

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE
APLICAÇÃO DE ESGOTO BRUTO PARA
FERTIRRIGAÇÃO DE CAPIM ELEFANTE

Marcus Vinícius Araújo Marques

Belo Horizonte

2021

Marcus Vinícius Araújo Marques

AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE APLICAÇÃO DE ESGOTO BRUTO PARA FERTIRRIGAÇÃO DE CAPIM ELEFANTE

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, Prevenção e Controle da Poluição

Orientador: Antonio Teixeira de Matos

Coorientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2021

M357a

Marques, Marcus Vinícius Araújo.

Avaliação de estratégias de aplicação de esgoto bruto para fertirrigação de capim elefante [recurso eletrônico] / Marcus Vinícius Araújo Marques. - 2021.

1 recurso online (xiv, 105 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Coorientador: Marcos Von Sperling.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 93-105.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento- Teses.
3. Fertirrigação - Teses. 4. Microorganismos do solo - Teses.
5. Química do solo - Teses. I. Matos, Antonio Teixeira de.
II. Von Sperling, Marcos. III. Universidade Federal de Minas Gerais.
Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
[ESCOLA DE ENGENHARIA]
COLEGIADO DO CURSO DE GRADUAÇÃO / PÓS-GRADUAÇÃO EM [SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E
RECURSOS HÍDRICOS]

FOLHA DE APROVAÇÃO

["AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE APLICAÇÃO DE ESGOTO BRUTO PARA
FERTIRRIGAÇÃO DE CAPIM ELEFANTE"]

[Marcus Vinícius Araújo Marques]

Tese de Doutorado] defendida e aprovada, no dia [02 de agosto de 2021], pela Banca Examinadora designada pelo [Colegiado do Programa de Pós-Graduação **EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**] da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

[Prof. Dr. André Pereira Rosa] - **Membro Externo**]

[UFV]

[Prof. Dr. Ronaldo Fia] - **Membro Externo**]

[UFLA]

[Prof. Dr. Fernando Colen] - **Membro Interno**]

[UFMG]

[Prof. Dr. Eduardo Coutinho de Paula, **Membro Interno**]

[UFMG]

[Prof. Dr. Marcos von Sperling - **Orientador**]

[UFMG]

APROVADA PELO COLEGIADO DO PPG SMARH

Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima - Coordenadora

Belo Horizonte, 02 de agosto de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **Ronaldo Fia, Usuário Externo**, em 03/08/2021, às 14:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcos Von Sperling, Professor do Magistério Superior**, em 03/08/2021, às 15:50, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Coutinho de Paula, Professor do Magistério Superior**, em 03/08/2021, às 15:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fernando Colen, Membro**, em 03/08/2021, às 21:58, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **André Pereira Rosa, Usuário Externo**, em 06/08/2021, às 14:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 14/10/2021, às 13:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0867108** e o código CRC **8F9B8C13**.

“Todo fracasso traz consigo a semente de um sucesso equivalente ou maior” - “Se é verdade, e se é de coração, vai acontecer!”

Napoleon Hill

AGRADECIMENTOS

Ao professor Antonio Matos (*in memoriam*) por ter aceitado me orientar nesta jornada, onde por força do destino, não se encontra mais entre nós. O mestre deixou uma grande herança para a ciência deste país, no qual tive o prazer de compartilhar durante o doutoramento. Ao professor Marcos von Sperling pela coorientação, que foi de fundamental importância nesta jornada final.

A todos os amigos do Programa SMARH, que foram minha família desde a minha chegada a cidade de Belo Horizonte, amigos estes que levarei para vida de forma presente e em minhas melhores memórias.

A todo o corpo docente do programa SMARH, com quem tive o prazer de adquirir conhecimento de fundamental importância para minha formação.

Aos alunos de Iniciação Científica que passaram por este projeto, que foram de suma importância para a conclusão deste trabalho, em especial ao Thiago.

Ao suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pelo Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETEs Sustentáveis (INCT). Ao suporte técnico da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA).

Gostaria de agradecer à duas famílias que tratarei aqui pelos sobrenomes. Primeiramente à família “Rodrigues e Braga” representados por Claudete e Júlio que considero também como minha família, e que foram de fundamental importância para a minha formação como pessoa e como profissional movido pelo exemplo de retidão e entrega ao ensino deste país.

Gostaria de agradecer também à família “Lemos e Rocha”, representados aqui por Cláudia e Antônio, que me acolheram e trouxeram o aconchego de uma família nos momentos difíceis, de muita incerteza e dor. Gostaria de deixar um agradecimento especial, para minha parceira Pâmella pelo carinho e paciência nesta reta final.

Por fim, gostaria de agradecer aos meus pais Ilza e Valdomiro, que me garantiram a certeza e a tranquilidade de ter um lar amoroso, motivo pelo qual acordo e continuo lutando todos os dias.

Meus sinceros agradecimentos a todos os aqui citados e também aos não citados, mas que de alguma forma contribuíram nessa jornada, sem vocês nada disso seria possível.

RESUMO

A forma e a dose de aplicação de esgoto sanitário bruto (EB) na fertirrigação de culturas agrícolas devem ser adequadas para que o processo seja sustentável, eficiente e proporcione pleno e saudável desenvolvimento das plantas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da forma de aplicação do EB em sulcos de fundo nivelado, com extremidades fechadas, na qualidade ambiental do meio físico e biótico em sistema de fertirrigação com capim-elefante. A fertirrigação do capim-elefante com EB ocorreu por três anos ininterruptos, tendo sido a dose de aplicação de EB estabelecida em função da quantidade de sódio (Na) aportada ao solo ($300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). No planejamento experimental, foram estabelecidos quatro tipos de tratamentos, nos quais, em duas parcelas as plantas receberam EB e complemento da demanda hídrica com água da rede de abastecimento público (ARA), com e sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos (TFA e TFN, respectivamente). Como controle, foram estabelecidas duas parcelas experimentais, nas quais as plantas receberam adubação mineral (N, P e K) convencional (AMC), sendo o capim irrigado com ARA, com e sem alternância na posição de aplicação da água nos sulcos (TWA e TWN, respectivamente). Constataram-se maiores produtividades média de matéria seca ($29,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e, conseqüentemente, maior extração média de macronutrientes pelas plantas submetidas ao TWA ($688, 102$ e $508 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N, P e K, respectivamente), sendo superiores às obtidas nos outros tratamentos. A forma convencional de aplicação do EB nos sulcos (aplicação apenas no início dos sulcos referente ao TFN) proporcionou aumento no teor de NT e Na no solo da região inicial dos sulcos e o inverso nos teores de P e K. A alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos proporcionou melhorias, do ponto de vista agrônômico e de sustentabilidade do sistema, em razão da melhor distribuição dos nutrientes na área, além de não ocasionar a persistência de organismos patogênicos no solo. A composição bacteriana do solo apontou uma predominância no filo das *Proteobacterias* em todos os tratamentos estudados. Por fim, foi possível estabelecer critérios simplificados para definição da dose de EB em função das características do meio e da quantidade de Na aportado.

Palavras-chave: fertirrigação por sulcos, esgoto sanitário bruto, química do solo, capacidade de extração das plantas, microbiologia do solo.

ABSTRACT

The form and dose of application of raw sanitary sewage (RS) in the fertigation of agricultural crops should be adequate so that the process is sustainable, efficient and provides full and healthy plant development. The objective this work was to evaluate the influence of RS application form in level bottom furrows, with closed ends, on environmental quality of physical and biotic environment in a fertigation system with elephant grass. Elephant grass fertigation with RS occurred for three uninterrupted years, and the RS application rate was established as function of the amount of sodium (Na) added to the soil ($300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). In the experimental planning, four treatments were established, in two plots the plants received RS and complement the water demand with water from the public supply network (WS), with and without alternating the position of RS application in the furrows (TFA and TFN, respectively). Two experimental control plots were established, in which the plants received mineral fertilization (N, P and K) conventional (MF), and the grass was irrigated with WS, with and without alternating the position of water application in the furrows (TWA and TWN, respectively). Higher average dry matter yields ($29.9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and, consequently, higher average macronutrient extraction by plants submitted to TFA (688, 102 and $508 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ were of N, P and K, respectively), being superior to those obtained in the other treatments. The conventional way of applying RS in the furrows (application only at the beginning of the furrows referring to TFN) provided an increase in the NT and Na content in the soil of the initial region of the furrows and the opposite in the contents of P and K. The alternation in the position of RS application in the furrows provided improvements, observing the agronomic factor and the sustainability of the system, due to the better distribution of nutrients in the area, in addition to not causing the persistence of pathogenic organisms in the soil. The bacterial composition of the soil showed a predominance in the phylum of *Proteobacteria* in all studied treatments. It was possible to establish simplified criteria for defining the dose of EB as a function of the characteristics of the environment and the amount of Na supplied.

Key words: fertigation, raw sewage, soil chemistry, plant extraction capacity, soil microbiology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Probabilidade média de infecção por patógenos (<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i> e Rotavírus) após a ingestão de culturas fertirrigadas com águas contaminadas (Pinf = probabilidade de infecção). Fonte: OMS (2006).....	45
Figura 2 - Fluxograma das etapas da experimentação, desde a escolha do local até a etapa de operação do sistema.....	50
Figura 3 - Localização da ETE - Onça.	51
Figura 4 - Vista do perfil do solo, com destaque à ausência de horizontes após diagnóstico. .	53
Figura 5 – Croqui do experimento, com destaque para os locais de amostragem da parte aérea da planta e do solo.	54
Figura 6 – Fluxograma no qual estão apresentadas as etapas previstas para atendimento dos objetivos específicos da pesquisa.	55
Figura 7 - Fluxograma no qual estão apresentadas as etapas das análises moleculares nas amostras de solo para identificação da comunidade microbiana. Fonte: Figueiredo (2019) modificado.....	60
Figura 8 - Produtividade média de matéria seca e capacidade média de extração de nutrientes pela parte aérea do capim-elefante, ao longo dos 3 anos de experimentação.	64
Figura 9 - Teor de nitrogênio total (NT) na camada superficial (0 - 0,2 m) do solo, considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.....	73
Figura 10 - Teores de fósforo disponível (P), na camada superficial (0 - 0,2 m) do solo, considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.....	76
Figura 11 - Teor de potássio disponível (K) na camada superficial do solo (0 - 0,2 m), considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.....	78
Figura 12 - Teor de sódio disponível (Na) na camada superficial do solo (0 - 0,2 m), considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.....	79
Figura 13 - Potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e matéria orgânica (MO) na camada superficial do solo (0 - 0,2 m), considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).....	81

Figura 14 - Teor de nitrogênio total (NT) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).	82
Figura 15 - Teor de fósforo disponível (P) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).	84
Figura 16 - Teor de potássio disponível (K) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).	85
Figura 17 - Teor de sódio disponível (Na) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).	86
Figura 18 - Diagrama de Venn mostrando as unidades taxonômicas (UTO) bacterianas comuns e exclusivas do solo receptor de esgoto sanitário bruto (EB), solo receptor de adubação mineral (TW) e do solo controle (TSC).	91
Figura 19 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de filo do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC). ..	93
Figura 20 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de classe do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC). ..	95
Figura 21 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de ordem do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC). ..	96
Figura 22 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de gênero do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC). ..	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Referências para utilização de águas residuárias na agricultura, conforme estabelecido pela Organização Mundial de Saúde de 1989.....	24
Tabela 2 - Padrões de qualidade microbiológica para reúso na modalidade agrossilvipastoril.	25
Tabela 3 - Referências para utilização de águas residuárias de forma irrestrita para os estados da Califórnia e Flórida, nos EUA.	25
Tabela 4 - Variáveis adotadas na legislação do México para utilização de águas residuárias na agricultura.....	27
Tabela 5 - Referências para utilização de águas residuárias na agricultura da Espanha.	27
Tabela 6 - Níveis de Coliformes Termotolerantes utilizados com parâmetro para utilização de águas residuárias domésticas na agricultura do Peru.....	29
Tabela 7 - Referências para utilização de águas residuárias na agricultura da França.....	29
Tabela 8 - Tabela resumo de trabalhos publicados sobre o tema da tese, observando o tipo de água residuária, a cultura utilizada, a forma de aplicação e os principais resultados.....	34
Tabela 9 - Caracterização química, física e físico-hídrica inicial nas diferentes profundidades do solo.	51
Tabela 10 - Temperatura média mensal ($T_{m\acute{e}dia}$), umidade relativa média mensal ($UR_{m\acute{e}dia}$), precipitação acumulada mensal média (Pr) e irrigação total necessária média semanal ($ITN_{semanal}$) para os três anos de cultivo do capim-elefante.....	57
Tabela 11 - Concentração média de sódio (Na) e macronutrientes (N, P e K) no esgoto sanitário e quantidades aplicadas via fertirrigação e adubação mineral convencional, nas parcelas experimentais, durante os três anos de experimentação.	62
Tabela 12 - Teor de macronutrientes na parte aérea do capim-elefante por unidade de massa de seca (MS).....	67
Tabela 13 – Produtividade média de matéria seca e extração de macronutrientes pelas plantas, em função do comprimento da área, para os diferentes tratamentos a que foram submetidos, ao longo dos 3 anos de experimentação.	68
Tabela 14 - Análise de regressão linear dos dados de produtividade de matéria seca (MS) e de capacidade de extração de macronutrientes pelas plantas submetidas à fertirrigação com esgoto sanitário bruto (y) em função do comprimento da área em metros (x).	71
Tabela 15 - Resultados das análises microbiológicas (<i>E. coli</i> e <i>Salmonella spp.</i>) efetuadas em amostras de solo compostas na camada superficial no fundo dos sulcos (0 - 5 cm), realizadas	

em três semanas subsequentes ao término de aplicação de esgoto sanitário bruto (EB) na área, após três anos de aplicação do EB.....	87
Tabela 16 - Estimativa da riqueza (Chao1) e índices de diversidade (Shannon e Simpson) do sequenciamento de RNAr 16S, a partir da análise de sequenciamento <i>Illumina</i> , em solo receptor de esgoto sanitário bruto (EB) após 2,5 anos de experimentação.	90
Tabela 17 - Contagem das unidades taxonômicas operacionais (UTO) de bactéria em nível de filo no solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).....	93
Tabela 18 - Contagem das unidades taxonômicas operacionais (UTO) de bactéria em nível de classe pertencente ao filo <i>Proteobacterias</i> no solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).	95
Tabela 19 - Teores médios de Sódio (Na) em função da profundidade após 3 anos de aplicação de esgoto sanitário bruto.....	100
Tabela 20 - Dados de entrada do modelo proposto para definição da dose de esgoto sanitário bruto (EB) em função da concentração de sódio (Na).....	101
Tabela 21 - Dose de esgoto doméstico sanitário total (EB) utilizando o modelo proposto (Equação 7) em função de diferentes cenários para capacidade de troca catiônica potencial do solo (CTC_{pot}) e teor de sódio do solo (Na^{+}_{atual}), utilizando EB com concentração média de 70 mg L ⁻¹ de sódio (Na^{+}_{esg}).....	101
Tabela 22 - Tempo total permitido para aplicação de 4.286 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹ de esgoto sanitário bruto (EB) utilizando o modelo proposto (Equação 6), respeitando a dose máxima de 300 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ de Na em função de diferentes cenários para capacidade de troca catiônica potencial do solo (CTC_{pot}) e teor de sódio do solo (Na^{+}_{atual}) utilizando EB com concentração média de 70 mg L ⁻¹ de sódio (Na^{+}_{esg}).....	102
Tabela 23 - Dose total de sódio suportada por sistemas de fertirrigação utilizando o modelo proposto (Equação 7) em função de diferentes cenários para capacidade de troca catiônica potencial do solo (CTC_{pot}) e teor de sódio do solo (Na^{+}_{atual}) utilizando EB com concentração média de 70 mg L ⁻¹ de sódio (Na^{+}_{esg}).....	102

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AMC	Adubação Mineral Convencional
ARA	Água da Rede de Abastecimento
Ca	Cálcio
CE	Condutividade Elétrica
CTC _{pot}	Capacidade de Troca Catiônica Potencial
EB	Esgoto Sanitário Bruto
K	Potássio
KT	Potássio Total
Mg	Magnésio
MMNa	Massa molar do sódio
MO	Matéria Orgânica
MS	Matéria Seca
N	Nitrogênio
Na	Sódio
Na ⁺ _{atual}	Teor de Na atual do solo
Na ⁺ _{crítico}	Teor de Na crítico no solo
Na ⁺ _{esg}	Concentração de sódio no EB
NT	Nitrogênio Total
OMS	Organização Mundial da Saúde
P	Fósforo
P _{lixiviado}	Porcentagem de Na lixiviado
PST	Porcentagem de Sódio Trocável
PST _{crítico}	Porcentagem de Sódio Trocável crítico do solo
PT	Fósforo Total
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
TF	Tratamento com amostras TFN e TFA
TFA	Tratamento fertirrigado com esgoto sanitário bruto com alternância no sentido do escoamento
TFN	Tratamento fertirrigado com esgoto sanitário bruto sem alternância no sentido do escoamento
TSC	Tratamento do solo controle
TW	Tratamento com amostras TWN e TWA
TWA	Tratamento com adubação mineral com alternância no sentido de escoamento da água de irrigação
TWN	Tratamento com adubação mineral sem alternância no sentido de escoamento da água de irrigação
UTO	Unidades Taxonômicas
V _s	Volume de solo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
3	REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1	MOTIVAÇÃO DO USO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	20
3.2	FERTIRRIGAÇÃO DE CULTURAS AGRÍCOLAS COM ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	20
3.3	LEGISLAÇÕES PARA UTILIZAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO NA AGRICULTURA	22
3.3.1	<i>Diretrizes da Organização Mundial de Saúde</i>	23
3.3.2	<i>Deliberação Normativa nº 65/2020 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais</i> 24	
3.3.3	<i>Estados Unidos</i>	25
3.3.4	<i>México</i>	26
3.3.5	<i>Espanha</i>	27
3.3.6	<i>Peru</i>	28
3.3.7	<i>França</i>	29
3.3.8	<i>Observação geral sobre as legislações</i>	30
3.4	EXEMPLOS DO USO AGRÍCOLA DE ESGOTO SANITÁRIO	30
3.4.1	<i>Estados Unidos</i>	30
3.4.2	<i>Pequim - China</i>	30
3.4.3	<i>Planície de Mashhad - Irã</i>	31
3.4.4	<i>Ilha Mauritius</i>	31
3.4.5	<i>Vale do Mezquital - México</i>	31
3.5	QUALIDADE DO ESGOTO SANITÁRIO PARA A AGRICULTURA.....	32
3.6	FERTIRRIGAÇÃO DE CULTURAS AGRÍCOLAS COM ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	34
3.6.1	<i>Produção de agrícola em áreas fertirrigadas com esgoto sanitário</i>	34
3.6.2	<i>Métodos utilizados na aplicação de águas residuárias no solo</i>	35
3.7	PRODUTIVIDADE E CAPACIDADE EXTRATORA DE MACRONUTRIENTES DO CAPIM-ELEFANTE COM APLICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	38
3.8	ALTERAÇÕES NA QUALIDADE DO SOLO EM DECORRÊNCIA DA APLICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO	39
3.8.1	<i>Alterações nas características químicas e físico-químicas do solo com aplicação de esgoto sanitário bruto</i>	39
3.8.2	<i>Alteração na comunidade microbológica do solo receptor de esgoto sanitário bruto</i>	42
3.8.3	<i>Sequenciamento massivo do gene RNAr 16S para identificação da composição microbológica do solo</i> 45	
3.9	CRITÉRIOS PARA DEFINIÇÃO DE DOSE DE APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM FUNÇÃO DO SÓDIO (NA) 46	
4	JUSTIFICATIVA	48
5	HIPÓTESES E PREMISSAS	49
6	MATERIAL E MÉTODOS	50

6.1	LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO	50
6.2	CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO SOLO	51
6.3	ASPECTOS RELATIVOS AO PREPARO DA ÁREA PARA FERTIRRIGAÇÃO POR APLICAÇÃO EM SULCO	53
6.4	PLANTIO, ADUBAÇÃO E TRATOS CULTURAIS	54
6.5	FLUXOGRAMA DAS ETAPAS REALIZADAS NESTE PROJETO	55
6.6	TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	55
6.7	MANEJO DA FERTIRRIGAÇÃO	56
6.8	MANEJO DO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO COMPLEMENTAR.....	56
6.9	CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO BRUTO APLICADO	57
6.10	AVALIAÇÃO DA PRODUTIVIDADE E CAPACIDADE EXTRATORA DE NUTRIENTES PELA CULTURA (OBJETIVO 1) 58	
6.11	AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO SOLO RECEPTOR DE ESGOTO SANITÁRIO BRUTO (OBJETIVO 2)...	58
6.12	AVALIAÇÃO DE INDICADORES PATOGÊNICOS NO SOLO (OBJETIVO 3)	59
6.12.1	<i>Composição da comunidade microbiana por meio de sequenciamento massivo do gene RNAr 16S</i>	60
6.13	PROPOSIÇÃO DE CRITÉRIO SIMPLIFICADO PARA DEFINIÇÃO DA DOSE DE ESGOTO SANITÁRIO BRUTO EM FUNÇÃO DA QUANTIDADE DO SÓDIO (OBJETIVO 4).....	61
7	RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
7.1	APORTE DE NUTRIENTES AO SOLO EM VIRTUDE DA APLICAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO	62
7.2	PRODUTIVIDADE E EXTRAÇÃO DE NUTRIENTES PELO CAPIM-ELEFANTE	63
7.3	AVALIAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL DA QUALIDADE DO SOLO SUBMETIDO À APLICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	73
7.3.1	<i>Características químicas da camada superficial do solo</i>	73
7.3.2	<i>Características químicas em profundidade no solo</i>	82
7.3.3	<i>Avaliação da persistência de indicadores e patógenos no solo</i>	87
7.3.4	<i>Visão geral das estruturas da comunidade bacteriana do solo submetido à fertirrigação com esgoto sanitário bruto</i>	90
7.3.5	<i>Composição da comunidade bacteriana do solo submetido à fertirrigação com esgoto sanitário bruto</i>	92
7.3.6	<i>Proposta de critério simplificado para definição da dose de esgoto sanitário bruto em função da quantidade de sódio</i>	98
8	CONCLUSÕES	105
9	RECOMENDAÇÕES	107
10	REFERÊNCIAS.....	108

1 INTRODUÇÃO

Com a escassez de água que atinge grande parte do mundo, estratégias que reduzam a dependência de captação das águas de corpos hídricos superficiais e subterrâneos para diferentes usos vêm sendo discutidas e estudadas. A magnitude desse problema se amplia no meio rural, em razão do grande consumo de água na irrigação de culturas agrícolas, onde a utilização de águas residuárias considerada de menor qualidade ganha destaque.

O uso de esgoto sanitário bruto (EB) na fertirrigação é fonte de nutrientes para as plantas, possibilitando a redução na aplicação de adubos minerais em cultivos agrícolas (KIHILA et al., 2014), além de suprir parte das necessidades hídricas das plantas. O aproveitamento agrícola do EB está fundamentado na certeza de sua disponibilidade durante todo o ano, principalmente em regiões onde as comunidades são contempladas com rede de esgotamento sanitário, além de proporcionar redução nos custos de seu tratamento para lançamento em corpos hídricos (MOYO et al., 2015).

Contudo a sodificação do solo e, ou, das águas subterrâneas, tem sido relatada na literatura como resultado da aplicação de águas residuárias, como o esgoto sanitário, na fertirrigação de culturas agrícolas, uma vez que poderá concorrer para o acúmulo no solo e contaminação de águas subterrâneas com sódio (Na) e outros poluentes, se doses acima das recomendadas forem aplicadas (BLUM et al., 2012; FIRME, 2007; FONSECA et al., 2005; LEAL et al., 2009). Em contrapartida, estudos têm demonstrado que a dose de aplicação de EB no solo deve ser controlada, baseada na quantidade de sódio, sendo a dose estabelecida para aplicação de, no máximo, $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para que este elemento químico não seja aplicado em excesso, podendo vir a causar danos aos solos (MATOS; MATOS, 2017).

