato em solo irrigado a diferentes quantidades de radiação solar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 1, p. 82-88, 1999, Campina Grande - PB, DEAg/UFPB.

- SILVA, S. C. Condições edafo-climáticas para a produção de *Panicum* sp. In: Simpósio sobre manejo da pastagem. Tema: O capim colônia, 12., 1995, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1995. p. 129-146.
- SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias**. Lodo de esgotos. Tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. p. 484, v. 6, 2001.
- SOUZA, J. A. A. **Uso de água residuária de origem doméstica na fertirrigação do cafeeiro**: efeitos no solo e na planta. 2005. 160f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG.
- TEODORO, R. E. F. Pastejo irrigado e pivô central. In: SIMPÓSIO GOIANO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE BOVINOS DE CORTE, 4., 2002, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Colégio Brasileiro de Nutrição Animal, 2002. p. 147-158.
- TOZE, S. Reuse of effluent water – benefits and risks. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 80, p. 147-159, feb., 2006.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Process design manual** - land treatment of municipal wastewater. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1981. 625p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Guidelines for water reuse**. U.S. EPA, Offices of water and wastewater and compliance (Ed.). U.S.EPA, Washington. 2004
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV. **Sistema de análises estatísticas e genéticas - SAEG**. Versão 9.1. Viçosa, MG, 2006. 142p.
- VAN DER HOEK, W.; HASSAN, U. M.; ENSINK, J. H. J.; FEENSTRA, S.; RASCHIDSALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. **Urban wastewater**: a valuable resource for agriculture. A case study from Horoonabad, Pakistan. Research Report 63. Colombo, Sri Lanka: Internacional Water Management Institute, 2002.

VILAS BOAS R. L.; SOUZA, T. R.. **Fertirrigação: Uso e Manejo. I Simpósio em sistemas agrosilvipastoris no semi-árido** - PPGZ/CSTR/UFCG - 5 a 7 de maio de 2008.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte. DESA/UFMG, 2005. 211p.

WHO, **Health Guidelines for th use of wasterwater in agriculture and aquaculture**. Geneva, Technical Report Serie n. 74. World Health Organization, 2004.