Do ponto de vista agrônômico, para que a prática da fertirrigação utilizando EB seja sustentável, torna-se necessário, no entanto, que se avaliem possíveis alterações nas características químicas, físicas e biológicas do solo (RUSAN et al., 2007; URBANO et al., 2017), uma vez que estas alterações podem ser resultantes da dose aplicada, da frequência de aplicação e da demanda nutricional da planta cultivada.

Diante dessas possibilidades, a engenharia de aplicação e o manejo dos sistemas são temas ainda dependentes de maior desenvolvimento tecnológico. Atualmente, as técnicas mais utilizadas de aplicação de águas residuárias no solo são as de aspersão, microaspersão e

gotejamento, sendo as formas de aplicação localizada, ou seja, de disposição dessa água próxima da base das planta, mais indicada quando existem riscos sanitários nessa atividade (BATISTA et al., 2014).

A irrigação por sulcos, embora seja considerada uma forma rudimentar de aplicação de água em culturas agrícolas, pode ser atualmente considerada, dentre as existentes, como a mais apropriada quando se trata de aplicação de águas residuárias brutas, por apresentar baixo risco de obstrução dos emissores pelos agentes químicos, físicos e biológicos, se comparada com a aplicação feita de forma localizada (ALUM et al., 2011; BATISTA et al., 2014; YAN et al., 2009). A fertirrigação por sulcos garante, ao mesmo tempo, uma maior segurança sanitária, no caso daquelas em que haja risco de contaminação das plantas/alimentos e dos operadores do sistema, se comparada com a aplicação por aspersão, por exemplo (AZEVEDO; SAAD, 2005; PESCOD, 1992).

Entretanto, a tecnologia de fertirrigação por sulcos apresenta problemas na distribuição eficiente dos nutrientes no solo, dificultando o manejo do sistema, o que tem demandado a dedicação de pesquisadores na proposição de recomendações para otimização dessa prática (BURGUETE et al., 2009; EBRAHIMIAN et al., 2014; PEREA et al., 2010; XU et al., 2013; ZHANG et al., 2012). Estudos mostram que a aplicação de nutrientes via fertirrigação por sulcos, na sua forma convencional, ou seja, mantendo-se a mesma posição de aplicação da água residuária nos sulcos, normalmente, proporciona o acúmulo desses nutrientes na região próxima ao início dos sulcos (ABBASI et al., 2003; EBRAHIMIAN et al., 2013; PLETSCHE, 2012).

No que se refere aos riscos sanitários, a persistência de microrganismos patogênicos aportados ao meio também tem sido motivo de preocupação. Neste sentido, atributos do solo como temperatura, teor de água, pH, composição do solo e presença de organismos competidores ditam o tempo de sobrevivência desses microrganismos no meio, devendo, por essa razão, serem monitorados (ESTRADA et al., 2004).

Outro importante ponto no dimensionamento e na observação da segurança do processo de fertirrigação com EB está na capacidade de extração de nutrientes do solo pelas plantas. Neste sentido, o corte frequente da parte aérea das plantas mantém sua necessidade nutricional alta, resultando numa condição de baixa disponibilidade dos elementos químicos no solo quando estes são absorvidos pelas plantas. O desequilíbrio desta função de demanda e oferta nutricional do sistema solo-planta pode causar a contaminação de águas subterrâneas e, ou, salinização do

solo. Inúmeros são os trabalhos que reportam a capacidade extratora de nutrientes do solo pelo capim-elefante (FAVARE et al., 2019; FLORES et al., 2012; FREITAS et al., 2019; MORAIS et al., 2009; RÊGO et al., 2010; SANTOS et al., 2012b), contudo, não estão associados à aplicação de EB nesse meio.

A capacidade extratora de macronutrientes pelo capim-elefante (espécie forrageira muito consumida pela pecuária brasileira) depende, principalmente, da fertilização do solo e do manejo da cultura (CARVALHO; ZEN, 2017; FONTOURA et al., 2015). A influência de diferentes doses de adubação, tipos de adubos aplicados, idades de corte, estação do ano, cultivares, dentre outras variáveis na produtividade desse capim tem sido abordada em diversos trabalhos (MARANHÃO et al., 2018; NEVES et al., 2018; SANT'ANA et al., 2018).

Sendo assim, este estudo traz uma perspectiva diferente e simples para esta discussão apresentada até aqui, sendo utilizada a fertirrigação em sulcos de extremidade fechada construídos em nível, aliados à alternância na posição da aplicação do EB, a fim de viabilizar melhor distribuição de nutrientes no solo, o que não se consegue na fertirrigação por sulcos de forma convencional.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral com a condução desta pesquisa foi avaliar a qualidade ambiental do sistema de área cultivada com capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) fertirrigado, por sulcos, com esgoto sanitário bruto (EB), por um período de três anos.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a influência da forma de aplicação do EB na produtividade de matéria seca e na remoção de macronutrientes (N, P e K) do capim-elefante, ao longo dos 3 anos de experimentação;
- Avaliar a distribuição dos nutrientes do EB no solo, quando aplicado em sulcos, na fertirrigação do capim-elefante, por um período de 3 anos;
- Avaliar a persistência de indicadores de contaminação patogênica presentes no solo e a diversidade microbiológica gerada com a aplicação do EB, via fertirrigação;
- Propor a definição da dose de EB utilizando critérios simplificados em função da quantidade de Na aportada ao sistema.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 *Motivação do Uso de Águas Residuárias*

Existe estreita dependência dos centros urbanos com as zonas rurais/interior dos municípios, pois são desses locais que provêm grande parte dos recursos consumidos, como água, energia, nutrientes e matérias primas, além de serem os receptores dos resíduos gerados nos centros urbanos (AGUDELO-VERA et al., 2012; HODSON et al., 2012).

Os recursos utilizados nos centros urbanos, normalmente, seguem o esquema denominado metabolismo linear urbano, onde existe uma grande entrada de insumos e recursos de alta qualidade, com uma saída de resíduos e águas residuárias de baixa qualidade aparente. Em contrapartida, existe o denominado metabolismo circular, que visa utilizar, recuperar e reciclar os resíduos e águas residuárias utilizados em função das atividades urbanas geradoras (WIELEMAKER; WEIJMA; ZEEMAN, 2018).

Neste sentido, das zonas rurais/interiores ocorre a constante retirada de insumos, na forma de consumíveis que acabam se tornando resíduos e águas residuárias e que, normalmente, não são reaproveitados. Contudo esta tendência vem mudando, passando-se a utilizar o conceito de metabolismos circular.

As águas residuárias geradas nos centros urbanos, em específico o esgoto sanitário, apresenta considerável carga orgânica, com diversos elementos químicos, dentre esses, elementos químicos essenciais para o desenvolvimento da agricultura (KIHILA et al., 2014). Esses atributos criam cenário favorável para a utilização dessa água residuária na agricultura, em virtude de sua disponibilidade o ano todo (MOYO et al., 2015).

3.2 *Fertirrigação de culturas agrícolas com águas residuárias*

Desde os primórdios da civilização, o homem tem aproveitado resíduos sólidos e águas residuárias, principalmente as de origem animal, como fonte de nutrientes e matéria orgânica para o sistema solo-planta. Atualmente, com a escassez hídrica, grande interesse passou a ser, também, o de atendimento, ainda que parcial, das necessidades hídricas das plantas. O aproveitamento, em larga escala, de águas residuárias como fonte hídrica e de fertilizantes para plantas surgiu em meados do século XIX, notadamente na Europa e nos Estados Unidos (WOLMAN, 1977). A técnica tornou-se, então, alternativa aos métodos tradicionais de

tratamento e disposição final de águas residuárias (MATOS, 2010; MONTE; ALBUQUERQUE, 2010).

Os efeitos benéficos da fertirrigação de culturas agrícolas com águas residuárias diversas já foram comprovados no Brasil e no exterior. No que se refere ao aumento na produtividade em culturas agrícolas, as evidências indicaram direta relação com o fornecimento de nutrientes presentes na água residuária (AZEVEDO; SAAD, 2005; BLUM, 2011; DEON et al., 2010; DUARTE et al., 2008; DUARTE et al., 2006; FIRME, 2007; FREITAS et al., 2013; SANTOS et al., 2012; SILVA et al., 2011; SOUSA NETO et al., 2012; SOUZA et al., 2015; THAPLIYAL et al., 2011; VAZQUEZ-MONTIEL et al., 1996) e aumento na atividade microbiana no solo (PAULA et al., 2010; SIMÕES et al., 2013).

Há de se ressaltar que, quanto maior a abrangência e o grau de tratamento proporcionado à água residuária, menor pode ser a quantidade de macro e micronutrientes presente nessa, sugerindo que, para uso agrícola, quanto menor for o grau de tratamento maior o equilíbrio químico e o valor fertilizante da água residuária. Por essa razão, tem sido proposto o tratamento mínimo de esgoto doméstico para utilização agrícola (MATOS; MATOS, 2017).

Em contrapartida, existe grande preocupação no que se refere ao fornecimento excessivo de nutrientes ao solo, acima da capacidade de absorção das plantas. No caso específico do nitrogênio, a aplicação de doses excessivas de águas residuárias pode levar à sua lixiviação, no solo, causando contaminação de águas subterrâneas (BLUM et al., 2013; CERQUEIRA et al., 2008; LEAL et al., 2010).

Na disposição final de uma água residuária em corpos hídricos ou em solos agrícolas, devem ser levados em consideração os riscos potenciais de contaminação ambiental. No caso do sistema solo-planta, a técnica utilizada é a definição do elemento químico referencial, em que a quantificação da dose máxima de água residuária a ser aplicada no solo deve levar em consideração as necessidades nutricionais das plantas (normalmente avalia-se o aporte recomendável de nitrogênio, fósforo ou potássio), ou os referenciais ambientais de qualidade do solo (elementos químicos indesejáveis como sódio, boro ou metais pesados) (MATOS, 2014, 2015).

Quando se referencia a dose de aplicação a um elemento químico escolhido de forma equivocada, isso pode acarretar na aplicação de doses excessivas de um ou vários outros elementos químicos no solo. Isso foi constatado por Santos et al. (2015), que verificaram, na

aplicação de esgoto sanitário em que o potássio foi considerado o elemento químico referência, que houve aumento considerável na quantidade de sódio disponível, percentual de sódio trocável e condutividade elétrica no solo, o que pode vir a comprometer a qualidade do solo após repetidas aplicações dessa água residuária.

Problemas semelhantes ocorrem quando se deixa de definir um elemento químico referência e a aplicação é feita em função da demanda hídrica das plantas. Nessa condição, as cargas aplicadas de nutrientes/poluentes são ainda maiores, tendo respostas mais expressivas no aumento de suas disponibilidades no solo, o que pode concorrer para intoxicação das plantas e, ou, em movimentação desses solutos para baixo da zona radicular das plantas, na denominada lixiviação profunda (BEDBABIS et al., 2015; BLUM et al., 2013; LEVY et al., 2014).

O EB, por apresentar concentrações de Na relativamente altas (comumente acima de 60 mg L^{-1}), poderá ocasionar o acúmulo desse elemento químico no solo e, ou, contaminar águas subterrâneas, caso sejam aplicadas doses acima das recomendadas (BLUM et al., 2012; FONSECA et al., 2005; LEAL et al., 2009). Estudos têm demonstrado que a dose de aplicação de EB no solo deve ser controlada, devendo ser baseada na quantidade de sódio aplicada, sendo essa dose estabelecida para aplicação de, no máximo, $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Na, para que esse elemento químico não seja aplicado em excesso no solo (MATOS; MATOS, 2017).

Silva et al. (2012), utilizando a dose de aplicação referenciada em função da quantidade de sódio presente no esgoto sanitário tratado em nível primário, quantificaram a produtividade e analisaram as possíveis alterações químico-bromatológicas no capim-mombaça fertirrigado com essa água residuária. Os autores verificaram que a aplicação de mais de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de sódio proporcionou efeitos negativos na produtividade do capim, a partir do quarto corte da parte aérea das plantas.

3.3 Legislações para utilização de esgoto sanitário na agricultura

De modo geral, nota-se tendência mundial da utilização de esgotos sanitários em sua forma bruta ou tratada, para diversos fins, sendo a irrigação uma rota preferencial por exigir um menor nível de tratamento, além de ser este setor o maior consumidor de água no mundo.

Dentre os bons exemplos de gerenciamento de utilização de esgoto sanitário na agricultura, apresentam-se os Estados Unidos e a Austrália, onde aproximadamente 8% de suas águas residuárias municipais são utilizadas na agricultura; a Arábia Saudita, que atingiu cerca de 16%,

com o objetivo de aumentar essa utilização para 65%; Cingapura que utiliza 30% e tem planejamento, em longo prazo, de diversificar seus suprimentos de água bruta e reduzir a dependência de suprimentos de fontes externas; com destaque para Israel, que alcançou a maior porcentagem nacional utilizando cerca de 70% das águas residuárias domésticas geradas (U.S. EPA, 2012a).

Analisando algumas legislações nacionais utilizadas para este fim, consegue-se observar uma base comum de fatores no momento do seu estabelecimento. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - *U.S. EPA* (2012), em seu guia de utilização de águas residuárias, ressalta alguns destes fatores, como o estabelecimento de objetivos claros, o comprometimento em longo prazo dos agentes envolvidos, a atuação do governo de forma descentralizada para licenciamento e monitoramento de empreendimentos e a utilização de bases científicas para garantia da proteção da saúde pública.

Neste contexto, para que a utilização do esgoto sanitário bruto e, ou, tratado seja feita de forma segura, os países tendem a criar legislações abrangentes, que atendam suas condições específicas. Sendo assim, não existe padrão de legislação, e sim a adequação dos instrumentos legais as condições de cada país.

A seguir serão apresentadas algumas das poucas legislações e regulações disponíveis no mundo, a respeito do aproveitamento agrícola de esgoto sanitário especificamente, ou que abrangem esta água residuária num contexto geral. Há de se ressaltar que, ainda hoje, não se dispõe de legislação brasileira específica sobre o tema, cabendo a alguns estados essa atribuição, para vigência em seu território, como em Minas Gerais que conta com a Deliberação Normativa nº 65/2020 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG, 2020).

Verificando as diretrizes estabelecidas pela Organização Mundial de Saúde, para o uso seguro de águas residuárias, nota-se que esta serviu de base para a criação de novas legislações em vários países sendo esta apresentada no próximo subitem.

3.3.1 Diretrizes da Organização Mundial de Saúde

Existem duas bases de diretrizes da OMS em relação a utilização de águas residuárias na agricultura, lançadas no ano de 1989 e a mais recente em 2006. As diretrizes da OMS de 1989 estão mais focadas em aspectos ambientais, como restrições ao uso de águas residuárias com base em critérios específicos, enquanto as diretrizes de 2006 estão focadas em metas baseadas

na saúde (MATEO-SAGASTA et al., 2013). A diferença básica entre essas diretrizes consiste no fato de que na diretriz de 2006 há uma flexibilidade adicional e a responsabilidade compartilhada entre as partes interessadas, além de trazer elementos específicos, como o “Abordagem de Múltiplas Barreiras”.

Os países da América Latina que utilizam suas próprias diretrizes nacionais, estão baseados no texto da versão mais antiga das diretrizes da OMS, a de 1989. De toda forma, as diretrizes estabelecidas pela OMS de 1989 para o uso irrestrito e restrito de águas residuárias na agricultura ainda são utilizadas como referência, estando apresentada na Tabela 1, conforme apresentada pela OMS (2006).

Tabela 1 - Referências para utilização de águas residuárias na agricultura, conforme estabelecido pela Organização Mundial de Saúde de 1989.

Irrigação	Nematoides	Coliformes Fecais
Restrita		
Florestas		
Cereais industrializados	< 1 ovo L ⁻¹	Sem aplicação
Frutíferas		
FORAGEIRAS		
Irrestrita		
Culturas consumidas cruas		
Piscicultura	< 1 ovo L ⁻¹	≤ 1000 100 mL ⁻¹
Campos esportivos		
Parques públicos		

Fonte: OMS (2006)

3.3.2 Deliberação Normativa nº 65/2020 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais

Com uma legislação recente, integrada em junho de 2020, Minas Gerais conta com uma Deliberação Normativa que estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados. Cabe ressaltar que esta DN não se aplica a esgoto sanitário bruto, contudo faz inferências importantes sobre aspectos sanitários e ambientais para esta temática.

A DN sistematiza o uso desta água residuária em quatro diferentes modalidades, sendo estas a agrossilvipastoril, urbana, ambiental e industrial. A modalidade agrossilvipastoril que dispõe sobre os aspectos relativos à produção agrícola apresenta os seguintes padrões de qualidade mínima para permissão do seu uso: condutividade elétrica (CE) maior ou igual a 500 $\mu\text{S cm}^{-1}$; Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

razão de adsorção de sódio menor ou igual a 3; e a dose máxima de aplicação de sódio no solo via água para reúso de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Esta modalidade conta, ainda, com os padrões microbiológicos apresentados na Tabela 2 a seguir.

Tabela 2 - Padrões de qualidade microbiológica para reúso na modalidade agrossilvipastoril.

Categoria	Finalidade	pH	Coliformes termotolerantes ou <i>E. coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)	Ovos viáveis de helmintos (nº de ovos L ⁻¹)
Amplo	Permitido fertirrigação superficial, localizada ou por aspersão.	6 a 9	≤ 1x10 ⁴	≤ 1
Limitado	Permitido apenas fertirrigação superficial ou localizada, evitando-se qualquer contato da água para reúso com o produto alimentício.	6 a 9	≤ 1x10 ⁶	≤ 1

3.3.3 Estados Unidos

Nos Estados Unidos, existe uma longa história do uso de águas residuárias municipais para irrigação de culturas, contudo, os órgãos federais não exerceram autoridade reguladora direta sobre a irrigação com águas residuárias, ou outro tipo de utilização de efluente, sendo esta função delegadas aos estados (NRC, 1996).

As legislações dividem os sistemas de tratamentos, podendo este ser preliminar, primário e secundário, além de sistemas de desinfecção, abordando tecnologias como ozonização, cloração, UV. Os padrões da água residuária, utilizam de variáveis como, DBO, SST, turbidez, indicadores bacterianos (coliformes termotolerantes, *E. coli*) (U.S. EPA, 2012b).

O uso de águas residuárias para agricultura de culturas não alimentares, como no caso de pastagens dos estados da Califórnia e da Flórida, são consideradas restritivas, sendo exigido no mínimo o tratamento secundário (U.S. EPA, 2012b). O resumo dos padrões adotados pela Califórnia e Flórida estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Referências para utilização de águas residuárias de forma irrestrita para os estados da Califórnia e Flórida, nos EUA.

Referências	Califórnia	Flórida
Tratamento	Tratamento secundário por via oxidativa	Tratamento secundário com desinfecção clorada
DBO ₅	NE	- 20 mg L ⁻¹ (média anual)

		- 30 mg L ⁻¹ (média mensal)
		- 45 mg L ⁻¹ (média semanal)
		- 60 mg L ⁻¹ (máximo)
SST	NE	- 20 mg L ⁻¹ (média anual)
		- 30 mg L ⁻¹ (média mensal)
		- 45 mg L ⁻¹ (média semanal)
		- 60 mg L ⁻¹ (máximo)
Coliformes Fecais	NE	- 200 NMP 100 mL ⁻¹ (média)
		- 800 NMP 100 mL ⁻¹ (máximo)

Fonte: U.S. EPA (2012a) - NE - Não especificado.

3.3.4 México

A legislação do México para utilização de águas residuárias surge com a Norma 032 e 033 em sua versão do Norma Técnico Ecológico de 1988. Estas normas eram consideradas como os padrões que indicavam os requisitos para o uso das águas residuárias na agricultura do país (GUADARRAMA-BRITO; FERNÁNDEZ, 2015).

O regulamento em vigor no México para o uso de águas residuárias na agricultura, conhecido como NOM-001-ECOL (1996), foi introduzido em 1997 (SERMANAT, 1996). Esses padrões fazem parte de uma reorganização completa dos regulamentos sobre descargas industriais e domésticas em águas e terras nacionais. Anteriormente, havia mais de 40 regulamentos diferentes, o que tornava quase impossível a aplicação do regulamento. Os novos regulamentos foram projetados para serem mais viáveis tecnicamente e economicamente na atualidade mexicana (GUADARRAMA-BRITO; FERNÁNDEZ, 2015).

A norma vigente divide os padrões de uso em “irrigação irrestrita”, onde o uso de águas residuárias podem ser aplicadas no plantio, cultivo e colheita de produtos agricultura de forma ilimitada como forragens, grãos, frutas, legumes e verduras; e em “irrigação restrita”, onde o uso de águas residuárias podem ser aplicadas no plantio, cultivo e colheita de produtos agrícola, exceto legumes e verduras consumidos crus (SERMANAT, 1996).

A norma conta com padrões microbiológicos, com limites de coliformes fecais e ovos de nematoides, além de padrões de concentração de poluentes químicos, tais como metais pesados e cianetos, além da faixa permitida do potencial hidrogeniônico (pH), que é de 5 a 10. Os padrões adotados para utilização de água residuária no México estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Variáveis adotadas na legislação do México para utilização de águas residuárias na agricultura.

Variáveis	Restrito	Irrestrito
Coliformes fecais (NMP 100 mL ⁻¹)	1000 m - 2000 d	1000 m - 2000 d
Ovos de nematoides (ovos L ⁻¹)	5	1

Onde: m - média mensal; d - máxima diária. Fonte: (SERMANAT, 1996).

3.3.5 Espanha

Em 2007, a Espanha lançou o Decreto Real 1620/2007, no qual ficou estabelecido o atual regime jurídico para a utilização de águas residuárias, criando mecanismos jurídicos para se garantir a proteção adequada da saúde e do meio ambiente, enquanto impulsionava seu desenvolvimento, integrando a reutilização ao planejamento de recursos hídricos. Este decreto integra aspectos das estruturas regulatórias de outros países (principalmente o da Califórnia, Estados Unidos) e as recomendações da Organização Mundial da Saúde (AEDYR, 2019).

Em termos gerais, foi feita uma divisão de uso em categorias: agrícola, ambiental, recreativo, urbano (residencial e serviços) e industrial. Para cada uso foram estabelecidos quatro padrões de qualidade, dois do tipo biológico (ovos de nematoides intestinais e *E. coli*) e dois do tipo físico-químico (sólidos em suspensão e turbidez), conforme apresentado na Tabela 5 (ESPANHA, 2007, 2010).

Tabela 5 - Referências para utilização de águas residuárias na agricultura da Espanha.

Uso Agrícola	Nematoides Intestinais	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos em Suspensão	Turbidez
a) Fertirrigação de culturas agrícolas utilizando-se sistema de aplicação que permita o contato direto da água residuária com as partes comestíveis consumo frescos por humanos.	1 ovo 10 L ⁻¹	100 UFC 100 mL ⁻¹	20 mg L ⁻¹	10 UNT
a) Fertirrigação de culturas agrícolas cujos produtos sejam para consumo humano, utilizando-se sistema de aplicação que não evita o contato direto da água residuária com as partes comestíveis, mas o consumo não é fresco e com um tratamento industrial posterior.	1 ovo 10 L ⁻¹	1.000 UFC 100 mL ⁻¹	35 mg L ⁻¹	Nenhum limite definido
b) Irrigação de pastagens para consumo de animais produtores de leite ou carne.				

a) Fertirrigação localizada em cultivos de espécies lenhosas que impede o contato da água residuária com os frutos consumidos na alimentação humana.

b) Fertirrigação de plantações de flores ornamentais, viveiros, estufas sem contato direto da água residuária com as produções.

c) Fertirrigação de culturas industriais não alimentares, viveiros, silagem, cereais e sementes oleaginosas.

1 ovo 10 L ⁻¹	10.000 UFC 100 mL ⁻¹	35 mg L ⁻¹	Nenhum limite definido
--------------------------	------------------------------------	-----------------------	------------------------

Fonte: ESPANHA (2010)

A lei também contempla outras variáveis em alguns usos, como a *Legionella spp*, no uso de refrigeração industrial ou nos casos em que os riscos de aerossóis são previstos; *Taenia saginata* e *Taenia solium*, no caso de irrigação de pastagens para consumo de animais produtores de leite ou carne (ESPANHA, 2007). Além disso, no caso de alguns usos agrícolas e no uso de água de processo de limpeza para uso na indústria de alimentos, torna-se necessário detectar patógenos como a *Salmonella* (AEDYR, 2019).

O decreto 1620/2007 também conta com limitação a respeito de características químicas da água residuária, com ênfases nos metais pesados, incluindo também limites para características físico-químicas, como a condutividade elétrica e a razão de adsorção de sódio (RAS) (ESPANHA, 2010). Em qualquer caso, as organizações da bacia hidrográfica, encarregadas de conceder as concessões e autorizações para utilização da água residuária, também podem incluir outras variáveis ou definir níveis de qualidade mais rigorosos (AEDYR, 2019).

3.3.6 Peru

O Peru não possui uma lei específica a respeito da utilização de águas residuárias na agricultura, contudo, neste país, foi lançado um “*Manual de buenas prácticas para el uso seguro y productivo de las aguas residuales domésticas*” no ano de 2016, sendo este trabalho articulado entre a Autoridade Nacional da Água e a Organização das Nações Unidas de Alimentação e Agricultura (FAO) e faz parte dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, previstas na Lei de Recursos Hídricos do Peru (ANA, 2016).

Esse manual que serve de guia para reutilização de esgoto sanitário no Peru, segue as bases definidas pela Organização Mundial de Saúde (OMS), no qual, para qualquer uso, a concentração de nematoides tem que ser menor que 1 ovo por litro. Contudo, a concentração

de coliformes termotolerantes varia em função da cultura cultivada, conforme apresentado na Tabela 6 (ANA, 2016).

Tabela 6 - Níveis de Coliformes Termotolerantes utilizados com parâmetro para utilização de águas residuárias domésticas na agricultura do Peru.

Níveis de Coliformes Termotolerantes	Cultivos		
	Temporário	Perene	Silvicultura
Menor ou igual - 10^3 NMP 100 mL ⁻¹	Alcachofra, alho, aipo, brócolis, cebola, melão, pimenta, tomate, cenoura		
Menor ou igual - 10^4 NMP 100 mL ⁻¹	Espargos, feijão, pepino, trigo, abóbora	Limão	
Menor ou igual - 10^5 NMP 100 mL ⁻¹	Alfafa, arroz, cevada, grama rei, milho, mandioca	Macieira	
Menor ou igual - 10^6 NMP 100 mL ⁻¹	Algodão, cana-de-açúcar	Cacau, café, oliveira, tangerina, laranja	Floresta, eucalipto

Fonte: ANA (2016)

3.3.7 França

Na França, a utilização de águas residuárias para irrigação de culturas ou espaços verdes é regida pelo decreto de 2 de agosto de 2010, alterado pelo decreto de 25 de junho de 2014 e pelas instruções interministeriais de 26 de abril de 2016 (FRANÇA, 2016).

As restrições para uso das águas residuárias da França, seguem a classificação estabelecida na Tabela 6, na qual as letras A, B, C e D estão associadas à aplicabilidade, sendo do menos restritivo (A) ao mais restritivo (D).

Tabela 7 - Referências para utilização de águas residuárias na agricultura da França.

Referências	Nível de qualidade sanitária das águas residuárias			
	A	B	C	D
Material em suspensão (mg L ⁻¹)	< 15			
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹)	< 60			
Escherichia coli (UFC 100 mL ⁻¹)	< 250	< 10 ⁴	< 10 ⁵	-
Enterococos fecais (redução de log)	> 4	> 3	> 2	> 2
Colifagos F-específico (redução de log)	> 4	> 3	> 2	> 2
Esporos de bactérias anaeróbias redutoras de sulfito (redução de log)	> 4	> 3	> 2	> 2

Fonte: FRANÇA (2016).

3.3.8 Observação geral sobre as legislações

Nota-se que as legislações apresentadas têm pontos em comuns, com diferentes níveis de restrições, onde as preocupações com os aspectos microbiológicos são apresentadas de forma relevante em todas estas.

Deste modo, a utilização de águas residuárias na agricultura sem a observação dos riscos aliados a cada sistema não é possível. Neste sentido, deve-se monitorar a qualidade destas águas residuárias de forma sistemática e contínua ao longo do tempo trabalhado ou estudado, sendo este um ponto relevante deste estudo.

As legislações apresentadas não tratam diretamente de esgoto sanitário bruto (EB), trazendo como temática geral a utilização/reutilização de águas residuárias, onde o EB se enquadra. Como especificidades pode ser salientado que a Deliberação Normativa nº 65/2020 do CERH/MG trata-se do reúso de esgoto sanitário tratado, e que dos países estudados os Estados Unidos apresentaram exigências quanto ao tipo e nível de tratamento.

3.4 Exemplos do uso agrícola de esgoto sanitário

Alguns exemplos do uso agrícola de esgoto sanitário ganham relevância no mundo e serão apresentados a seguir.

3.4.1 Estados Unidos

Nos Estados Unidos, dos 121 milhões de metros cúbicos de efluentes municipais gerados por dia, cerca de 45 milhões são passíveis de serem aproveitados, onde, 7-8% vem sendo utilizado (GWI, 2010; MILLER, 2006; U.S. EPA, 2012b). A Califórnia e a Flórida são os estados americanos que mais reutilização águas residuárias municipais, sendo que de toda água residuária cerca de 57 e 65% são destinados à fertirrigação, respectivamente, na qual, esta irrigação são para áreas verdes urbanas e para agricultura (CEPA, 2015; FDEP, 2019). Estes estados são considerados modelos na gestão descentralizada de águas residuárias na agricultura.

3.4.2 Pequim - China

Em Pequim a separação do tratamento de águas residuárias domésticas e industriais foi fator chave no gerenciamento das águas residuárias para sua reutilização. Apesar dos recursos hídricos limitados, o desenvolvimento da cidade foi possível devido à vontade política exemplificada pela decisão do município de desenvolver a utilização de águas residuárias como

fonte secundária de água. Como resultado, até 2012, a quantidade utilizada de água residuária doméstica representou 21% do suprimento total de água requerida pela cidade de Pequim, onde 80% é utilizado para agricultura local (MATEO-SAGASTA et al., 2013).

3.4.3 Planície de Mashhad - Irã

A densamente povoada planície de Mashhad, que costuma enfrentar graves crises hídricas, utilizou dessa motivação para utilização das águas residuárias sanitárias geradas na cidade, sendo uma oportunidade para substituir a água utilizada na irrigação de culturas agrícolas e aumentar a recarga dos aquíferos subterrâneos (MATEO-SAGASTA et al., 2013).

Hoje, estima-se que cerca de 30% das águas residuárias sanitárias coletadas vem sendo aproveitada na agricultura, com alguns sistemas de distribuição de água para a agricultura sendo ligados diretamente na saída de sistema de tratamento dessas águas. A partir daí, torna-se responsabilidade dos produtores a gestão na utilização do esgoto sanitário nos cultivos agrícolas (TAJRISHY, 2010).

3.4.4 Ilha Mauritius

A situação na Ilha Mauritius é típica de outros pequenos países insulares que sofrem com os impactos da poluição dos recursos hídricos, com descarga indiscriminada de águas residuárias. Isso exemplifica, um caso em que a necessidade de gerenciamento de poluição foi o incentivo para o tratamento e reúso de águas residuárias na agricultura, tendo bons resultados no setor energético também (AFDB, 2009).

Com a implementação do Programa Nacional de Esgoto de Mauritius houve um aumento considerável das qualidades dos cursos hídricos locais, onde as tecnologias utilizadas foram aproveitadas para gerar biogás o que impactou em 25 % da demanda energética local (AFDB, 2009; MATEO-SAGASTA et al., 2013). Além disso, a agricultura utilizava 48% dos recursos hídricos em Mauritius e, atualmente, se utiliza de esgoto sanitário para suprir essa demanda (MATEO-SAGASTA et al., 2013).

3.4.5 Vale do Mezquital - México

O principal uso de águas residuárias no México está nas zonas rurais para agricultura. A área dedicada ao trabalho agrícola no México varia entre 20 e 25 milhões de hectares, com uma área colhida entre 18 e 22 milhões de hectares por ano (CONAGUA, 2012).

O estudo de caso do Vale do Mezquital foi o caso que melhor se adaptou ao tema desta tese, por se tratar da reutilização de esgoto sanitário, não tratado, na agricultura. O uso de águas residuárias para irrigação agrícola tem origem na construção de uma saída para águas residuárias do Vale do México. Em 1890, essas águas começaram a ser usadas na região de Tula, Hidalgo, e no Vale de Mezquital, para irrigação de cereais, vegetais e forrageiras, como a alfafa (GUADARRAMA-BRITO; FERNÁNDEZ, 2015).

A área de irrigação do vale de Mezquital cobre 90.000 km², utiliza 40 m³ s⁻¹ de esgoto sanitário, em que 12 m³ s⁻¹ são aplicados por escoamento superficial nas áreas agrícolas. Como resultado das pesquisas que vêm sendo conduzidas na região, diversos mitos vêm sendo dissipados, tendo sido acompanhados os impactos, em longo prazo, no sistema solo-planta (MATEO-SAGASTA et al., 2013).

Os resultados de trabalho realizado por Siebe et al. (2016) indicaram melhorias na produtividade local, ressaltando a importância do esgoto para fertirrigar uma região árida. Embora tenha sido detectado acúmulo de metais pesados na camada superficial do solo, isso não tem trazido prejuízos ambientais, pois estão indisponíveis para absorção pelas plantas, devido às características do solo. Contudo, resalta-se a importância de que seja monitorada a lixiviação de nitrogênio no perfil do solo, além de se enfatizar a necessidade de restringir o acesso do público aos locais fertirrigados, pois existe indícios de contaminação de crianças na área irrigada.

3.5 Qualidade do esgoto sanitário para a agricultura

No caso da aplicação de águas residuárias na fertirrigação de culturas agrícolas, os problemas causados ao sistema solo-planta e ambientais podem ser decorrentes das seguintes características: quantidade de sólidos, salinidade, razão de adsorção de sódio (RAS), potencial hidrogeniônico, elementos químicos aplicados em excesso, além de presença de agentes patogênicos (AYERS; WESTCOT, 1985; MARQUES et al., 2017; MATOS; MATOS, 2017).

As referências de valores de variáveis de qualidade do esgoto sanitário para uso agrícola são, no entanto, um tanto arbitrarias, pois as mudanças na qualidade do solo agricultável ocorrem gradualmente e não há uma condição de máximo, bem definida, em relação a isso. Sendo assim, uma mudança de 10 a 20% acima, ou abaixo, de um valor de referência só será impactante se considerados os efeitos de outros fatores que afetam o rendimento agrônômico de uma cultura (AYERS; WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992). Estudos de campo, pesquisas e observações

levaram a esses valores de referência, mas a habilidade de gerenciamento do usuário da água residuária pode alterar a maneira pela qual as concentrações de poluente/nutriente são interpretadas para uma aplicação específica (MATOS; MATOS, 2017).

A quantidade de sólidos de uma água residuária utilizada para fertirrigação influenciará diretamente na escolha do método de aplicação, uma vez que quanto mais sólidos, maior a possibilidade de entupimento dos emissores do sistema, inviabilizando essa utilização. No caso de águas residuárias com maior quantidade de sólidos em suspensão, como no caso do esgoto sanitário bruto, uma das formas de aplicação de baixo risco de obstrução dos emissores é por superfície, como, por exemplo, por sulcos (ALUM et al., 2011; BATISTA et al., 2014; YAN et al., 2009).

A salinidade do esgoto sanitário bruto, decorrente da presença de sólidos dissolvidos (SD), pode ser mensurada pelo valor de sua condutividade elétrica (CE). Este tipo de água residuária tende a apresentar um valor de moderada a alta, em termos de salinidade, comumente acima de 1 dS m^{-1} (MARQUES et al., 2018; VON SPERLING, 2016). A salinidade da água residuária se tornará um problema para o sistema solo-planta caso provoque a salinização do solo.

A presença de sólidos dissolvidos na água residuária pode ser um fator limitante à aplicação caso apresente ao mesmo tempo baixa CE e alta razão de adsorção de sódio (RAS). Nessa situação, pode ocorrer a dispersão da argila e, com isso, desestruturação do solo, o que concorre para diminuir a capacidade de infiltração e percolação de água no perfil do solo. No caso do esgoto sanitário bruto, esse risco é baixo, tendo em vista que apresenta RAS menor que $5 [\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}]^{0,5}$ e alta CE, acima de 1 dS m^{-1} (MATOS; MATOS, 2017; PESCOD, 1992).

O esgoto sanitário bruto apresenta uma gama de elementos químicos em sua constituição, sendo alguns nutrientes para as plantas e outros apenas poluentes. Cabe ressaltar que o solo possui uma certa capacidade tampão para neutralizar o aporte desses elementos químicos e que, apenas no caso de se exceder essa capacidade tampão, ocorrerá contaminação do meio e prejuízos ao sistema solo-planta (MATOS; MATOS, 2017). Por isso, se torna importante conhecer a origem e as características da água residuária que será aplicada ao solo (MEKKI et al., 2014).

No que se refere aos nutrientes, a quantidade aportada ao solo deve ser compatível com a capacidade de sua absorção pelas plantas; no que se refere aos não nutrientes, existem referências em relação aos seus efeitos em termos de fitotoxicidade e riscos ambientais (BAKARI et al., 2019; BAKOPOULOU et al., 2011; MEKKI; SAYADI, 2017).

Dentre os vários elementos químicos presentes no EB e que podem ser problemáticos ao sistema solo-planta-águas subterrâneas, caso sejam aplicados em excesso, estão o alumínio, arsênio, cádmio, cromo, cobre, ferro, manganês, molibdênio, níquel, chumbo, zinco, entre outros (MATOS; MATOS, 2017).

De todo modo, o esgoto sanitário quando de origem doméstica, não contaminado com efluentes industriais, tende a conter esses elementos tóxicos em concentrações pouco significativas, além disso, sua disponibilidade no meio, dependerá de vários fatores, dentre estes, o pH no meio (JIANG et al., 2016; MATOS; MATOS, 2017).

3.6 Fertirrigação de culturas agrícolas com águas residuárias

3.6.1 Produção de agrícola em áreas fertirrigadas com esgoto sanitário

Vários trabalhos foram observados sobre a produção agrícola, inclusive de produtos alimentícios, em áreas fertirrigadas com esgoto sanitário, porém, são raros os que contemplam a sua aplicação na forma bruta. Diante do exposto, a Tabela 8 apresentada abaixo mostra o resumo de alguns estudo encontrados sobre o tema.

Tabela 8 - Tabela resumo de trabalhos publicados sobre o tema da tese, observando o tipo de água residuária, a cultura utilizada, a forma de aplicação e os principais resultados.

Referência	Tipo de águas residuárias	Cultura	Forma de Aplicação	Principais resultados
Aydin et al. (2015)	Esgoto sanitário bruto	Trigo	Aspersão	Existe a necessidade de não se misturar esgoto doméstico com esgotos industriais, pois este aumenta a quantidade de metais pesados no sistema.
Bakari et al. (2019)	Esgoto sanitário tratado	Tomate	Não Informado	O uso do lodo de esgoto no substrato minimiza os efeito de fitotoxicidade da aplicação desta água residuária.
Balkhair (2016)	Efluente sanitário tratado	Rabanete	Gotejamento enterrado	Os indicadores patogênicos ficaram restritos aos primeiros centímetros do perfil do solo estudado.
Bedbabis et al. (2015)	Efluente sanitário tratado	Oliveira	Gotejamento	A qualidade do azeite produzido com frutos produzidos com aplicação do efluente foram superiores.
Blum et al. (2013)	Esgoto sanitário tratado	Cana-de-açúcar	Aspersão	Houve a lixiviação de N no solo para camadas profundas, e o P não apresentou a mesma tendência.

Lal et al. (2015)	Esgoto sanitário bruto	Arroz, repolho e couve-flor	Aspersão	Os nutrientes presentes nesta água residuária foram importantes para a manutenção da produtividade dessas culturas, além da melhorar as atividades microbiológicas essenciais do solo.
Leal et al. (2009)	Esgoto sanitário tratado	Cana-de-açúcar	Aspersão	A aplicação de efluente ocasionou o aumento significativo de sódio no solo, o que resultou em um aumento na taxa de dispersão de argila.
Rusan et al. (2007)	Esgoto sanitário bruto	FORAGEIRA	Aspersão	Não houve acúmulo de metais pesados com a aplicação desta água residuária em 10 anos de experimentação.
Santos et al. (2017)	Esgotos sanitário tratado	Milho, algodão e feijão	Aspersão	A fertirrigação com recomendação de potássio proporcionou alto teor de sódio, comprometendo o equilíbrio do sistema solo-planta com o uso contínuo.
Simões et al. (2013)	Esgoto sanitário tratado	Mamão	Não Informado	O efluente estimulou a atividade microbiana do latossolo amarelo distrocoeso.
Sousa Neto et al. (2012)	Esgoto sanitário tratado	Algodão	Microtubos	O efluente estimulou o crescimento das plantas equiparando a produtividade da adubação convencional.
Thapliyal et al. (2011)	Esgoto sanitário tratado e bruto	Mudas de árvores	Não Informado	Houve a superioridade em termos de desenvolvimento de mudas nas parcelas que receberam o efluente bruto.
Urbano et al. (2017)	Efluente sanitário tratado	Alface	Gotejamento	Foi identificado o indicador microbiológico (<i>E. coli</i>) no solo e nas folhas do alface, contudo, este não apresentara risco de contaminação.

3.6.2 Métodos utilizados na aplicação de águas residuárias no solo

Um dos principais problemas a serem enfrentados, no que se refere ao aproveitamento agrícola de esgoto sanitário, são as restrições que se impõem ao método utilizado para sua aplicação no solo, pois, mesmo quando a técnica utilizada leva em consideração todas as medidas de proteção à saúde pública, haverá repulsa pelo produto agrícola colhido e dificuldades na sua aceitação pelo consumidor (MAHESHWARI et al., 2016).

O método de aplicação por gotejamento, quando se utiliza cobertura do solo por lonas, ou os gotejadores enterrados, proporciona uma maior eficiência no uso do efluente sanitário, aumentando o rendimento da cultura agrícola, além de oferecer maior proteção à saúde dos operadores e consumidores. Contudo, esse sistema é de custo elevado, além de exigir baixa

concentração de sólidos em suspensão e dissolvidos, para que não proporcionem entupimento dos emissores (PESCOD, 1992; VALIPOUR; SINGH, 2016).

O entupimento dos emissores está relacionado a aspectos físicos, químicos e biológicos da água residuária, sendo o último responsável pela formação de biofilme, mucilagem bacteriana e algas, que proporcionam alto potencial de obstrução dos emissores, o que normalmente acontece quando se faz a aplicação de esgoto sanitário (BATISTA et al., 2014; VALIPOUR; SINGH, 2016).

Azevedo e Saad (2005), ao avaliarem métodos de aplicação (sistemas de microaspersão, gotejamento e sulcos) na aplicação de esgoto sanitário tratado, no que se refere à contaminação e produtividade da cultura agrícola, obtiveram resultados que demonstraram a inviabilidade da sua aplicação via microaspersão. Corroborando com estudo anterior, Peres (2004) verificou que os métodos de aplicação localizada, por gotejamento e superficial (por sulcos) não proporcionaram contaminação do produto alimentício, quando o sistema de aplicação do esgoto for manejado de forma correta, o que, segundo o autor, colocou esses métodos como adequados na aplicação de esgoto sanitários em cultivos agrícolas.

3.6.2.1 Aspectos relativos à aplicação do esgoto sanitário bruto por sulcos

A irrigação por superfície foi o primeiro método utilizado no mundo, para aplicação de água em culturas agrícolas, em virtude da falta de tecnologia alternativa, na época (BERNARDO et al., 2008). Exemplo disso é que cerca de 6.000 anos atrás, na Mesopotâmia, já se empregava esse método de irrigação, ainda que de forma arcaica (KANG, 1972), em áreas de produção agrícola.

A aplicação de água residuária, quando efetuada por sulcos, traz, entretanto, uma perspectiva diferente em relação à forma de aplicação localizada ou aspersão, pois proporciona menor homogeneidade na distribuição da água na área (ABBASI et al., 2004). Na aplicação em sulcos, a região inicial do sulco irá receber maior quantidade de água que a do seu final, em virtude do maior tempo de oportunidade para sua infiltração/percolação até que a água atinja o final do sulco (EBRAHIMIAN et al., 2013).

Existem inúmeros estudos de modelagem a respeito do movimento de solutos, para a fertirrigação por meio de sulcos (BURGUETE et al., 2009; CHEN et al., 2015; EBRAHIMIAN et al., 2013). Sistemas de sulcos de fundo nivelado apresentam a dificuldade em se garantir

formação homogênea de perímetro molhado, variação na vazão distribuída, alterações proporcionada pelas diferenças na rugosidade do terreno e, principalmente, a grande heterogeneidade na difusão longitudinal dos solutos ao longo do comprimento dos sulcos (BURGUETE et al., 2009).

Chen et al. (2015) apresentaram um modelo matemático para simular a transferência de água e sal no solo, sob irrigação por meio de sulcos, com água salina. O desempenho do modelo foi avaliado pela comparação dos valores simulados com os dados observados no experimento de campo, sendo o referido modelo considerado confiável e representativo. Os autores concluíram que, considerando-se o perfil transversal, o fundo dos sulcos é o local de maior concentração de sais, ou seja, o local mais propício à ocorrência de lixiviação.

Em estudo realizado por Šimůnek et al. (2016) foram avaliadas algumas formas de fertirrigação por sulcos, a fim de se otimizar o processo, garantindo menor perda de nutrientes e água. Dentre os tratamentos utilizados, os autores alteraram a superfície do sulcos, colocando plástico no fundo dos sulcos, com o intuito de reduzir a lixiviação profunda e melhorar a movimentação lateral dos nutrientes, contudo, mais água foi perdida por evaporação o que demandou um tempo maior para aplicação da mesma lâmina de água, reduzindo-se a eficiência no uso da água.

Uma alternativa estudada para reduzir a quantidade e proporcionar uma melhor distribuição de água e solutos numa fertirrigação por sulcos é a alternância da aplicação da água residuária entre os sulcos fertirrigados, ocorrendo essa aplicação nos sulcos sempre de forma alternada. Em pesquisa realizada por Siyal et al. (2016), que compararam aplicação alternada nos sulcos com a de forma convencional, observou-se uma economia significativa de 50% na água utilizada, contudo, a cultura apresentou rendimento significativamente menor. Os autores ressaltaram que o uso desta técnica pode ser interessante a depender da forma de cobrança pelo uso da água na região.

Por sua vez, Pletsch (2012) estudou a aplicação de esgoto sanitário tratado, por sulcos, verificando que essa forma de aplicação proporcionou diferenças na produtividade agrícola ao longo da linha de escoamento da água residuária, fato diretamente associado à distribuição dos nutrientes nela contida. Assim, embora o método de aplicação por sulcos tenha se mostrado adequado, em decorrência do lançamento de águas residuárias ocorrer sempre na mesma posição e sentido de escoamento nos sulcos, proporciona-se a aplicação de maior quantidade

de nutrientes e, conseqüentemente, obtêm-se um maior desenvolvimento das plantas nos locais mais próximos ao do início dos sulcos de fertirrigação.

No cenário exposto até o momento é que surge o diferencial no desenvolvimento deste trabalho, propondo-se estudar variações na forma de aplicação do esgoto sanitário bruto, em área de cultivo de capim-elefante, de forma a se obter maior rendimento de biomassa e menor alteração deletéria no sistema solo-planta.

3.7 Produtividade e capacidade extratora de macronutrientes do capim-elefante com aplicação de esgoto sanitário bruto

Ponto importante no dimensionamento e na observação da segurança no processo de fertirrigação com EB, está na capacidade de extração de nutrientes via corte frequente da parte aérea das plantas, pois este fator irá indicar o quanto a cultura está sendo capaz de remover nutrientes aplicados via EB, no solo, diminuindo assim, o risco de se tornar uma fonte de contaminação para o próprio solo e, ou, águas subterrâneas. Inúmeros são os trabalhos que reportam a capacidade extrativa de nutrientes pelo capim-elefante (FAVARE et al., 2019; FLORES et al., 2012; FREITAS et al., 2019; MORAIS et al., 2009; RÊGO et al., 2010; SANTOS et al., 2012b), contudo, em poucos isso está associado à aplicação de EB.

Os trabalhos que apresentam estudos sobre a capacidade extrativa de nutrientes do capim-elefante são bastante disseminados no Brasil, contudo, existem grandes divergências em relação aos resultados, o que está associado às diversas formas de manejo da cultura. Nos estudos disponibilizados na literatura científica, tende-se a estudar as respostas de diferentes doses de adubação, tipos de adubos, idades de corte, estação do ano, comparação de cultivares, entre outras variáveis, na produtividade do capim-elefante (MARANHÃO et al., 2018; NEVES et al., 2018; SANT'ANA et al., 2018).

Estes estudos são relevantes em vista da conjuntura produtiva do Brasil, pois apresenta uma grande produção pecuária (CARVALHO; ZEN, 2017), sendo o capim-elefante um alimento de qualidade, com bom desenvolvimento de pastagem nos solos típicos do país, além de ser utilizado como biomassa na produção energética (FONTOURA et al., 2015).

Saraiva e Konig (2013), utilizando esgoto sanitário tratado na fertirrigação de capim-elefante, relataram o bom desenvolvimento das plantas, ressaltando o uso desse efluente no suprimento de nutrientes para o sistema.

3.8 Alterações na qualidade do solo em decorrência da aplicação de esgoto sanitário

3.8.1 Alterações nas características químicas e físico-químicas do solo com aplicação de esgoto sanitário bruto

Quatorze nutrientes essenciais são necessários para o crescimento das planta, sendo normalmente utilizado adubos minerais para atendimento dessa demanda nutricional. Os nutrientes são divididos em dois grupos: macronutrientes (primários e secundários) e micronutrientes.

Os macronutrientes primários, que incluem nitrogênio, fósforo e potássio, geralmente não existem em quantidades satisfatória no solo, porque as plantas usam grandes quantidades para o crescimento e sobrevivência; os macronutrientes secundários incluem o cálcio, magnésio e enxofre; os micronutrientes incluem o boro, cobre, ferro, cloro, manganês, molibdênio, níquel e zinco, que são elementos essenciais para o crescimento das plantas em pequenas quantidades e são frequentemente chamados de elementos traços. Embora esses elementos traços sejam necessários para o crescimento das plantas, concentrações excessivas podem ser tóxicas (WHITE; BROWN, 2010).

Dentre as variáveis que devem ser analisadas na qualidade de um solo agrícola, o valor de pH assume papel de destaque, pois está relacionado intimamente com a disponibilidade de nutrientes para as plantas (USDA-NRCS, 1998). A acidez de um solo é medida pela dominância relativa dos íons de hidrogênio (H^+) disponíveis no sistema água-solo, em relação aos outros íons, onde os estudiosos correlacionam o pH do solo com a resposta agrônômica das plantas fertirrigadas com águas residuárias (VALIPOUR; SINGH, 2016).

Inicialmente, a aplicação de esgoto sanitário na alteração do pH do solo pode proporcionar a acidificação mas, posteriormente, com aplicações sucessivas a alcalinização do meio (KALAVROUZOTIS et al., 2008; XU et al., 2010). Essa dupla possibilidade justifica-se pelo tempo decorrido após a aplicação da matéria orgânica no solo, ocorrendo acidificação em aplicações recentes e alcalinização nas mais remotas (MATOS, 2014). Acredita-se que o pH do solo aumente com a aplicação de EB, até se estabilizar próximo ao da neutralidade, conforme verificado por diversos autores (AL-SHDIEFAT et al., 2009; BLUM et al., 2012).

A condutividade elétrica de um solo expressa a quantidade de íons disponíveis neste (salinidade do solo), que de modo geral, será a capacidade do solo de transportar corrente elétrica em solução por causa dos íons livres.

Existe uma estreita relação entre a segurança ambiental do sistema solo-planta com a CE no solo, pois este influencia a capacidade das plantas de absorverem água desse meio, em razão do abaixamento do potencial osmótico, além de afetar a atividade microbiológica, importante para a manutenção da qualidade do solo (USDA NRCS, 2017).

A salinização do solo pode ocasionar a disponibilização de elementos químicos (nutrientes ou não) que tendem a ficar em excesso no meio, e caso esses não sejam absorvidos pelas plantas, poderão ser lixiviados para baixo da zona radicular, acarretando perda de qualidade das águas subterrâneas (MATOS; MATOS, 2017).

No que se refere à aplicação de EB, espera-se o aumento na CE do solo, tendo em vista que o EB apresenta uma quantidade significativa dos íons em solução (CE acima de $1,0 \text{ dS m}^{-1}$). Trabalhos conduzidos com aplicação de esgoto sanitário tratado em diferentes níveis demonstraram o incremento da CE no perfil do solo (ABDEL-AZIZ, 2015; BEDBABIS et al., 2014). Marques et al. (2018), na fertirrigação de forrageira com EB por curto período de aplicação (26 semanas), observaram aumento na CE no perfil do solo, contudo, este aumento foi similar ao observado no solo que não recebeu EB, mas apenas adubação mineral convencional. Os autores destacaram a influência do período chuvoso no controle da salinidade do solo, já que a água de chuva em percolação tende a remover os sais da camada superficial do solo, por meio da lixiviação.

A matéria orgânica tem grande importância para a manutenção e melhoria das propriedades físicas do solo agricultável (USDA NRCS, 2017). A aplicação de esgoto sanitário, seja este tratado ou não, deverá proporcionar mudanças lentas nos teores de matéria orgânica (MO) do solo (BEDBABIS et al., 2015), entretanto, pode promover a diminuição nesses teores caso o aporte de nutrientes via EB venha a estimular o desenvolvimento de microrganismos e, com isso, a mineralização do material orgânico pré-existente no solo (efeito *priming*), conforme mostrado por Paula et al. (2013) e observado também por Al-Shdiefat et al. (2009).

Rusan et al. (2007) observaram que o teor de matéria orgânica (MO) no solo, apenas passou a aumentar a partir de 2 anos do início da aplicação, enquanto Xu et al. (2010) verificaram que esses aumentos só ocorreram a partir de 8 anos do início da aplicação de esgoto sanitário tratado,

no solo. Contudo, em trabalho que utilizou a fertirrigação com esgoto sanitário bruto, as mudanças dos teores de MO do solo foram notadas com menor tempo de aplicação, cerca de 6 meses (THAPLIYAL et al., 2011).

Dentre os macronutrientes exigidos para o desenvolvimento das plantas, está o nitrogênio (N), sendo que suas formas nítricas estão presentes quando há disponibilidade de oxigênio no meio, com alta tendência de movimentação desses ânions no solo (BLUM et al., 2013; SERHAL et al., 2009). A função do nitrogênio está na sua utilização para o crescimento das plantas, aumentando a produção de sementes e frutos, melhorando a qualidade proteica das culturas de folhosas e forragens (U.S. EPA, 2012a).

A aplicação de EB no solo, traz consigo uma carga considerável de N que, se bem distribuída, tenderá a não se acumular no meio e não ser lixiviada no perfil do solo, o que reduz as possibilidades de contaminação das águas subterrâneas. Em diversos trabalhos é discutida a distribuição e lixiviação do N no solo após a aplicação de esgoto sanitário, avaliando-se as perdas e o seu acúmulo em função da dose aplicada e do regime hídrico local (lâmina de irrigação e precipitação), além das características do solo (BLUM et al., 2013; LEAL et al., 2010; THAPLIYAL et al., 2011; XU et al., 2010).

Estudos demonstraram que os teores de N no solo podem variar de 600 a 5.600 mg kg⁻¹, na camada superficial de solos cultivados (MATOS, 2012), devendo suas perdas serem avaliadas abaixo da profundidade de enraizamento das plantas, a fim de se avaliar os riscos de contaminação de águas subterrâneas (HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ et al., 2018; LAL et al., 2015).

O fósforo (P) ao contrário do N, pode ser considerado um elemento químico de baixa mobilidade no solo, uma vez que apresenta alto potencial de adsorção aos colóides do meio, além de poder formar precipitados de baixa solubilidade em água (MATOS, 2014, 2015). Como o nitrogênio, esse nutriente afeta o crescimento inicial das plantas, sendo importante para o florescimento e o crescimento de suas raízes.

Estudos com aplicação de esgoto sanitário tratado, como o realizado por Blum et al. (2012, 2013), e não tratado, como o realizado por Lal et al. (2015), indicaram o não aumento da concentração de P no lixiviado, mesmo com seu acúmulo na zona radicular das plantas, em decorrência da grande capacidade de retenção desse nutriente/poluinte no solo.

O potássio (K) é absorvido pelas plantas em quantidades maiores que as de qualquer outro elemento químico, exceto o nitrogênio e, em alguns casos, o cálcio. O papel desse nutriente é fundamental na qualidade dos frutos e na redução de doenças nas plantas (U.S. EPA, 2012a). O K apresenta comportamento semelhante ao do Na, em termos de mobilidade no solo, embora o K seja mais interativo com o material sólido do meio. Contudo, a aplicação de esgoto sanitário sem respeitar as doses recomendadas, pode proporcionar acúmulo de K no solo (AYOUB et al., 2016) e, caso o regime hídrico favoreça, perdas por lixiviação no perfil do solo.

Todos os macronutrientes mencionados (N, P, K, Ca, Mg e S) podem ser disponibilizados para as plantas com a aplicação de esgoto sanitário, portanto, há um valor agregado no uso dessa água residuária. No entanto, os requisitos regulatórios de alguns países, vêm optando por tratar suas água residuárias em nível avançado, fazendo com que o nitrogênio e o fósforo, principalmente, sejam removidos dessas águas (U.S. EPA, 2012a).

Estudos conduzidos no Brasil demonstraram que a aplicação de esgoto sanitário de forma descontrolada, sem se respeitar as doses máximas de aplicação de Na, ocasionam mudanças nas características químicas do solo, que colocam a utilização da área em risco, caso se mantenha as mesmas formas de manejo (BLUM et al., 2012; FONSECA et al., 2005; LEAL et al., 2009), podendo ser identificadas valores de Percentagem de Sódio Trocável (PST) acima de 15%, indicativo de salinização do meio (MATOS; MATOS, 2017; USDA NRCS, 2017). De acordo com Levy et al. (2014), torna-se essencial o controle da sodificação do solo para que a prática de aproveitamento agrícola de EB possa ser feita de forma segura mantendo a longevidade produtiva do meio.

Diante do que foi exposto, existe uma série de variáveis que devem ser levadas em consideração na aplicação de EB no solo, contudo existem poucas investigações sobre a dinâmica em sistemas agrícolas que utilizem este efluente sem tratamento, em comparação com estudos abundantes que relatam essa dinâmica quando são aplicados efluentes tratados (HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ et al., 2018).

3.8.2 Alteração na comunidade microbológica do solo receptor de esgoto sanitário bruto

Na aplicação de esgoto sanitário no solo, existe a preocupação referente à persistência de microrganismos patogênicos aportados ao meio. Condicionantes do ambiente como temperatura, teor de água, pH, composição do solo e presença de organismos competidores é

que condicionam o tempo de sobrevivência desses microrganismos no meio (ESTRADA et al., 2004).

A presença de água é fundamental no controle da temperatura do solo, tornando as condições ambientais mais amenas para os microrganismos. Condições extremas de acidez e alcalinidade ($\text{pH} < 6,0$ ou $\text{pH} > 8,0$), por sua vez, tendem a não serem favoráveis à sobrevivência da maior parte das bactérias no solo, sendo o crescimento e a persistência de bactérias entéricas geralmente maior em solos neutros. Diante do exposto, o solo em condições normais se torna ambiente inóspito à sobrevivência de bactérias patogênicas (ESTRADA et al., 2004).

Existe a preocupação constante do risco de infecções por ovos de helmintos, com a aplicação de resíduos e águas residuárias de diversas fontes na agricultura, uma vez que este tem uma persistência maior no sistema que os outros microrganismos não possuem. As diretrizes da OMS de 2006, sugerem que a irrigação irrestrita pode ser feita com mínimo risco se as águas residuárias possuírem concentrações menores que 1 ovo de helmintos L^{-1} .

A sazonalidade dita o tempo de sobrevivência e concentração destes helmintos na água residuária de irrigação e por consequência no solo. Estudo mostra que o período seco tende a apresentar uma concentração menor destes microrganismos no meio, devido às condições climáticas envolvidas, mesmo estes microrganismos sendo mais resistentes a condições adversas (AMOAHA et al., 2016).

A forma de se tratar e manipular o resíduo, além da escolha correta da cultura agrícola, reduz consideravelmente os riscos à saúde pública. Estudo realizado com lodo de esgoto sanitário aplicado ao solo do Sul da África e do Senegal, sabidamente rico em ovos de helmintos viáveis, mostraram que o simples ato de colher o alface 30 dias após a aplicação do resíduo no solo, reduz o risco de contaminação para níveis aceitáveis, segundo o que está estabelecido pela OMS (DENNIS et al., 2018).

Hernández et al. (2018) estudaram diferentes doses de aplicação de lodo de esgoto baseada na quantidade de nitrogênio aportada ao solo, concluindo que existe tendência positiva entre a dose, a quantidade de patógenos encontrada no solo, bem como o tempo de persistência desses no meio.

Pereira et al. (2014) verificaram total remoção de *Escherichia coli* depois de 6,6 e 13,0 dias da aplicação de esgoto sanitário bruto, respectivamente, em solo plantado e em solo nu, nas condições climáticas da Zona da Mata de Minas Gerais.

A microbiologia do solo é uma variável importante na manutenção da qualidade do meio, pois existe uma microbiota responsável por atividades como a decomposição da MO do solo, fixação de N, entre outras, que são fundamentais no processo produtivo. Estudo mostrara que a aplicação de esgoto sanitário no solo, por mais que possa aportar microrganismos patogênicos ao meio, também traz consigo uma série de outros microrganismos de ação positiva para o funcionamento do sistema solo (IBEKWE et al., 2018).

De modo geral, pode-se dizer que a utilização de águas residuárias com menores concentrações de microrganismos patogênicos é uma condição positiva, do ponto de vista sanitário. Contudo, quando se aborda p tratamento de esgoto sanitário, mesmo os tratamentos mais simplificados, vão proporcionar perda de nutrientes essenciais, principalmente N e P. Estudos demonstraram que, em sistema simplificado para redução de patógenos de água residuária, são perdidos cerca de 80 e 60% de N e P, respectivamente (DE SANCTIS et al., 2017).

Segundo a OMS, o risco de infecção de 10^{-4} é considerado aceitável para consumo de culturas cruas, sendo assim, na Figura 1, mostra-se a redução no risco de contaminação humana em função do tempo transcorrido entre a última aplicação de uma água residuária contaminada e o consumo do produto agrícola (OMS, 2006).

Como pode ser notado na Figura 1, corroborando com as já apresentadas legislações de alguns países, torna-se importante adotar um tempo de pousio (espera) entre a última aplicação de águas residuárias contaminadas e o consumo do produto alimentício, a depender da forma como é preparado. Durante esse tempo de pousio, proporciona-se uma redução significativa do risco de contaminação com patógenos possivelmente presentes.

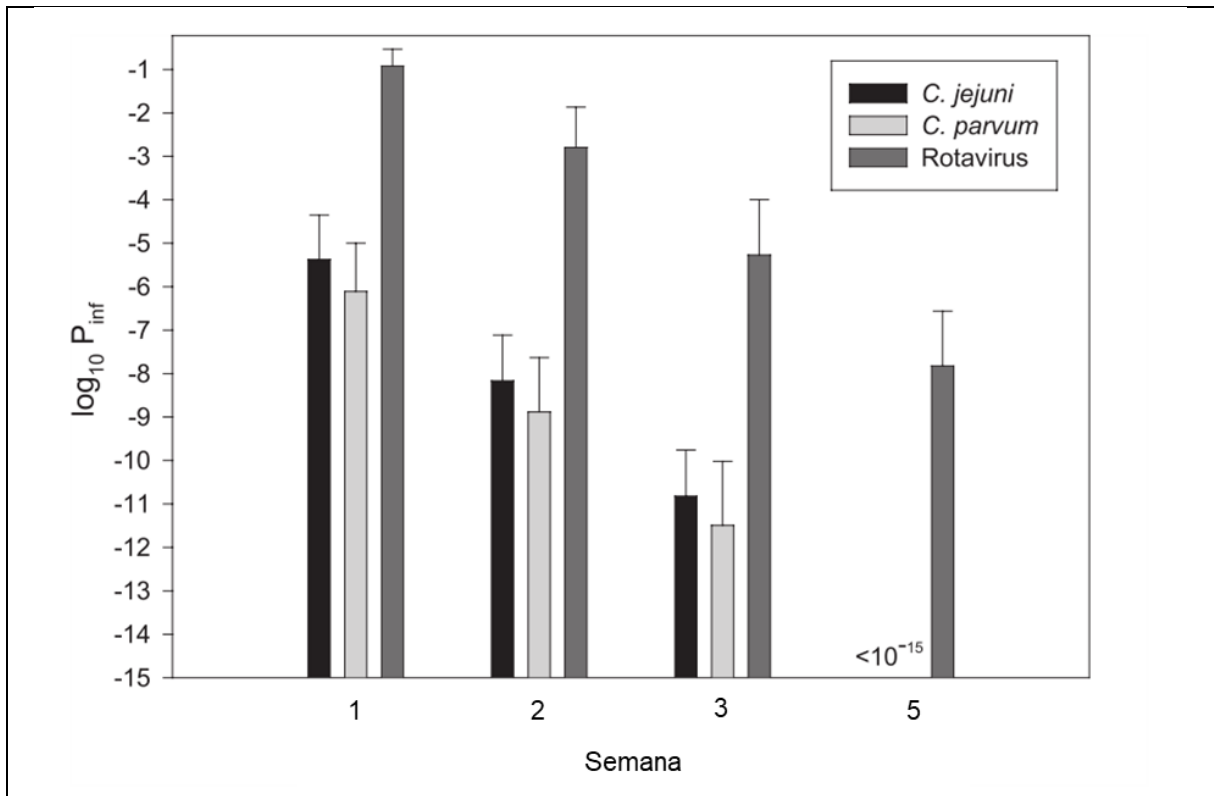


Figura 1 - Probabilidade média de infecção por patógenos (*Campylobacter jejuni*, *Cryptosporidium parvum* e Rotavírus) após a ingestão de culturas fertirrigadas com águas contaminadas (P_{inf} = probabilidade de infecção). Fonte: OMS (2006).

3.8.3 Sequenciamento massivo do gene RNAr 16S para identificação da composição microbiológica do solo

Pesquisas de genes de RNAr do segmento 16S oferecem uma oportunidade única para análises filogenéticas em profundidade, a fim de se poder destacar a amplitude da diversidade nos vários filos bacterianos encontrados no solo, principalmente os receptores de EB. Pesquisas que utilizam esta técnica mostraram que o escopo da diversidade filogenética no solo apresenta-se muito mais amplo que o implícito no uso de abordagens baseadas no cultivo *in vitro* (SPAIN et al., 2009).

Embora o solo tenha uma diversidade de níveis de filo notavelmente estável, este constitui um ecossistema extremamente diversificado no que se refere à presença de diversos níveis de ordem, família, gênero e espécie, com várias linhagens ainda não cultivadas dos diversos filos bacterianos (por exemplo, *Proteobacteria*, *Acidobacteria* e *Actinobacteria*) (WOLIŃSKA et al., 2017).

Os estudos com sequenciamento filogenético, utilizados para identificação da comunidade bacteriana do solo, vêm abordando a interação das características físicas, químicas e físico-

químicas deste com alterações na abundância destes microrganismos (KURAMAE et al., 2012; ZHANG et al., 2013). Neste sentido, as pesquisas avançam na identificação de organismos sensíveis das interações do solo com a comunidade microbiana, criando a possibilidade de servir como indicador de qualidade do solo (WOLIŃSKA et al., 2017).

3.9 Critérios para definição de dose de aplicação de águas residuárias em função do sódio (Na)

A definição da dose de aplicação para qualquer água residuária deve ser em função da manutenção das características físico-químicas do sistema. Neste sentido, pode-se definir a dose máxima do EB em função das necessidades básicas nutricionais das plantas (geralmente se avalia N, P e K) e os referenciais ambientais de qualidade do solo (geralmente se avalia Na, B e metais pesados) (MATOS; MATOS, 2017).

Sabidamente o EB tem como característica predominante as elevadas concentrações de Na (> 60 mg L⁻¹), por ser um elemento químico presente no consumo diário da população (MARQUES et al., 2018). Estudos têm demonstrado a necessidade de controlar o aporte deste elemento químico nos sistemas de fertirrigação que utilizam esgoto doméstico, a fim de evitar a degradação físico-química do solo (LEAL et al., 2009; LEVY et al., 2014).

Sendo assim, um modelo matemático para melhor definir a dose de EB deve utilizar um padrão de referência de qualidade do solo, que envolva o teor de Na aportado ao meio. Os estudos apontam a Porcentagem de Sódio Trocável (PST) como o parâmetro balizador da qualidade dos solos receptores de Na, onde um PST de 15% apresenta risco à qualidade físico-química de um solo típico tropical (MATOS; MATOS, 2017; SOBRAL et al., 2015; USDA NRCS, 2017).

A PST relaciona-se com a capacidade de troca catiônica potencial do solo (CTC_{pot}), resultado da soma das bases Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, H⁺ e Al³⁺, podendo ser expressa pela Equação 1 abaixo.

$$PST = \frac{[Na^+]}{CTC_{pot}} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

PST - Porcentagem de sódios trocável (% em decimal);

[Na⁺] - Concentração de sódio no solo (cmolc dm⁻³)

CTC_{pot} - Capacidade de troca catiônica potencial (cmolc dm⁻³)

Neste sentido, a definição dos critérios para definição da dose de EB pode utilizar como referência o modelo proposto pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), que estabeleceu a norma técnica P4.231 visando promover uma disposição adequada de vinhaça, com o intuito de evitar a poluição dos sistemas receptores desta água residuária, em função da ocupação da CTC_{pot} e a demanda da cultura da cana-de-açúcar (CETESB, 2006).

A vinhaça é uma água residuária sabidamente rica em K, resultado da maior demanda deste elemento químico pela cultura da cana-de-açúcar (MATOS; MATOS, 2017). Logo, o modelo proposto pela CETESB utiliza o K como elemento químico de referência, ou seja, esta equação define a dose de aplicação da vinhaça em função da capacidade suportada pelo solo e pela capacidade de extração de K pela cultura (CETESB, 2006).

No modelo proposto pela CETESB (2006), os critérios considerados foram:

- A ocupação aceitável por K de 5% da CTC_{pot} do solo;
- O teor de K atual de solo;
- A massa de K extraída pela cultura;
- A profundidade de trabalho considerada de 0 - 0,8 m;
- A concentração de K na vinhaça.

O modelo que utiliza a ocupação da CTC_{pot} do solo pelo elemento químico de referência como balizador da dose de aplicação de uma água residuária considera a capacidade de retenção deste elemento químico de referência nos coloides do solo. Sendo assim, solos com CTC_{pot} maior tendem a ser mais permissivos quanto à dose de aplicação da água residuária, podendo classificar a CTC_{pot} como baixa para valores menores que 5 cmolc dm^{-3} , média para valores entre $5 - 15 \text{ cmolc dm}^{-3}$, e alta para valores maiores que 15 cmolc dm^{-3} (SOBRAL et al., 2015).

4 JUSTIFICATIVA

Considerando-se a necessidade do desenvolvimento tecnológico na engenharia de aplicação de águas residuárias no solo, trabalhos que elucidem formas de aplicação e que possibilitem se obter a distribuição mais homogênea dos nutrientes no solo, sem, contudo, causarem impactos ambientais adversos, são urgentes e essenciais para viabilizar a alternativa de tratamento/disposição final dessas águas residuárias, com fins de seu aproveitamento agrícola.

Ponto relevante desta proposta está na alteração do sistema convencional de aplicação por sulco do efluente, no intuito de melhorar a distribuição de nutrientes no solo, o que deverá proporcionar maior produtividade agrícola, com redução nos riscos de poluição ambiental pontual.

A obtenção de dados levantados em sistema operado por longo período (3 anos), fato que não se observa em trabalhos realizados no Brasil, bem como, a utilização de esgoto sanitário não tratado (bruto), elevando a qualidade do trabalho, com dados da evolução espaço temporal de sistemas fertirrigado por meio de sulcos fechados.

Este estudo elucidar os riscos aliados a perda de elementos químicos contaminantes em profundidade no solo, ponto importante no balanço de massa do sistema, como forma de prever possíveis processos de super dosagem de esgoto sanitário bruto (EB).

A utilização de técnicas para identificação da biodiversidade de sistema que recebe EB também é ponto relevante deste trabalho, uma vez que essas técnicas permitem identificar as colônias promissoras nestes sistema, bem como quais mecanismos atuam no processo de desenvolvimento do solo receptor desta água residuária.

Por fim, a proposição de uma forma simplificada para utilização do sódio como elemento responsável pela dosagem do EB, agrega valor a este estudo, elucidando e simplificando o manejo desta técnica, utilizando de variáveis de simples acesso para definição da dose aplicável em sistema solo-planta.

5 HIPÓTESES E PREMISSAS

Hipótese 1: A fertirrigação com inversão sistemática na posição de aplicação do EB nos sulcos proporcionará maior produtividade ao capim-elefante e, conseqüentemente, maior remoção de macronutrientes ao longo da linha de plantio.

Premissa 1: A distribuição mais equânime dos nutrientes no solo deverá proporcionar melhor condição de fertilidade a esse meio e, com isso, maior produtividade e remoção de macronutrientes do capim-elefante fertirrigado com EB.

Hipótese 2: Haverá decaimento na concentração dos nutrientes e do sódio no solo fertirrigado com EB, ao longo do comprimento dos sulcos, se a aplicação for feita sempre na mesma posição (início) do sulco, por longo período de aplicação. A inversão na posição de aplicação do EB, a cada aplicação, proporcionará maior homogeneidade na distribuição de nutrientes e sódio, no solo.

Premissa 2: A inversão na posição de aplicação do EB deverá promover distribuição mais equânime dos nutrientes e sódio no solo submetido à fertirrigação, tendo em vista que o aporte desses elementos químicos ocorrerá ora pelo início, ora pelo final dos sulcos, ficando esses resultados mais pronunciados com longos períodos de aplicação.

Hipótese 3: A comunidade microbiana patogênica terá curta persistência no solo receptor de EB.

Premissa 3: A aplicação de EB proporciona a aplicação de material biológico patogênico no solo, contudo, esses microrganismos tendem a apresentar pequena persistência nesse meio, uma vez que o solo é um ambiente inóspito para sua sobrevivência.

Hipótese 4: A dose de aplicação do EB poderá ser definida em função da concentração de Na do sistema, utilizando critérios simples que levem em consideração as características do meio.

Premissa 4: O Na presente no EB será acumulado no solo com aplicações sucessivas, podendo este ser limitado por um modelo que leve em consideração a capacidade de suporte do sistema solo-planta.

6 MATERIAL E MÉTODOS

Para atender os objetivos desta pesquisa, seguiu-se o fluxograma apresentado na Figura 2, no qual pode-se observar a evolução temporal de implementação do experimento em campo, e após um período de 3 anos de operação.

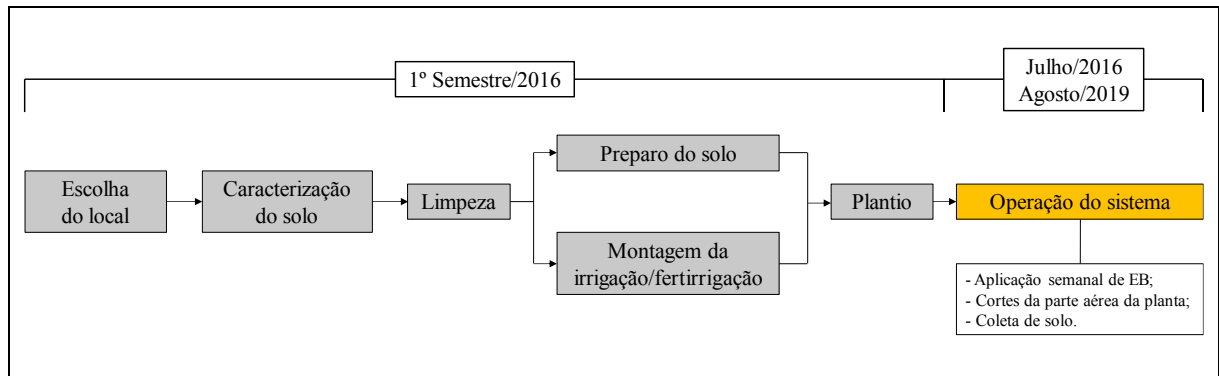


Figura 2 - Fluxograma das etapas da experimentação, desde a escolha do local até a etapa de operação do sistema.

Nos subitens 6.1 ao 6.4, estão descritos o material e métodos utilizados até o momento do plantio; os subitens seguintes relatam as ações que foram realizadas para operar o sistema e obtenção dos dados, que segue o fluxograma resumo apresentado no item 6.5.

6.1 Localização do experimento

O experimento foi conduzido em área disponibilizada na Estação de Tratamento de Esgoto da COPASA (ETE - Onça), localizada junto ao Ribeirão do Onça, no município de Santa Luzia - MG (Figura 3), próximo a Belo Horizonte - MG, Brasil, nas coordenadas geográficas 19°49'20,6" Sul e 43°53'46,6" Oeste.

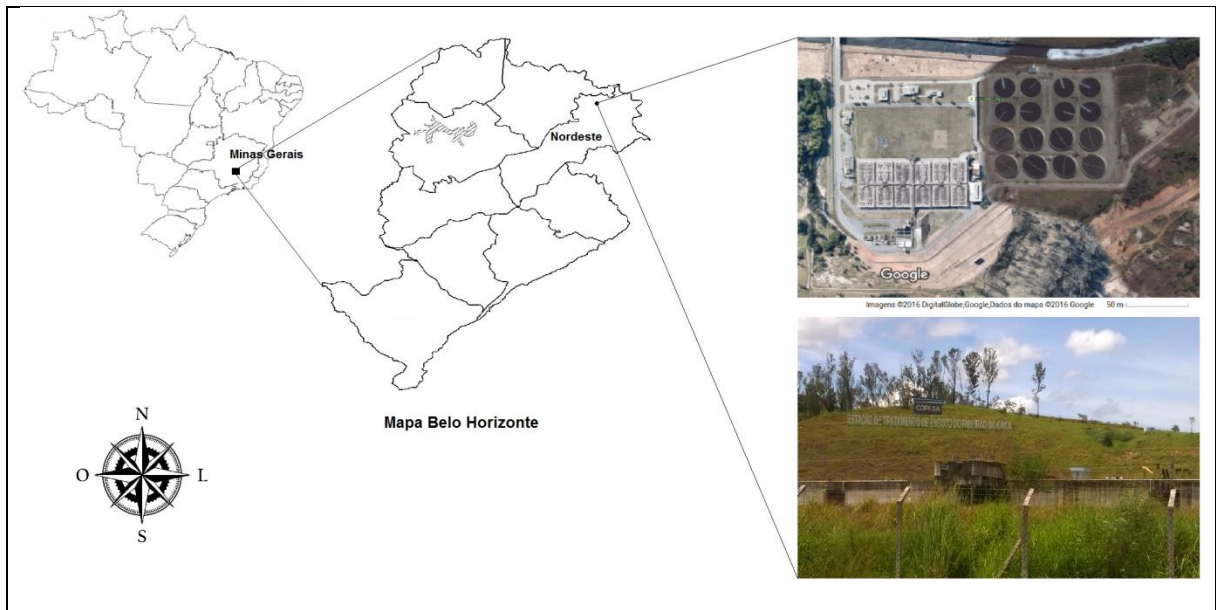


Figura 3 - Localização da ETE - Onça.

6.2 Caracterização inicial do solo

Antes do início do experimento, foi feita a caracterização física, química e físico-hídrica de amostras de solo coletadas nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm, no local onde foi instalado o experimento.

As análises químicas do solo consistiram em medição do potencial hidrogeniônico (pH) e quantificação dos teores de matéria orgânica (MO) e nitrogênio total (NT); trocáveis ou disponíveis de fósforo (P_{disp}), potássio (K_{disp}), sódio (Na_{disp}), cálcio (Ca_{disp}), magnésio (Mg_{disp}), Zinco (Zn_{disp}), Cobre (Cu_{disp}) e alumínio (Al_{troc}); capacidade de troca de cátions efetiva e potencial (CTC_{ef} , CTC_{pot}), acidez potencial do solo ($H + Al$), porcentagem de saturação por bases (V) e razão de adsorção de sódio (RAS), utilizando-se os métodos descritos em Embrapa (1999) e Matos (2012). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Rotina do Departamento de Solos - UFV e apresentadas na Tabela 9 abaixo.

Tabela 9 - Caracterização química, física e físico-hídrica inicial nas diferentes profundidades do solo.

Variável		Profundidade (cm)		
		0 - 20	20 - 40	40 - 60
pH		7,0	7,3	7,4
CE	$\mu S\ cm^{-1}$	51	47	43
MO	$dag\ kg^{-1}$	2,3	0,7	0,7
N_{Total}	$mg\ kg^{-1}$	230	180	195
P_{Disp}	$mg\ dm^{-3}$	2,6	4	5,7

K_{Disp}		54	63	67
Ca_{Disp}		1.575	1.872	1.979
Mg_{Disp}		253	252	245
Al_{Troc}		1	1	1
H+Al	mmolc dm ⁻³	7,5	3	3
CTC_{Ef}		102	116	121
CTC_{Pot}		109	118	123
V	%	93	97	98
m		1	1	1
ρ_s	g cm ⁻³	1,26	-	-
U	kg kg ⁻¹	0,187 ¹	0,167 ²	0,075 ³
	% areia	46	-	-
G	% silte	37	-	-
	% argila	17	-	-

Em que: CE - condutividade elétrica medida na suspensão solo:água 1:2,5; H+Al - acidez potencial; V - saturação por bases; m - saturação por alumínio; ρ_s - massa específica global do solo; U - teor de água no solo; ^{1,2,3}Valores de U quantificados sob tensão de 0,1, 0,3 e 15 bar para camada de 0 - 20 cm, respectivamente.

As análises físicas contemplaram a análise de densidade aparente (d), análise granulométrica (G - argila, areia e silte), utilizando-se os métodos descritos em Embrapa (1999) e Matos (2012), além de medição da condutividade elétrica na suspensão (relação solo:água de 1:2,5).

A caracterização físico-hídrica do solo consistiu na quantificação do teor de água na capacidade de campo (U_{cc}), quantificada após ser submetida às tensões de 0,1 e 0,3 bar, e no ponto de murcha permanente (U_{pmp}), quantificada após ser submetida à tensão de 15 bar, utilizando-se os métodos descritos em Embrapa (1999). Os valores de U_{cc} (0,1 bar) e U_{pmp} (15 bar) foram utilizados como base para cálculo da lâmina de aplicação de água no solo (BERNARDO et al., 2008) como complemento ou, quando for o caso, para atendimento completo das necessidades hídricas das plantas.

Para entender a gênese e a morfologia do solo estudado, abriu-se uma trincheira para a observação dos horizontes pedogenéticos, como pode ser observado na Figura 4. A caracterização visual indica, numa análise preliminar, se tratar de um solo desestruturado, do ponto de vista morfológico, uma vez que não continha consistência de cor em profundidade, com camadas pouco definidas dentre as quais, a camada orgânica é praticamente inexistente (EMBRAPA, 2006). Verifica-se que se trata de material de aterro, de baixa qualidade em termos estruturais, constituído por um material fino misturado a rochas de granulometria

grosseira, aparentemente calcárias e formadas por depósito de material removido de outras áreas. Em vista dessas características do perfil do solo, não se encontra classificação própria, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SIBCS), podendo-se dizer que se aproxima das características de um Regossolo típico.



Figura 4 - Vista do perfil do solo, com destaque à ausência de horizontes após diagnóstico.

Posteriormente ao início dos trabalhos, foi confirmado, por meio de investigações, que a área foi originada de um aterramento efetuado para construção de um desvio no ribeirão do Onça. Tal fato justificou a presença de grande quantidade de rochas de tamanho grosseiro encontradas no solo, o que foi verificado durante o processo de preparação da área experimental.

6.3 Aspectos relativos ao preparo da área para fertirrigação por aplicação em sulco

A fertirrigação com o EB na área de cultivo do capim-elefante foi efetuada por meio do método superficial, mais precisamente, sulcos. Para isso, o terreno foi previamente sistematizado, ou seja, com base em levantamento topográfico do local, teve sua superfície aplainada em nível (BERNARDO et al., 2008).

Os sulcos foram construídos após a sistematização da área com formato trapezoidal, tendo profundidade de 0,20 m, largura do topo de 0,30 m e espaçamento de 0,60 m. A fim de proporcionar a inversão no sentido do escoamento do EB, os sulcos foram construídos sem declividade de fundo, em nível.

6.4 *Plantio, adubação e tratos culturais*

Seguindo-se as instruções estabelecidas em Embrapa (2015), o plantio de capim-elefante foi efetuado por meio de mudas, conforme estrutura mostrada na Figura 5, optando-se por efetuar o plantio no espaçamento de 0,6 m entre linhas. Desta forma, foi construído um sulco entre cada linha de cultivo.

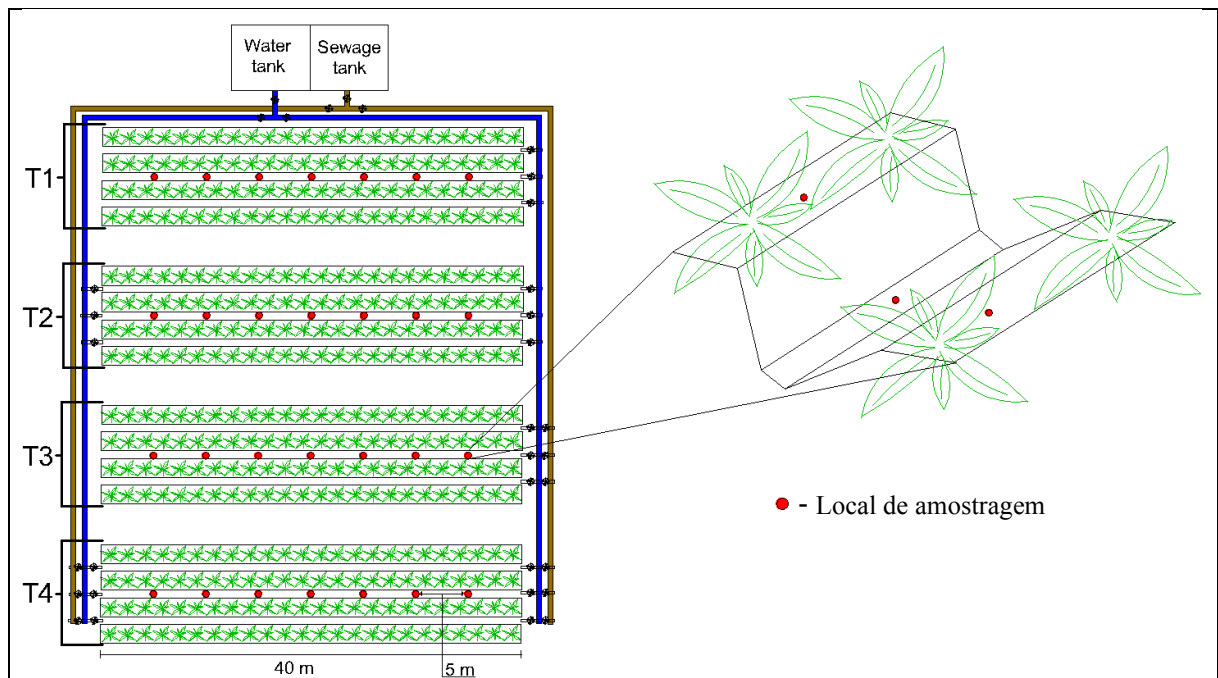


Figura 5 – Croqui do experimento, com destaque para os locais de amostragem da parte aérea da planta e do solo.

Cada parcela experimental foi constituída por três sulcos fechados de fundo nivelado e quatro linhas de cultivo, sendo os sulcos e as linhas de plantas laterais consideradas bordaduras. Os sulcos foram construídos com 40 m de extensão, o que proporcionou uma área de cultivo total de 72 m².

A adubação do solo das parcelas foi feita via fertilização convencional e a fertirrigação. Para adubação química convencional do capim-elefante, foram aplicadas doses de 70 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N e K, utilizando-se os fertilizantes comerciais superfosfato (SS) simples, ureia e cloreto de potássio, respectivamente.

A adubação nitrogenada e potássica nas parcelas experimentais não fertirrigadas com EB foi aplicada de forma parcelada, em doses de 50 kg ha⁻¹, efetuadas após cada corte da parte aérea das plantas, de acordo com as recomendações da Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (RIBEIRO et al., 1999). O controle de plantas daninhas nas parcelas experimentais foi feito manualmente, com o auxílio de enxada.

6.5 Fluxograma das etapas realizadas neste projeto

A seguir, estão apresentadas as etapas que foram realizadas neste trabalho em função dos seus respectivos objetivos, bem como, a descrição resumida das atividades que foram avaliadas no sistema (Figura 6).

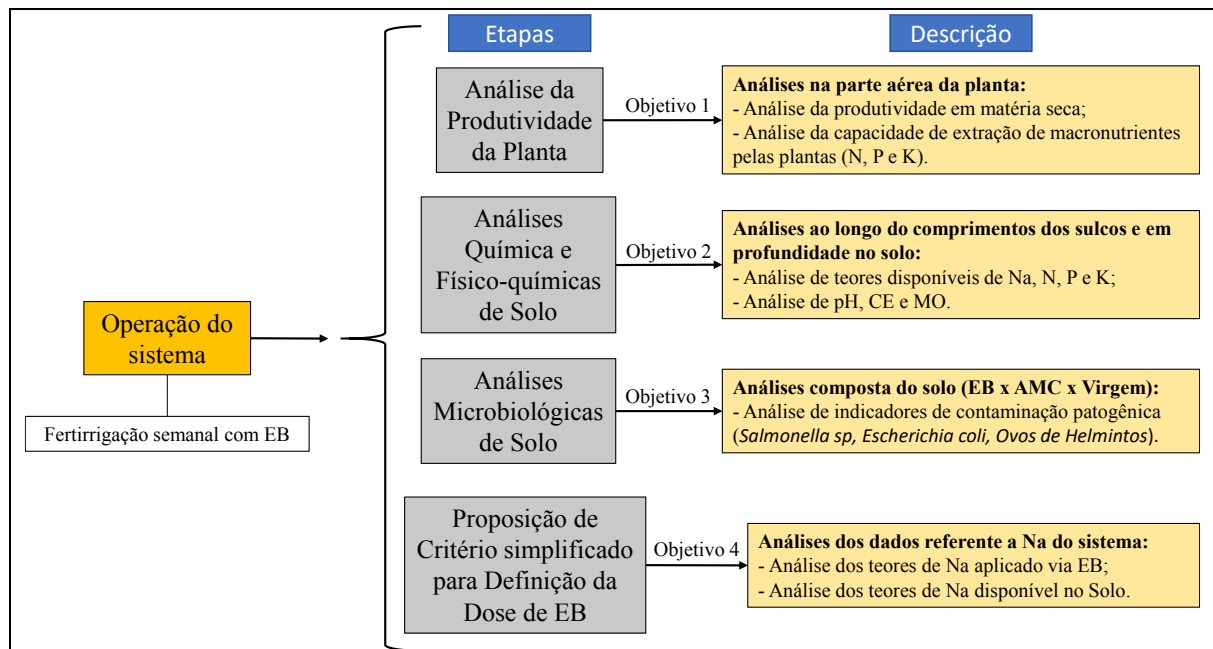


Figura 6 – Fluxograma no qual estão apresentadas as etapas previstas para atendimento dos objetivos específicos da pesquisa.

6.6 Tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi organizado no delineamento inteiramente casualizado, com 4 tratamentos e 7 regiões de amostragem, ao longo do comprimento dos sulcos. Para atendimento dos objetivos específicos deste experimento, os tratamentos foram, assim, estabelecidos:

- Adubação convencional (utilizando adubos minerais comerciais) do capim-elefante, sem alternância na posição de aplicação da água da rede de abastecimento da COPASA nos sulcos (TWN);

- Adubação convencional do capim-elefante com alternância na posição de aplicação da água da rede de abastecimento da COPASA nos sulcos (TWA);
- Fertirrigação do capim-elefante sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos (TFN);
- Fertirrigação do capim-elefante com alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos (TFA).

6.7 Manejo da fertirrigação

Em função da caracterização da concentração de sódio (Na) do EB, cuja metodologia de análise está apresentada no item 6.9, calculou-se a lâmina a ser aplicada na cultura do capim-elefante. Ficou estabelecida uma aplicação de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Na via EB, tal como sugerido por Matos e Matos (2017) e o CERH-MG (2020), para que esse elemento químico não seja aplicado em excesso no solo.

Tanto a adubação mineral convencional (AMC) da cultura como a efetuada via aplicação da lâmina de EB, foram subdivididas temporalmente. As aplicações de AMC foram efetuadas aos 30 dias após o plantio e subsequentemente a cada corte, a lâmina de EB foi aplicada semanalmente, seguindo-se o mesmo turno de rega de irrigação estabelecido para os tratamentos que receberam água da rede de abastecimento e que foi calculado de acordo com Bernardo et al. (2008).

A alternância na posição de aplicação da ARA ou do EB correspondeu à sua aplicação alternada entre as duas extremidades dos sulcos, o que foi viabilizado pela construção dos sulcos em nível. Optou-se por realizar a aplicação do EB seguido do complemento com ARA nas parcelas fertirrigadas, nas quais foram respeitadas as vazões e as velocidades de escoamento máximas não erosivas calculadas estabelecidas para este tipo de sistema, segundo Bernardo et al. (2008). Esta forma de operação, garantiu que o EB se infiltrasse rapidamente, permanecendo por pouco tempo exposto sobre a superfície do solo.

6.8 Manejo do sistema de irrigação complementar

Para eliminar o fator disponibilidade de água entre os tratamentos que receberam EB, a lâmina aplicada de EB foi complementada com água da rede de abastecimento. O manejo da irrigação, tanto das parcelas receptoras de água da rede de abastecimento como na complementação do fornecimento de água nas parcelas receptoras de EB, foram estabelecidos com base na

evapotranspiração da cultura (ET_c). A ET_c foi calculada conforme apresentado por Doorenbos e Pruitt (1977), que utiliza a evapotranspiração de referência (ET_o), estimada de acordo com o método de Thornthwaite (1948), disponibilizado pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia); e com um coeficiente de cultura (K_c) que leva em consideração a cultura instalada e seus estágios de desenvolvimento (DOORENBONS; KASSAM, 1994).

Os dados de precipitação foram obtidos junto ao CMAR (Centro de Monitoramento e Alerta de Risco), em Estação Fluviométrica e Pluviométrica instalada próxima à área experimental, na qual são medidos os níveis de água no ribeirão Onça e a precipitação local.

Para facilitar a operação do sistema conforme citado anteriormente, optou-se por trabalhar com um turno de rega de 7 dias, ou seja, a irrigação e a fertirrigação foram aplicadas semanalmente. A seguir encontram-se os dados meteorológicos para localidade durante o período de experimentação (Tabela 10).

Tabela 10 - Temperatura média mensal ($T_{média}$), umidade relativa média mensal ($UR_{média}$), precipitação acumulada mensal média (Pr) e irrigação total necessária média semanal ($ITN_{semanal}$) para os três anos de cultivo do capim-elefante.

Mês	$T_{média}$ (°C)	$UR_{média}$ (%)	Pr (mm)	$ITN_{semanal}$ (mm)
janeiro	25	58	121	60
fevereiro	24	68	193	52
março	24	65	211	50
abril	23	65	50	43
maio	21	64	28	35
junho	20	61	11	30
julho	19	55	1,2	27
agosto	21	53	13	33
setembro	22	53	52	41
outubro	24	59	135	50
novembro	23	59	240	47
dezembro	24	67	286	53
Anual	23	61	1353	43

6.9 Caracterização do esgoto sanitário bruto aplicado

A água residuária utilizada no experimento foi constituída pelo esgoto bruto submetido apenas a um gradeamento (EB). O EB foi caracterizado em termos químicos e físico-químicos utilizando-se métodos apresentados *Standard methods for the examination for water and wastewater* (APHA et al., 2005) e em Matos (2015).

As análises químicas do EB contemplaram as medições do potencial hidrogeniônico (pH), concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na). As análises físico-químicas do esgoto consistiram na medição da condutividade elétrica (CE).

6.10 Avaliação da produtividade e capacidade extratora de nutrientes pela cultura (Objetivo 1)

Os cortes periódicos da parte aérea das plantas, foram efetuados toda vez que as plantas de todas as parcelas experimentais atingiam altura superior a 1 m. A cada corte efetuado na parte aérea das plantas, foi analisada a produtividade do material coletado, em termos de matéria seca, sendo estas amostragens efetuadas dentro de quadrado de 1 m² posicionados a cada 5 m ao longo do comprimento dos sulcos (conforme Figura 5). As plantas foram cortadas a uma altura mínima de 15 cm acima da superfície do solo, garantindo a sua rebrota. O material coletado foi levado a laboratório e seco sob baixas temperaturas (65 °C), sendo posteriormente pesado para se obter a produtividade de matéria seca.

Amostras da parte aérea seca das plantas, utilizada para cálculo de produtividade, foram moídas em triturador para quantificação dos teores de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e potássio total (KT), seguindo-se metodologia da EMBRAPA (2009). O NT foi quantificado pelo método Kjeldahl, após digestão sulfúrica; o PT e o KT foram digeridos com solução ácida nítrico-perclórico, sendo que, o PT foi quantificado em espectrofotômetro de UV visível e o KT em espectrofotômetro por emissão de chama.

Estes dados foram submetidos aos testes de tendência central, com a utilização do teste t de *Student* para comparação entre pares, e o teste *Tukey* para múltiplas comparações, ambos com 5% de nível de significância. Foi aplicado o teste F para análise de regressão linear ao longo do comprimento dos sulcos, com 5% de significância.

6.11 Avaliação das características do solo receptor de esgoto sanitário bruto (Objetivo 2)

A avaliação das características químicas e físico-químicas do solo foram feitas seguindo-se as mesmas metodologias descritas no subitem 6.2, sendo as análises efetuadas: teores disponíveis de Na, P e K, teor total de N e MO, valores de CE e pH. A coleta de solo foi realizada com auxílio de um trado holandês em 7 diferentes posições (Conforme Figura 5) do comprimento de cada sulco, na profundidade de 0 - 20 cm, de modo que abrangesse os topos e o fundo dos

sulcos, sendo que, no fundo do sulco, foram realizadas coletas nas profundidades de 20 - 40 e de 40 - 60 cm, a fim de obter resultados relativos à lixiviação de nutrientes no perfil do solo.

As análises de solos foram feitas nos três anos consecutivos após a implantação do sistema, sendo esses anos 2017, 2018 e 2019, que para a discussão destes dados serão chamados de 1º, 2º e 3º ano. Estes dados foram submetidos aos testes de tendência central, utilizando o teste *t* de *Student* para comparação entre pares, e o teste *Tukey* para múltiplas comparações, ambos com 5% de significância.

6.12 Avaliação de indicadores patogênicos no solo (Objetivo 3)

Para atendimento deste objetivo, foram estabelecidos os seguintes tratamentos: 1) Solo controle, caracterizado pela análise de amostra composta coletada em área de solo similar, porém não receptor do EB (TSC); 2) Solo receptor de adubação mineral convencional, sendo a amostragem composta realizada nos TWN e TWA (TW); 3) Solo fertirrigado, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos, com a amostragem composta realizada no TFN (TFN); e 4) Solo fertirrigado, com alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos, com a amostragem composta realizada no TFA (TFA).

Os indicadores escolhidos para análise foram *Salmonella spp*, *Escherichia coli* (*E. coli*), ovos de helmintos viáveis, por serem, os dois primeiros, indicadores de contaminação fecal patogênica, e o terceiro, um indicador parasitário de maior persistência no meio. A análise de *E. coli* foi feita pelo método 1603 *U.S. EPA* (U.S. EPA, 2014), a análise de *Salmonella spp* foi realizada pelo método 1682 *U.S. EPA* (U.S. EPA, 2006), e a contagem de ovos de helmintos viáveis foi quantificada pelo método Meyer (MEYER et al., 1978).

As coletas foram feitas após 3 anos de aplicação de EB, imediatamente após a última fertirrigação a fim de identificar melhores condições de desenvolvimento para os microrganismos.

A coleta de amostras de solo foi efetuada com o auxílio de um trado previamente esterilizado. Foram coletadas amostras em 5 pontos ao longo dos sulcos e em áreas de solo similar, nas quais não foi aplicado EB, formando uma amostragem composta para cada tratamento. A profundidade analisada foi de 0 - 5 cm, pois nessa camada ocorre a maior atividade microbiológica, ficando retido a maior parte dos microrganismos aplicados, conforme Balkhair (2016).

6.12.1 Composição da comunidade microbiana por meio de sequenciamento massivo do gene RNAr 16S

A investigação da composição e da diversidade da comunidade microbiana no solo foi realizada por meio do sequenciamento de amplificação do gene RNAr 16S, com o uso plataforma *Illumina MiSeq*, para identificação de bactérias. As etapas das análises moleculares estão apresentadas na Figura 7, estando sua descrição detalhada do procedimento apresentada por Figueiredo (2019).

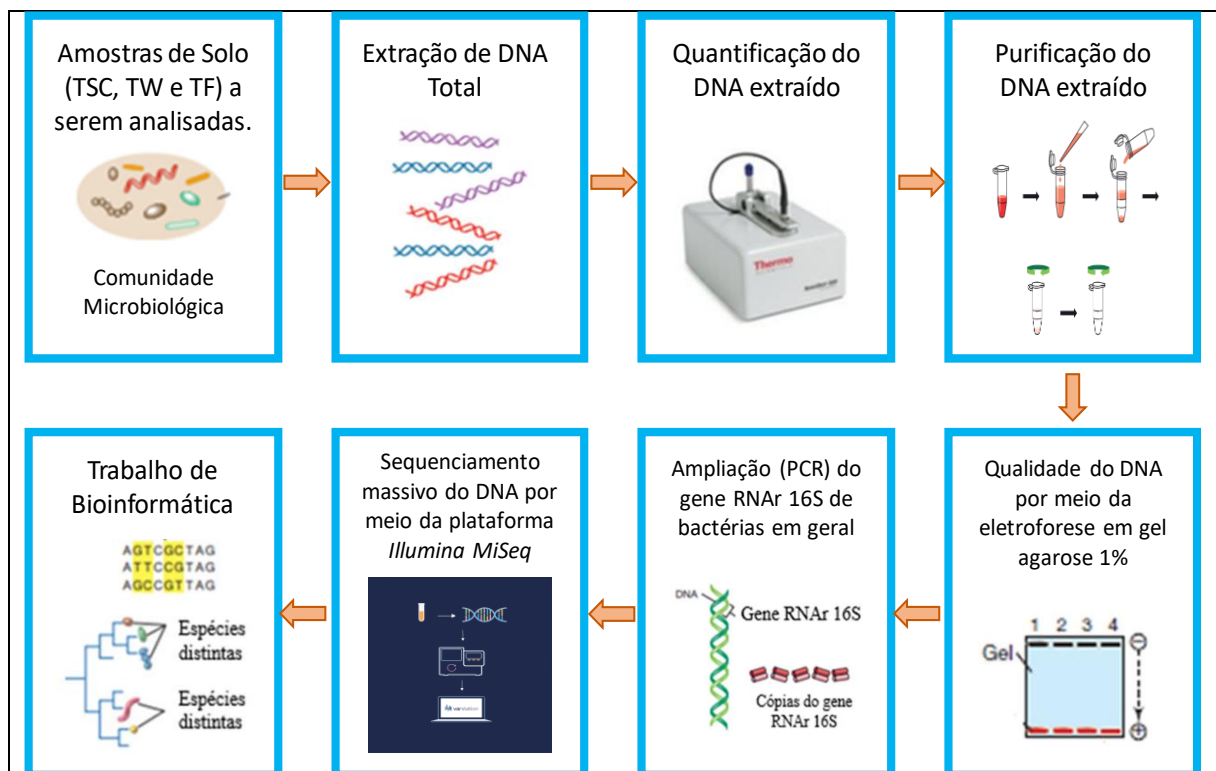


Figura 7 - Fluxograma no qual estão apresentadas as etapas das análises moleculares nas amostras de solo para identificação da comunidade microbiana. Fonte: Figueiredo (2019) modificado.

A parte relativa à bioinformática diz respeito a filtragem das sequências genéticas encontradas nos solos estudados, sendo filtradas para remoção de *primers*, sequências menores que 150 pb e sequências ambíguas. Segundo o mesmo autor, as sequências com similaridade $\geq 97\%$ foram, então, atribuídas às mesmas classificação das unidades taxonômicas operacionais (UTO).

A princípio, com a contagem da classificação das UTO foram aplicadas análises estatísticas descritivas a respeito da abundância relativa das bactérias (porcentagem), em nível de filo, ordem e gênero, sendo que a contagem das unidades com abundância relativa menor que 1% estão enquadradas na classificação “outros”.

As amostras sequenciadas foram coletadas de forma composta no solo, após 2,5 anos do início da experimentação, a uma profundidade de 0 - 5 cm, em áreas submetidas aos seguintes tratamentos estabelecidos: 1) Solo controle, ou seja, não receptor do EB (TSC); 2) Solo receptor de adubação mineral convencional, com a amostragem composta realizada nas áreas submetidas aos TWN e TWA (TW); 3) Solo fertirrigado, sendo a amostragem composta realizada nas áreas submetidas aos TFN e TFA (TF). Foram calculados o índice de riqueza de comunidades (Chao1) e os índices de diversidades (Shannon e Simpson) no *MicrobiomeAnalyst* (CHONG et al., 2020).

6.13 Proposição de critério simplificado para definição da dose de esgoto sanitário bruto em função da quantidade do sódio (Objetivo 4)

A definição dos critérios propostos para definição da dose de EB em função do Na utilizou como referência o modelo proposto pela CETESB (2006) para definição da dose de vinhaça em função do K.

Com base na carga aportada de Na ao sistema fertirrigado com EB, foi elaborado um simples modelo matemático que define a dose de EB para que o Na não danifique a estrutura do solo com aplicação desta água residuária ao longo dos anos.

O modelo utilizou um balanço de massa, tomando como referência indicadores quantitativos de qualidade do solo, no qual o teor de Na compromete a utilização agrônômica. A definição da dose foi baseada na saturação do complexo de troca do solo pelo Na, estimando uma dose com baixo risco de sodificação do meio, em função da capacidade de suporte de diferentes tipos de solo. Este modelo foi explicado no tópico de resultados e discussão, onde foi apresentado toda a dedução matemática utilizada.

Deste modo, foi feita uma previsão para a dose total de aplicação para diferentes cenários de teores de Na^+ atual no solo (variando de 0, 20, 60, 100, 140, 180, 220, 260 e 300 mg dm^{-3}) em função de diferentes teores de CTC_{pot} (variando de 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14 e $16 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Este valor pode ser corrigido em função da concentração de Na no EB para se adequar a diferentes cenários.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 Aporte de nutrientes ao solo em virtude da aplicação do esgoto sanitário

Na Tabela 11, verifica-se que a dose de EB equivalente à aplicação de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Na, proporcionou uma dose de N cerca de duas vezes maior que a da fertilização química convencional. Contudo, a dose de P ficou próximo das recomendações, enquanto a dose de K foi, aproximadamente, a metade do que é sugerido pelas recomendações da Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (RIBEIRO et al., 1999). Ainda assim, considera-se que os tratamentos de aplicação de EB (TFN e TFA) foram suficientes para atendimento das necessidades das plantas, sendo o K um possível nutrientes que limite o desenvolvimento da cultura receptora apenas de EB.

Tabela 11 - Concentração média de sódio (Na) e macronutrientes (N, P e K) no esgoto sanitário e quantidades aplicadas via fertirrigação e adubação mineral convencional, nas parcelas experimentais, durante os três anos de experimentação.

Variáveis	Concentração média no esgoto sanitário* (mg L ⁻¹)	Aporte ao solo (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	
		Fertirrigação	Fertilização Mineral
Na	71,4 (±21)	300	--
N	148,9 (±33)	647	300
P	17,8 (±6)	86	70
K	38,5 (±11)	176	300

* n = 130; entre parêntese os desvios-padrão.

A aplicação de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Na, via fertirrigação com esgoto sanitário tratado, também foi avaliada na produção da forrageira, o que proporcionou um aumento de produtividade da parte aérea dessas plantas nos seus primeiros cortes, entretanto há um indicador de prejuízos ao desenvolvimento dessas a partir do quarto corte, segundo trabalho realizado por Silva et al. (2012). Em vista disso, os autores salientam o risco decorrente da quantidade de Na aplicada via esgoto sanitário, visto que, quando aplicada em grande quantidade, pode causar problemas físicos, como aumento na dispersão de argila, a desestabilização de agregados e, conseqüentemente, o bloqueio de poros com conseqüente perda na permeabilidade do solo, além de ocasionar estresse hídrico às plantas, em razão do abaixamento do potencial osmótico (BLUM et al., 2012; LEAL et al., 2009).

Em contrapartida, existe autores que observam em seus trabalhos o não comprometimento da qualidade do solo com aplicação de águas residuárias sanitárias, pois mesmo em condições de altas concentrações de Na, a alta condutividade elétrica destes efluentes anulam estes efeitos negativos pela competição iônica no solo (MARQUES et al., 2018; MATOS; MATOS, 2017).

Considerando-se que a concentração média de sódio no EB foi de 71,4 mg L⁻¹ (Tabela 11), e que a dose aceitável deste elemento químico para aplicação no solo de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹, observou-se que estas condições possibilitou a aplicação de, aproximadamente, 420,2 mm ano⁻¹ dessa água residuária.

Blum et al. (2013), ao efetuarem fertirrigação de cana-de-açúcar com esgoto sanitário tratado, reportaram um aporte de 249 e 33 kg ha⁻¹ de N e P, respectivamente, em um ano de aplicação. Essa diferença reportada pelos referidos autores e os dados apresentados na Tabela 11 está diretamente associada ao tratamento prévio a que foi submetido essa água residuária, que tendeu a reduzir significativamente as quantidades de macronutrientes essenciais ao adequado desenvolvimento das plantas.

7.2 Produtividade e extração de nutrientes pelo capim-elefante

O manejo adotado no sistema garantiu cerca de 5 cortes da parte aérea das plantas, por ano, os quais ocorreram em intervalos de tempo mais curtos entre os meses de outubro a março de cada ano, período de ocorrência de maiores temperaturas médias do ar e intensidades pluviométricas, como pode ser notado na Tabela 10.

Na Figura 8 estão apresentados os resultados de produtividade média de matéria seca da parte aérea das plantas, bem como as respectivas quantidades médias de macronutrientes alocadas nesses tecidos vegetais, ao longo dos 3 anos de experimentação. Pode-se notar que o TFA proporcionou a maior produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-elefante, que foi de 29,9 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, assim indicando que o efeito de alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos fechados foi positivo, aumentando em cerca de 30% essa produtividade, se comparado com o que foi obtido com o TFN. Os tratamentos TWN, TWA e TFN não proporcionaram diferenças significativas nas produtividades de matéria seca da parte aérea do capim, tendo sido obtidos valores entre 17,5 e 22,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Acredita-se que a produtividade da parte aérea do capim-elefante fertirrigado com EB poderia ter sido maior caso houvesse o atendimento das necessidades de K pela cultura, via adubação

química complementar, já que as necessidades da cultura são de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (RIBEIRO et al., 1999) e, conforme consta na Tabela 11, o fornecimento via EB foi de apenas $176 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

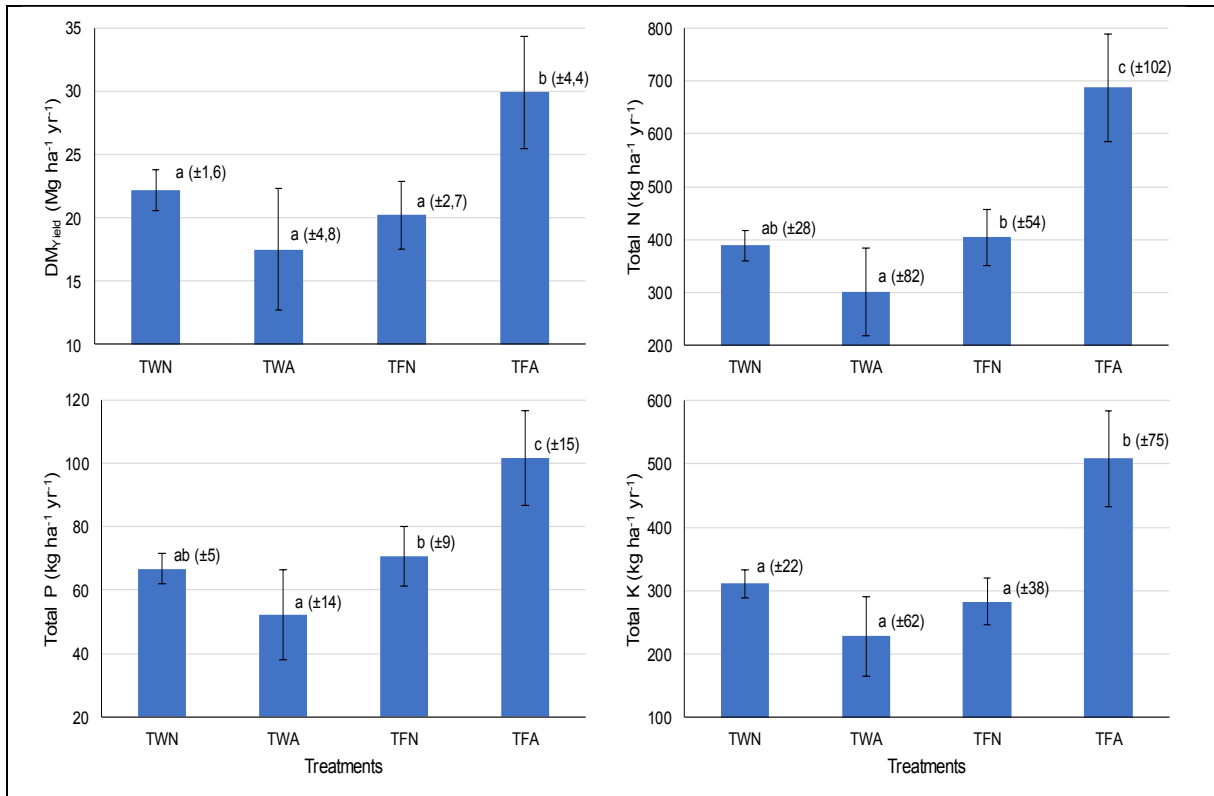


Figura 8 - Produtividade média de matéria seca e capacidade média de extração de nutrientes pela parte aérea do capim-elefante, ao longo dos 3 anos de experimentação.

Tratamentos com mesma letra não apresentam diferença significativa entre si, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$, $n = 21$), enquanto entre parênteses estão os respectivos desvios-padrões. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação no sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

Observa-se que a quantidade média extraída de N, P e K foi significativamente maior no tecido da parte aérea das plantas cultivadas na parcela experimental submetida ao TFA, pois foram obtidos os valores de 688 , 102 e $508 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, justificado pela melhor distribuição dos nutrientes no solo, em razão da alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos.

A capacidade extrativa nos tratamentos em que as plantas receberam água de abastecimento e adubação convencional (TWN e TWA) não foram significativamente diferentes e proporcionaram valores médios de N, P e K de 389 , $66,8$ e $311 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente.

Deve-se considerar que o EB se apresenta como uma água residuária rica em termos nutricionais, onde a forma predominante do N é orgânica, o que ocasiona a liberação gradativa deste elemento para as plantas. Neste sentido, quando se observa que os tratamentos fertirrigados (TFA e TFN) receberam o dobro da dose de N, e apenas o TFA teve uma resposta produtiva diferenciada positivamente, alia-se esta resposta à melhor distribuição nutricional ao longo dos sulcos.

Em estudo conduzido por Maranhão et al. (2018), verificou-se que o capim-elefante foi capaz de extrair, pela sua parte aérea, cerca de 172, 56 e 1084 kg ha⁻¹ de N, P e K, respectivamente, em um período produtivo de meio ano (189 dias). Extrapolando esses resultados para um ano completo, os autores possivelmente teriam encontrado valores similares de extração de N aos obtidos neste experimento nas plantas submetidas aos tratamentos TWN, TWA e TFN, de P para o tratamento TFA, e valores superiores de K em todos os tratamentos, sendo explicado pela dose de adubação potássica que foi estabelecida no estudo em questão, aproximadamente 400 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Os valores de extração de K via corte da parte aérea do capim-elefante obtidos no presente trabalho, quando submetidos aos tratamentos TWN, TWA e TFN, foram similares aos reportados por Santos et al. (2012), ao comparar diferentes cultivares de capim-elefante com e sem a aplicação de gesso no solo. Contudo, os autores não observaram influência dessa aplicação na extração desse macronutriente, e os valores de P reportados foram inferiores aos obtidos neste trabalho, sendo menores que 40 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

A capacidade extratora de macronutrientes via corte da parte aérea das plantas submetidas ao tratamento TFA foi superior às doses de macronutrientes aplicados via EB, conforme pode ser verificado ao comparar os resultados apresentados na Tabela 11 e os da Figura 8. Isso possibilita uma segurança do sistema, não proporcionando um acúmulo de nutrientes, assim permitindo que estes fiquem susceptíveis à lixiviação no perfil do solo.

Observando o resultado apresentado no parágrafo anterior, o contrário aconteceu em relação às plantas submetidas ao TFN, no qual foi aplicada quantidade excessiva de N (647 kg ha⁻¹ ano⁻¹), condição que proporcionou extração média de 404 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Esses resultados indicaram que existe o risco de perder esse nutriente no sistema solo-planta, oriundo da não alternância na posição de aplicação de EB no sulco. Contudo, deve-se levar em consideração outros processos

que envolvem o consumo de N do solo, como desnitrificação, consumo microbiológico, consumo por plantas daninhas, entre outros.

A capacidade de extração de N pelas plantas submetidas ao TFA foi de $688 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 8), sendo que a recomendação de adubação desse capim é de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, via adubação mineral (RIBEIRO et al., 1999), o que mostra que o capim-elefante tem capacidade de extrair quantidades maiores que as recomendadas via adubação mineral convencional. Segundo Vitor et al. (2009), doses até $700 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N proporcionam crescimento linear na produtividade da parte aérea do capim-elefante, apresentando valor médio de $29 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, valor similar ao encontrado, neste trabalho, para a parte aérea das plantas submetidas ao TFA.

Morais et al. (2009), avaliando diferentes cultivares de capim-elefante, em diferentes solos típicos brasileiros, obtiveram resultados similares, em termos de produtividade de matéria seca (cerca de $30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), que os obtidos neste trabalho, mas a remoção de N foi baixa (cerca de $157 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Como não houve adubação nitrogenada, os autores associaram essa extração de N via corte da parte aérea das plantas à fixação biológica de nitrogênio, o que também poderia justificar as diferenças encontradas neste trabalho, considerando-se as quantidades aplicadas e as extraídas pelas plantas submetidas ao TFA.

Trabalhos prévios, nos quais foram avaliados diferentes cultivares de capim-elefante produzidos sob as condições climáticas tropicais do Brasil com adubação mineral, indicaram produtividades de matéria seca da parte aérea das plantas superiores a 30 Mg ha^{-1} , independente do cultivar, em apenas meio ano, com uma capacidade de extração de nitrogênio chegando a 539 kg ha^{-1} (FLORES et al., 2012). Contudo, a diferença está tanto na quantidade de potássio aportada pelo EB, que limita o crescimento da planta, quanto no número de cortes efetuado neste período, que no referido trabalho foi de apenas um corte. Isso acarretou em aumento na parte fibrosa das plantas, fator que reduz os teores de nutrientes em relação à matéria seca.

Em estudo realizado por Nogueira et al. (2013), que comparou a fertirrigação com esgoto sanitário tratado e adubação mineral convencional, na produção de capim-bermuda, verificou-se que essa água residuária, ao ser aplicada para atendimento das necessidades hídricas da cultura, foi capaz de suprir em até 30% as necessidades da cultura em termos de nitrogênio. Os resultados obtidos neste trabalho são indicativos de que a aplicação do esgoto sanitário em sua forma bruta, foi capaz de atender as necessidades de nitrogênio pelo capim-elefante (de acordo como os resultados apresentados na Figura 8, supriu mais de 100% do requerido), tendo em

vista que apresentou maior concentração de N, o que possibilitou maior desenvolvimento das plantas submetidas ao TFA.

Oliveira et al. (2011) verificaram aumento nos teores de proteína bruta (17,26%), cinzas (26%) e fósforo (36,88%) e menores teores de fibra em detergente neutro (3,96%) em capim-elefante que recebeu esterco de curral, quando comparado ao que recebeu adubação química convencional, concluindo que a adubação orgânica possibilitou a produção de uma forrageira de melhor qualidade para alimentação animal.

Neste sentido, Meneses et al. (2018) estudaram alterações nas características morfológicas do capim-elefante submetido a diferentes doses de adubação orgânica (esterco animal) comparadas às proporcionadas em plantas receptoras de adubação química convencional. No respectivo estudo, observando-se um melhor desenvolvimento das plantas quando houve aplicação parcelada desse resíduo orgânico no solo, o que corrobora os efeitos benéficos da aplicação semanal do EB, adotado neste estudo.

De acordo com os resultados obtidos em relação aos teores de macronutrientes na parte aérea do capim-elefante, apresentados na Tabela 12, nota-se que o TFA proporcionou diferença significativa nos teores de N e K, em relação aos quantificados nas plantas submetidas aos tratamentos de aplicação de adubação química convencional (TWN e TWA) e diferindo apenas no que se refere ao teor de K na parte aérea das plantas submetidas ao TFN. Os teores de P e K na parte aérea das plantas são similares aos apresentados em estudo realizado com o capim-tifton 85, que recebeu fertirrigação com água residuária da bovinocultura, quando aplicadas doses de 132 e 402 kg ha⁻¹ de P e K, respectivamente (ERTHAL et al., 2010).

Tabela 12 - Teor de macronutrientes na parte aérea do capim-elefante por unidade de massa de seca (MS).

Tratamentos	N	P	K
	dag kg ⁻¹ de MS		
TWN	1,8 a	0,30 a	1,4 a
TWA	1,7 a	0,30 a	1,3 a
TFN	2,0 ab	0,35 a	1,4 a
TFA	2,3 b	0,34 a	1,7 b

Tratamentos com mesma letra na vertical não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; n = 14). TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação no sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

Em trabalho realizado por Fonseca et al. (2001), utilizando-se esgoto sanitário submetido a tratamento preliminar, foram obtidos teores de até 0,48 e 3,62 dag kg⁻¹ de P e K, respectivamente, na matéria seca da parte aérea do capim coast-cross. Corroborando os resultados obtidos neste estudo, Matos et al. (2010), ao utilizar o capim-elefante em um sistema alagado construído para o tratamento de água residuária de laticínios, observaram teores médio de 2,81, 0,39 e 1,92 dag kg⁻¹ de N, P e K, respectivamente, na matéria seca da parte aérea das plantas.

Utilizando a mesma dose de Na que a aplicada ao solo neste trabalho (300 kg ha⁻¹), na fertirrigação do capim-mombaça com efluente preliminar do tratamento do esgoto sanitário, Silva et al. (2012) observaram teores de N, P e K, nas faixas de 1,2 - 3,5 dag kg⁻¹, 0,9 - 1,7 dag kg⁻¹ e 0,6 - 2,5 dag kg⁻¹, respectivamente. Comparando com os resultados apresentados na Tabela 12, verifica-se que apenas o teor de P ficou abaixo da faixa encontrada por esses autores.

Nos tratamentos em que as plantas receberam adubação mineral convencional, houve menor diferença nos valores de produtividade de matéria seca do capim-elefante ao longo do comprimento das áreas experimentais. Isso ocorreu em decorrência da forma de aplicação do adubo químico que foi aplicado a lanço, o que garantiu uma maior uniformidade na sua distribuição na área (Tabela 13).

O mesmo não aconteceu nas parcelas experimentais nas quais as plantas foram submetidas à fertirrigação com EB sem alternância na posição da aplicação (TFN), tendo a extração de nutrientes pelas plantas cultivadas no início dos sulcos sido maior, o que repercutiu no desenvolvimento das plantas nesta área, conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 – Produtividade média de matéria seca e extração de macronutrientes pelas plantas, em função do comprimento da área, para os diferentes tratamentos a que foram submetidos, ao longo dos 3 anos de experimentação.

Tratamentos	Comprimento (m)							Média
	5	10	15	20	25	30	35	
	MS _{produtividade} (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)							
TWN	20,8 ab	21,4 ab	24,2 ab	21,4 a	25,2 b	22,6 a	19,8 b	22,2 a
TWA	17,9 a	17,0 a	18,4 a	18,4 a	16,2 a	16,6 a	17,9 b	17,5 a
TFN	24,2 bc	23,8 bc	23,1 ab	21,3 a	20,3 a	15,0 a	13,7 a	20,2 a
TFA	29,4 c	30,6 c	28,7 b	29,6 b	29,9 b	29,6 b	31,5 c	29,9 b
	N (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)							
TWN	334 a	380 a	384 a	409 b	361 a	384 b	444 c	388 ab
TWA	394 a	315 a	349 a	281 a	276 a	172 a	329 b	301 a
TFN	551 b	673 b	471 a	445 b	343 a	250 a	193 a	404 b

TFA	640 b	704 b	703 b	697 c	564 b	811 c	690 d	688 c
Tratamentos	P (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)							
TWN	63,5 ab	72,1 b	72,8 a	71,5 b	59,8 a	58,9 b	65,8 c	66,8 ab
TWA	58,7 a	56,4 a	77,7 a	44,0 a	51,7 a	31,0 a	48,0 b	52,3 a
TFN	78,1 b	110 d	89,7 b	89,2 c	53,1 a	51,6 b	34,4 a	70,7 b
TFA	74,8 bc	97,3 c	124 c	110 d	87,5 b	102 c	115 d	102 c
Tratamentos	K (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)							
TWN	284 a	264 a	353 b	323 a	386 c	352 b	227 a	311 a
TWA	264 a	240 a	229 a	272 a	117 a	224 a	190 a	227 a
TFN	354 b	319 a	317 b	303 a	298 b	194 a	197 a	283 a
TFA	493 c	541 b	445 c	520 b	501 d	509 c	551 b	508 b

Tratamentos com mesma letra na vertical não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 15$). TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação no sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

A dose de adubação química convencional de N e K aplicada nas parcelas experimentais submetidas ao TWN e TWA, neste experimento, foi de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e a de P foi de 70 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 11), que proporcionaram extrações de 172 a 444 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, de 31 a 78 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P e de 117 a 386 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K pelas plantas (Tabela 13). Sendo assim, os valores de extração estão condizentes com a quantidade aportada deste nutrientes, segundo as recomendações de fertilização para essa forrageira.

O TFN proporcionou extração de P via cortes da parte aérea das plantas condizente com o que foi aplicado via EB (86 kg ha⁻¹ ano⁻¹), conforme mostrado na Tabela 11, tendo sido obtida extração de 70,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹, embora sua distribuição não tenha sido homogênea ao longo do comprimento da área experimental. De forma diferente, as plantas submetidas ao TFA apresentaram extração de P superior ao que aplicado via EB, indicando uma melhor distribuição ao longo da área, e possibilitando a obtenção de maior extração pelas plantas (Tabela 13).

O nitrogênio, na sua forma nítrica, em virtude de sua alta mobilidade no solo, tornou-se a grande preocupação no que se refere à fertirrigação por sulcos. Ebrahimian et al. (2013) verificaram o aumento de até 3 vezes no teor de N no solo, comparando-se os valores quantificados no início e final da área experimental ao aplicarem, por sulco e de forma convencional (aplicação sempre no início dos sulcos), água sintética em solo não cultivado. Esta diferença corrobora com o que foi obtido neste trabalho, em termos de extração de N por plantas submetidas ao TFN (Tabela 13).

O maior valor de extração de N pelas plantas do TFN cultivadas no início da área (distância de 10 m em relação ao início do sulco) foi cerca de 3,5 vezes maior que o menor valor de extração de N do final da área (distância de 35 m em relação ao início do sulco). Nas plantas submetidas ao TFA, a razão entre o ponto de maior e menor extração de N (distâncias de 30 e 25 m, respectivamente) foi cerca de 1,4 vezes (Tabela 13).

Alguns estudos prévios de modelagem indicaram tendência de redução na concentração dos solutos na água utilizada para fertirrigação com o distanciamento do ponto de aplicação, isso é decorrente do processo de absorção desses solutos pelas plantas e sorção pelo solo (XU et al., 2013; ZHANG et al., 2012). Sendo assim, para garantir que a demanda nutricional das plantas em toda área seja suprida utilizando EB, seria necessária a aplicação de doses maiores desta água residuária, o que contrariaria os preceitos de fertirrigação ambientalmente adequada.

Comparando-se as capacidades extratoras das plantas submetidas ao TFN e TFA, observa-se que estas começaram a apresentar diferença significativa, em termos de produtividade de matéria seca, na distância de 20 m em relação ao início da área da parcela experimental; na capacidade de extração de N na distância de 15 m; na capacidade de extração de P na distância de 10 m; e na capacidade de extração de K, em todo o comprimento dessa área (Tabela 13). Sendo assim, pode-se afirmar que as diferenças entre as formas de aplicação do EB (TFN e TFA) mostraram-se aparentes na primeira metade do comprimento das parcelas experimentais.

Torna-se importante ressaltar que as culturas agrícolas têm a sua zona de absorção ativa das raízes na camada mais superficial do solo, o que impede a obtenção de maior capacidade de extração dos macronutrientes, quando a aplicação de EB nos sulcos acontece da forma convencional. Dessa forma, ao se aplicar o EB sempre no início dos sulcos, tal como no TFN, há maior aprofundamento dos nutrientes e poluentes no perfil do solo dessa região (EBRAHIMIAN et al., 2014). Conforme pode ser observado na Tabela 13, as plantas submetidas ao TFN não foram capazes de extrair o N aplicado ($647 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) a partir da distância de 15 m do local de aplicação do EB (início dos sulcos).

Segundo Zhang et al. (2012), a não absorção do N aplicado pelas plantas pode trazer risco de eutrofização de águas superficiais e subterrâneas em vista da alta mobilidade desse nutriente no solo. No entanto, Soroush et al. (2012) ressaltaram que o aumento na sinuosidade dos sulcos, como no caso da sua construção acompanhando as curvas de nível do terreno, resulta em menor

perda de solutos por percolação profunda, aspecto que deve ser levado em consideração quando se propõe a utilização dessa forma de aplicação de águas residuárias no solo.

Na Tabela 14 apresenta-se uma análise de regressão linear dos dados disponibilizados na Tabela 13 para os tratamentos em que foi aplicado EB no solo (TFN e TFA), a fim de se confirmar as tendências em termos de produtividade de matéria seca e na capacidade de extração de macronutrientes pela parte aérea das plantas. Também foi apresentada a determinação da equação de melhor ajuste para explicar essas avaliações de desempenho em função do comprimento das áreas experimentais.

Tabela 14 - Análise de regressão linear dos dados de produtividade de matéria seca (MS) e de capacidade de extração de macronutrientes pelas plantas submetidas à fertirrigação com esgoto sanitário bruto (y) em função do comprimento da área em metros (x).

Tratamentos	Equação Ajustada	R ²	p-valor	Significância
MS produtividade (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)				
TFN	y = -0,37 x + 27,59	0,8895	0,0014	*
TFA	y = 0,04 x + 29,09	0,2231	0,2845	ns
Total N (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)				
TFN	y = -14,65 x + 711,01	0,8778	0,0019	*
TFA	y = 1,59 x + 655,24	0,0531	0,6190	ns
Total P (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)				
TFN	y = -2,04 x + 113,13	0,6746	0,0235	*
TFA	y = 0,66 x + 88,31	0,1815	0,3405	ns
Total K (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)				
TFN	y = -5,29 x + 388,98	0,8348	0,0040	*
TFA	y = 1,19 x + 484,93	0,1356	0,4164	ns

Análise estatística pelo Teste F ($p < 0,05$; $n = 21$), sendo: * - ajuste significativo de regressão; ns - dados não apresentaram ajuste significativo de regressão; R² - coeficiente de determinação; p-valor - resultado de probabilidade do teste F; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

As equações lineares ajustadas para o TFN apresentaram coeficiente angular negativo, ou seja, foram decrescentes ao longo do comprimento dos sulcos, enquanto as obtidas para o TFA apresentaram coeficiente angular positivo, mas com valores próximos de zero, se comparado com o TFN (Tabela 14). Esse comportamento corrobora o que se observou, anteriormente, a respeito da melhor distribuição dos nutrientes ao longo dos sulcos, repercutindo na maior produtividade e nas mais altas capacidade de extração de nutrientes pelo capim-elefante submetido ao TFA.

Observando-se os coeficientes de determinação (R²), apresentados na Tabela 14, nota-se que o TFN apresentou valores altos (acima de 70%) exceto para extração de P, que foi de 67,46%,

que ainda assim pode ser considerado expressivo, tendo em vista a variabilidade natural dessa variável, sendo todos os ajustes significativos, com probabilidade de ocorrência de eventos fora desse padrão menor que 0,05.

O TFA proporcionou baixos valores de R^2 (menor que 30%), se comparados com o TFN (maior que 70%, exceto para P), não tendo sido obtidos ajustes significativos das regressões (Tabela 14). Os baixos coeficientes de determinação das equações lineares indicam baixa associação da produtividade de matéria seca e da remoção de macronutrientes pela parte aérea das plantas com o comprimento da área experimental, ou seja, existe um maior equilíbrio na distribuição dos nutrientes na área.

As equações ajustadas para TFN explicaram os fenômenos em estudo, mostrando que existe associação entre a redução na produtividade e a extração de macronutrientes pela parte aérea da planta com o comprimento da área experimental. Este fator evidencia que quando se aumenta a distância em relação ao local de aplicação do EB, maiores são as reduções nos teores das variáveis em análise. O mesmo comportamento não foi verificado nas plantas submetidas ao TFA, evidenciando que a alternância na posição de aplicação do EB é uma boa alternativa para se possibilitar melhor desenvolvimento das plantas em toda a área.

Pletsch (2012) estudou a aplicação de esgoto sanitário tratado por meio de sulcos e verificou que essa forma de aplicação proporcionou diferenças na produtividade agrícola, ao longo da linha de escoamento da água residuária. O autor associou essa diferença à distribuição dos nutrientes ocasionada pelos diferentes tempos de infiltração que este método de aplicação proporciona no sistema solo-planta.

Assim como para a produtividade de matéria seca, observou-se tendência de redução na capacidade extratora de todos os macronutrientes estudados com o aumento na distância em relação ao início da área experimental nas plantas submetidas ao TFN. Conforme relatado por Abbasi et al. (2003), essa redução da extração de macronutrientes pela parte aérea e, conseqüentemente, da produtividade das plantas, está diretamente associada à má distribuição dos nutrientes no solo, ao longo da área da parcela experimental, evidenciando-se baixa produtividade nas regiões mais ao final da área.

Torna-se importante ressaltar que a produtividade e capacidade de extração de nutrientes pelas plantas podem ser influenciadas pela vazão aplicada nos sulcos e pela textura do solo. Maiores vazões tendem a proporcionar maior arraste de nutrientes ao longo do comprimento dos sulcos,

o que proporciona uma distribuição mais equânime na área. No que se refere à textura do solo, quanto mais argilosos, melhor será a distribuição dos nutrientes na área (BURGUETE et al., 2009), contudo, deve-se observar a interação com a argila não vai indisponibilizar a utilização dos nutrientes pelas plantas.

7.3 Avaliação espaço temporal da qualidade do solo submetido à aplicação de esgoto sanitário bruto

7.3.1 Características químicas da camada superficial do solo

Observando os dados apresentados na Figura 9, verifica-se que o tratamento TFN, no qual não houve alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos, apresentou diferença significativa em relação ao teor de NT na camada superficial (0 - 0,2 m), considerando-se o início e o final dos sulcos durante todo período amostral.

O teor médio de NT na região inicial dos sulcos do TFN entre o 1º, 2º e 3º ano de experimentação, foi de 347, 367 e 420 mg kg⁻¹, respectivamente. Este aumento no teor de NT nesta região da área demonstra que a fertirrigação, quando feita de forma convencional, ou seja, sempre pelo início dos sulcos, ocasiona o enriquecimento nutricional no solo desta região, sendo também local de maior propensão à lixiviação.

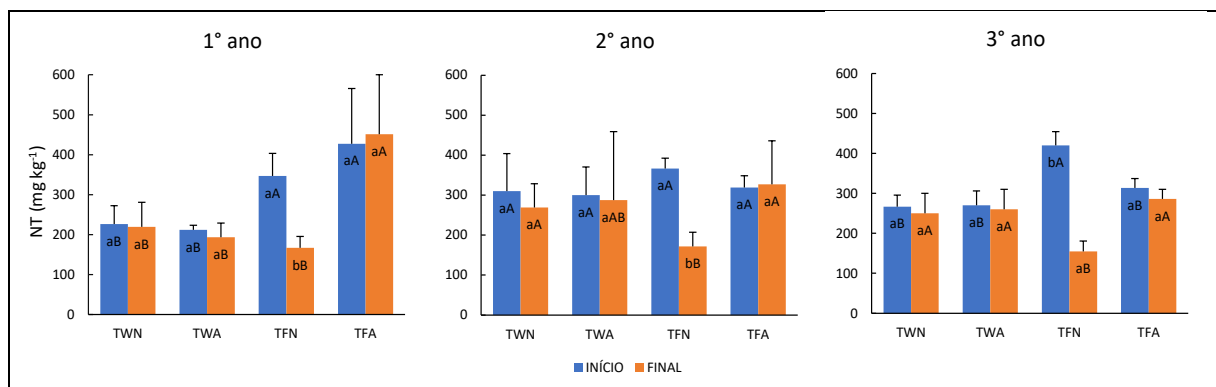


Figura 9 - Teor de nitrogênio total (NT) na camada superficial (0 - 0,2 m) do solo, considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.

Comparação entre a região inicial e final dos sulcos em cada tratamento com mesma letra minúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste t de *Student* ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Comparação por região, inicial e final, dos sulcos entre os tratamentos com mesma letra maiúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

Observando a região inicial dos sulcos, no 1º ano de experimentação os teores de NT nos tratamentos que receberam adubação mineral convencional (TWN e TWA) foram significativamente menores do que os tratamentos que receberam EB (TFN e TFA, Figura 9). No 2º ano a região inicial não apresenta diferença nos teores de NT entre os tratamentos, contudo, no 3º ano apenas o tratamento TFN apresenta diferença significativa maior, comprovando o acúmulo deste elemento nesta região do tratamento (Figura 9).

A comparação entre os tratamentos na região final dos sulcos mostra que no 1º ano de experimentação o TFA apresentou um acúmulo significativamente maior de NT na camada superficial, acarretando em uma melhor distribuição deste nutriente na área, ao ponto de este ficar acumulado na camada superficial. Entretanto, no 3º ano apenas o TFN apontou diferença significativa com menor média em relação ao teor de NT na região final da área, indicando que este nutriente não chegou em quantidade significativa a esta região (Figura 9).

O TFA apresentou redução em relação aos dados de distribuição dos teores de NT na camada superficial do solo do início e final dos sulcos, com redução média aparente do 1º ano para 3º ano, variando de 429 para 300 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 9). Esta redução é indício de uma melhor distribuição deste nutriente no solo, o que indica que a planta foi capaz de extrair este nutriente ao longo dos anos quando aplicado de forma alternada em relação à posição de aplicação do EB.

Em trabalho realizado com a aplicação de esgoto sanitário tratado utilizado na fertirrigação de abóbora, atendendo 150% da demanda hídrica da planta, foi observado a redução de, aproximadamente, 30% no teor de NT da camada superficial do solo (OLIVEIRA et al., 2016), valor similar aos obtidos nas áreas submetidas ao TFA, neste trabalho. Os autores associaram essa redução ao estímulo produtivo dessa água residuária aplicada de forma localizada, acontecendo o mesmo em relação ao TFA, que proporcionou aumento na produtividade da cultura em razão da melhor distribuição dos nutrientes no solo.

Os tratamentos que receberam AMC (TWN e TWA) não apresentaram diferenças entre os teores de NT, obtidas em amostras de solo coletadas no início e final dos sulcos, isto devido à aplicação do adubo mineral ter sido feita a lanço, próximo à base das plantas (Figura 9). Com este resultado, pode-se observar que o N, mesmo sendo considerado um elemento químico móvel do solo, não apresentou significativa movimentação horizontal proporcionada pela aplicação da água de irrigação.

A adubação nitrogenada mineral foi feita de forma parcelada após cada corte da parte aérea das plantas, tal como recomendam os procedimentos padrão no Estado de Minas Gerais (RIBEIRO; et al., 1999). Os resultados demonstraram que houve o acúmulo desse nutriente na camada superficial do solo, considerando o 1º para 2º ano de experimentação, com médias variando de 200 para 300 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 9). Os resultados do 3º ano apresentaram o teor médio de NT de 260 mg kg⁻¹, ou seja, o acúmulo notado do 1º para o 2º ano não se consolidou no ano seguinte, sendo parte da oscilação natural deste elemento no meio, devido à sua demanda pelas plantas e sua mobilidade no meio.

Estudos prévios demonstram que os teores de NT podem variar de 600 a 5.600 mg kg⁻¹ na camada superficial de solos cultivados (MATOS, 2012). Sendo assim, os resultados apresentados indicam que, no solo estudado, os teores de NT estão baixos e que a dose aplicada de AMC e EB está proporcionando o ideal, ou abaixo deste, em termos de disponibilidade para plantas, sem que cause o excesso desse nutriente no solo. Estudo com solos fertirrigados com esgotos sanitários tratados na Jordânia mostram que estes valores podem variar entre 300 a 600 mg kg⁻¹, correspondente ao encontrado neste trabalho (AL-SHDIEFAT et al., 2009).

Os teores médios de NT apresentados em todos os tratamentos foram inferiores ao reportado por Xu et al. (2010), que foi de 600 mg kg⁻¹, após longo período de aplicação (20 anos) de esgoto sanitário no solo, mas superiores ao reportado por Thapliyal *et al.* (2011), que foi de cerca de 154 mg kg⁻¹, em solo receptor de EB, contudo, os últimos autores relataram que a aplicação da fertirrigação foi por apenas 1 ano.

Trabalho realizado por Tsigoida e Argyrokastritis (2019), no qual compararam a fertirrigação com esgoto doméstico tratado e não tratado, mostrou a superioridade do esgoto não tratado no aumento da porcentagem de MO e NT no solo. Os resultados observados por estes autores reafirmam as vantagens de não tratar o esgoto doméstico para utilização na agricultura, sempre se respeitando a segurança sanitária da prática.

De modo geral, existe a preocupação ambiental com o N do solo, uma vez que este é passível de ser lixiviado, e isso ocorre com a aplicação excessiva deste via fertirrigação. Trabalho realizado por Bedbabis et al. (2015) mostrou que em solo receptor de esgoto sanitário tratado aumentou-se a concentração de NT em cerca de 4,6 vezes, chegando os teores a alcançar 12.000 mg kg⁻¹ com 10 anos de aplicação, quando aplicadas doses suficientes para atendimento da demanda hídrica da cultura agrícola.

Como pode ser observado na Figura 10, o TFN proporcionou tendência de distribuição contrária nos teores de P disponível ao que foi observado em relação aos teores de NT na camada superficial do solo, logo, as amostras da região final dos sulcos apresentaram maiores teores de P disponível ao longo do período experimental. Alia-se este resultado à maior disponibilidade de NT na região inicial dos sulcos, que estimulou uma maior extração de P pelas plantas, ficando a região final dos sulcos com teores maiores e com baixa variação nesses teores, ao longo dos anos (Figura 9 e Figura 10). Esta afirmativa pode ser comprovada pelos dados apresentados de extração de nutrientes pela parte aérea das plantas, assunto discutido no subitem anterior, uma vez que se verificou maior extração de P no solo da região inicial dos sulcos (Tabela 13).

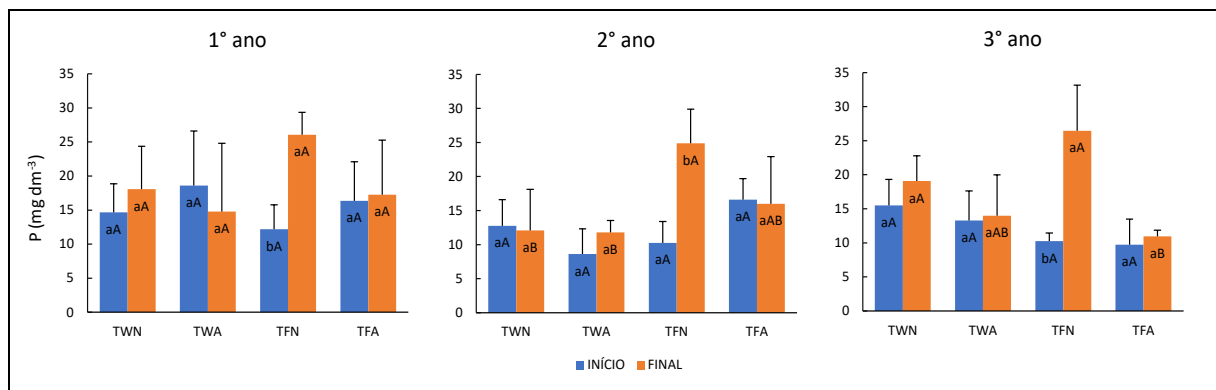


Figura 10 - Teores de fósforo disponível (P), na camada superficial (0 - 0,2 m) do solo, considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.

Comparação entre a região inicial e final dos sulcos em cada tratamento com mesma letra minúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste t de *Student* ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Comparação por região, inicial e final, dos sulcos entre os tratamentos com mesma letra maiúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

A região inicial dos tratamentos não apresentou diferença significativa dos teores de P entre si ao longo dos anos de experimentação. Contudo, a região final do tratamento TFN apresentou diferença significativa em relação ao TFA no 3º ano de experimentação, resultado da otimização de extração de nutrientes pelas plantas do TFA, aliado à baixa eficiência de extração no TFN, conforme demonstrado no subitem anterior (Figura 10).

O teores de P disponível no solo da camada superficial do TFA não foram significativamente diferentes considerando-se as regiões inicial e final dos sulcos, o que, conforme já discutido, foi resultado da melhor distribuição dos nutrientes na área. Nota-se, entretanto, uma tendência

de redução nos teores de P do 1º para o 3º ano de experimentação, tendo os teores médios variando de 16,8 para 10,3 mg dm⁻³, respectivamente (Figura 10).

Essa redução nos teores pode ser justificada pela capacidade média extraída de P ter sido maior que a aplicada via EB, conforme mostrado no item anterior, ao se aplicar 86 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e extraído via cortes da parte aérea das plantas 102 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Com isso, infere-se que o P pode ser um nutriente limitante para o desenvolvimento das plantas, no longo prazo (Tabela 11, Figura 8).

Os teores de P disponíveis nas amostras de solo coletadas na camada superficial dos tratamentos que receberam AMC (TWN e TWA) não apresentaram diferenças significativas ao se comparar a região inicial e final dos sulcos (Figura 10). Tal fator foi decorrente da já discutida forma de aplicação do adubo, sendo resguardado pela baixa mobilidade que o P tem no solo, devido à sua interação adsortiva com os colóides presentes nesse meio (MATOS, 2015).

Os teores médios disponíveis de P obtidos nas parcelas que receberam EB no 1º ano de experimentação foram de aproximadamente 15,0 mg dm⁻³, valores similares aos reportados por Ayoub et al. (2016), que também aplicaram EB, no solo, por curto período de tempo (1 ano). Em estudo conduzido por Duarte et al. (2008), na fertirrigação com esgoto doméstico tratado por diferentes métodos, aplicado com o intuito de suprir 100% da demanda hídrica da cultura do pimentão, os autores encontraram teores de P disponíveis na faixa de 150 a 230 mg dm⁻³ de solo, demonstrando o equívoco em relação ao estabelecimento de lâminas de aplicação de esgoto doméstico baseadas na demanda hídrica e não no seu elemento químico referencial. Kalavrouziotis et al. (2008), após efetuarem fertirrigação de culturas agrícolas, observaram aumento significativo no teor de P disponível no solo, que passou de 18 para 41 mg dm⁻³, em 16 semanas de aplicação de esgoto doméstico tratado.

Sabe-se que a concentração disponível de P em um solo é dependente dos valores de pH do meio, contudo não foi possível fazer essa correlação neste estudo pois o solo estudado não apresentou diferença significativa de pH, conforme será discutido nos resultados apresentado na Figura 13 a seguir.

Observando os resultados apresentados na Figura 11, verifica-se que ocorreu acúmulo aparente de K disponível na camada superficial do solo dos sulcos, do 1º para o 2º ano, contudo esta tendência não se manteve no 3º ano de experimentação. De modo geral, todos os tratamentos não proporcionaram diferenças significativas nesses teores, considerando-se o início e o final

dos sulcos, com exceção do TFN, no 3º ano, no qual os teores de K do início do sulco foram significativamente menores do que os do final.

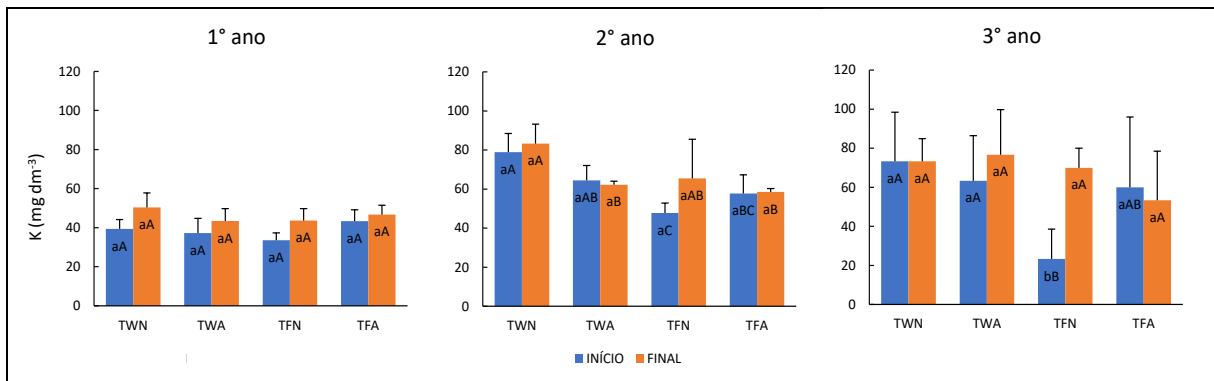


Figura 11 - Teor de potássio disponível (K) na camada superficial do solo (0 - 0,2 m), considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.

Comparação entre a região inicial e final dos sulcos em cada tratamento com mesma letra minúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste t de *Student* ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Comparação por região, inicial e final, dos sulcos entre os tratamentos com mesma letra maiúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

A diferença que foi apresentada entre a região inicial e final no teor de K nas amostras de solo coletadas na área submetida ao TFN, no 3º ano de experimentação, já vinha sendo notada nos outros anos, mas de modo não significativo (Figura 11). Esta diferença está relacionada ao mesmo motivo discutido em relação ao teor de P, posto que a quantidade de N disponibilizada nesta região inicial estimulou a extração do K, deixando em condição de déficit, o que não aconteceu em relação ao TFA.

Observando a Figura 11, a região inicial do tratamento TFN apresentou teores de K significativamente menores que os tratamentos que receberam adubação convencional mineral (AMC) no 3º ano de experimentação, resultado justificado pela alta disponibilidade de NT nesta região, exposta no parágrafo anterior.

Conforme discutido no item anterior, ocorreu uma maior extração de K pela plantas do que a aportada via EB. Sendo assim, caso essa condição se mantenha, existe a possibilidade da necessidade da aplicação de adubação química potássica para continuar obtendo resultados satisfatórios de produtividade do capim-elefante. Essa condição é severa, pois a retirada foi cerca de 3 vezes maior do que a aplicação desse nutriente via EB, no TFA, contudo a

manutenção dessa produtividade até o momento, deve-se à boa fertilidade potássica pré-existente do solo (Tabela 11, Figura 8).

Os tratamentos que receberam AMC (TWN e TWA) apresentaram resultados com baixa variação entre o 2º e o 3º ano de experimentação, com médias dos teores variando entre 60 a 80 mg dm⁻³, e espera-se que essa tendência se mantenha ao longo dos anos. Cabe ressaltar que o K é um elemento químico de mobilidade acentuada no solo, logo, o regime chuvoso pode ter forte influência em sua disponibilidade para as plantas.

Os teores médios de K disponíveis proporcionados com a aplicação do EB são inferiores aos obtidos por Ayoub et al. (2016), que foram de 350 a 1.000 mg dm⁻³, na fertirrigação de oliveira com EB, por um ano. Contudo, em solo fertirrigado com esgoto sanitário tratado por 10 anos, esse valor chegou a 681 mg dm⁻³ (BEDBABIS et al., 2015).

Na Figura 12 apresentam-se os teores de Na disponíveis na camada superficial do solo. Verifica-se que houve aumento nos teores de Na, do 1º ano de experimentação para os seguintes, que pode ser notado pela diferença de escala nos gráficos, resultado do tempo transcorrido entre o início da aplicação para a primeira análise de solo, sendo considerado curto.

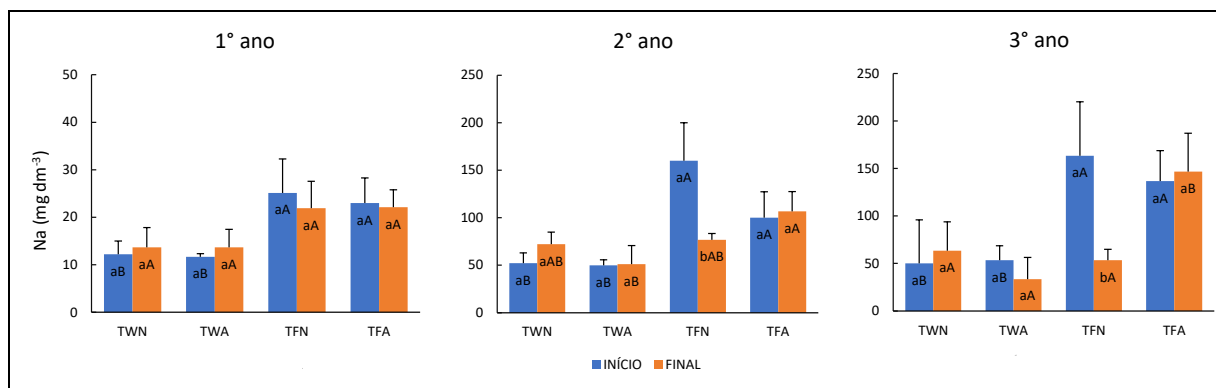


Figura 12 - Teor de sódio disponível (Na) na camada superficial do solo (0 - 0,2 m), considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, ao longo de 3 anos de experimentação.

Comparação entre a região inicial e final dos sulcos em cada tratamento com mesma letra minúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste t de *student* ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Comparação por região, inicial e final, dos sulcos entre os tratamentos com mesma letra maiúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

Comparando os tratamentos no 3º ano de experimentação, o teor de Na na região inicial dos sulcos foi significativamente maior nos tratamentos que receberam EB (TFN e TFA), se

comparados aos tratamentos que receberam adubação mineral convencional (TWN e TWA). Entretanto, na região final dos sulcos apenas o tratamento TFA apresentou uma superioridade significativa nos teores deste elemento (Figura 12).

O TFN proporcionou diferença significativa entre os teores de Na disponíveis no solo, sendo maior no início dos sulcos, a partir do 2º ano de experimentação (Figura 12). Esta diferença era esperada, pois o Na está em concentrações relativamente altas (70 mg L^{-1} - Tabela 11), e por não ser nutriente para as plantas, tende a se acumular na região onde o EB é sempre aplicado, no início dos sulcos. Cabe ressaltar que a aplicação do complemento de água de irrigação não foi suficiente para proporcionar considerável movimentação dos íons de Na até o final dos sulcos, mesmo este sendo, reconhecidamente, um íon de alta solubilidade, baixa capacidade de retenção no solo e, por consequência, mobilidade acentuada no meio.

Os teores de Na disponível obtidos em amostras de solo coletadas na área submetida ao TFA aumentou com o passar dos anos, sendo a média de 22, 106 e 143 mg dm^{-3} , para o 1º, 2º e 3º ano de experimentação, respectivamente. Torna-se importante ressaltar que esse aumento não proporcionou nenhum problema aparente ao solo, tendo em vista que houve a manutenção da produtividade.

Leal et al. (2009), ao aplicarem esgoto doméstico tratado em lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas, visando suprir a demanda hídrica da cana-de-açúcar, obtiveram teores disponíveis na ordem de 108 mg dm^{-3} de Na no solo, valor superior ao reportado no 1º ano de aplicação do EB, e superado nos anos seguintes, em amostras de solo coletadas no início dos sulcos no TFN e, no 3º ano das amostras coletadas das áreas submetidas ao TFA. A presença de Na na camada superficial do solo submetido ao TFA pode ser um indício de que não tenha havido lixiviação profunda desse elemento químico, nesse meio.

Observando a Figura 13, o pH não apresentou diferença significativa entre as regiões do solo, inclusive, entre os tratamentos, ficando estes próximos da neutralidade ($\text{pH} = 7$). Diversos autores apontam que o pH de solos receptores de EB podem oscilar em função do tempo de aplicação, porém, quanto maior o período de aplicação, este tende a se aproximar da neutralidade, como foi observado neste experimento (AYOUB et al., 2016; BLUM et al., 2012).

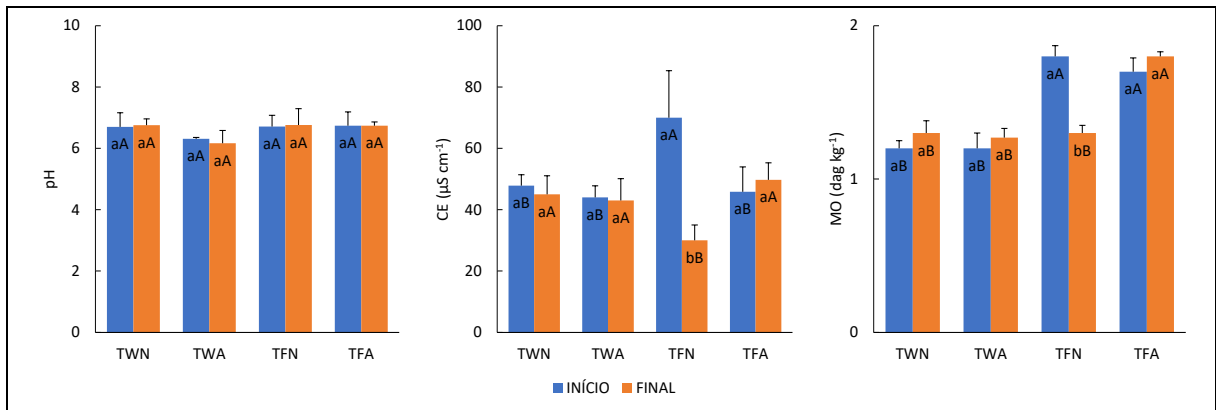


Figura 13 - Potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e matéria orgânica (MO) na camada superficial do solo (0 - 0,2 m), considerando-se o início e o final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).

Comparação entre a região inicial e final dos sulcos em cada tratamento com mesma letra minúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste t de *student* ($p < 0,05$; $n = 9$). Comparação por região, inicial e final, dos sulcos entre os tratamentos com mesma letra maiúscula não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey de *student* ($\alpha = 0,05$; $n = 9$). Barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

A CE indica a quantidade de íons livres presentes no solo, onde espera-se que este aumente com a aplicação de adubos minerais e de EB. Apenas o tratamento TFN apresentou diferença significativa de CE entre a região inicial e final do solo e, se comparado com os outros tratamentos, onde a região inicial apresentou valores superiores, enquanto a região final apresentou valores inferiores (Figura 13).

Apesar da baixa variação da MO ao longo do tempo, houve uma diferença significativa na região inicial dos sulcos entre os tratamentos que receberam adubação mineral convencional (TWN e TWA) e os tratamentos que receberam EB (TFN e TFA), sendo estes últimos os que apresentaram valores superiores (Figura 13). Apenas o tratamento TFN apresentou diferença significativa entre a região inicial e final, resultado da má distribuição do EB ocasionada pela forma de aplicação.

O aumento da MO pela aplicação de EB em sistemas fertirrigados já foi constatado por diversos autores. Rusan et al. (2007) observaram que a MO do solo passou a ser incrementada a partir de 2 anos de aplicação de esgoto doméstico tratado, enquanto Thapliyal et al. (2011) observaram aumentos mais rápidos, sendo observados aumentos consideráveis com 6 meses de aplicação de esgoto doméstico bruto. Torna-se importante ressaltar que o acúmulo de MO no solo depende da carga aplicada.

As maiores concentrações de MO foram encontradas no TFN na região inicial dos sulcos, e no TFA em ambas as regiões, com valores chegando próximo a 2 dag kg^{-1} . Estudo realizado no Paquistão em áreas que receberam EB por longos períodos mostrou que o valor de MO foi incrementado, sendo similar ao deste trabalho (KALSOM et al., 2020).

7.3.2 Características químicas em profundidade no solo

A fim de observar o perfil de acumulação em profundidade dos elementos em estudo, a Figura 14 apresenta o teor de NT no solo comparando as diferentes camadas deste. Como pode ser notado na Figura 14, os tratamentos que receberam adubação mineral convencional não apresentaram diferença significativa entre as camadas do solo estudadas em profundidade para ambas as regiões do sistema, a inicial e a final.

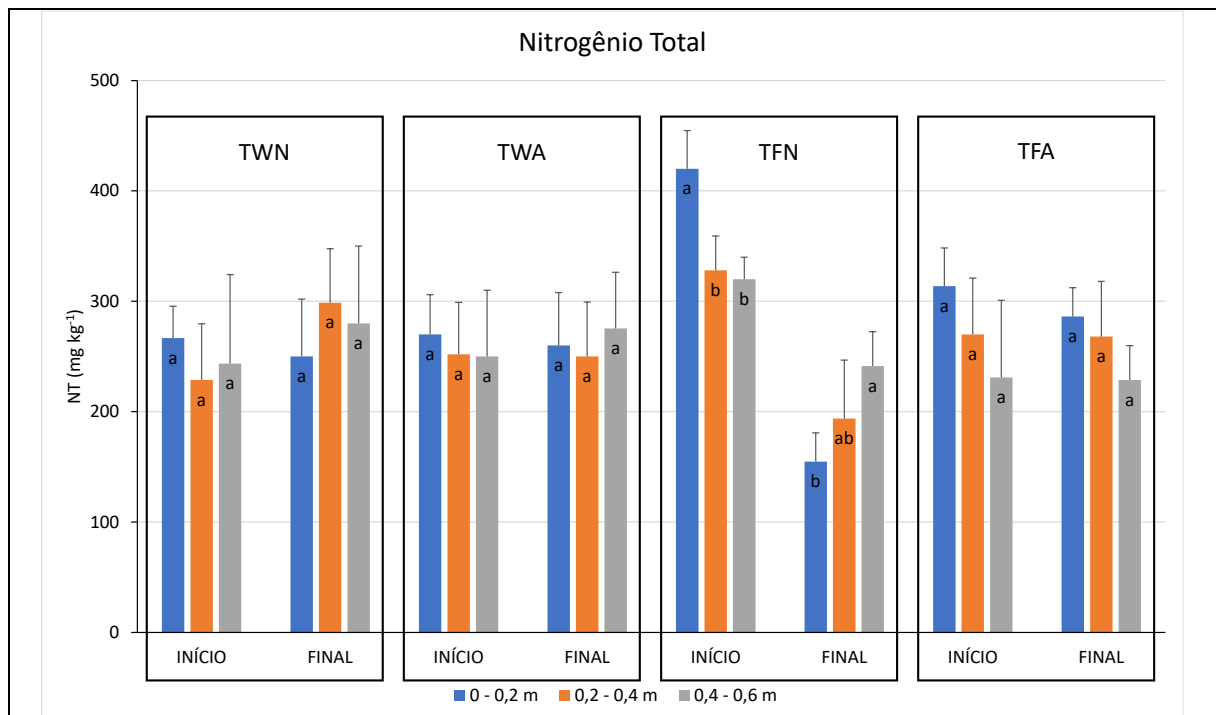


Figura 14 - Teor de nitrogênio total (NT) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).

Comparação em profundidade do solo em cada região com mesma letra não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$), barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

O tratamento sem alternância na posição de aplicação do EB (TFN) apresentou um acúmulo na região inicial dos sulcos, acarretando no aumento do teor deste elemento em profundidade nesta região. Contudo, a camada superficial (0 - 0,2 m) continuou apresentando um maior teor em

relação às camadas mais profundas com diferença significativa (Figura 14). Este resultado indica que houve lixiviação de nitrogênio no meio, o que pode acarretar em problemas ambientais caso alguma medida não seja tomada ao longo do tempo.

Em contrapartida ao parágrafo anterior, na região final do TFN a camada superficial do solo (0 - 0,2 m) apresentou baixo teor de NT, com tendência significativa de aumento em profundidade, podendo ser explicado pela demanda nutricional das plantas nesta região ter sido maior que o aporte via EB (Figura 14). Este resultado demonstra a dificuldade de trabalhar com fertirrigação de forma convencional utilizando o EB, pois a região final dos sulcos irá apresentar baixa produtividade pelo déficit nutricional, como foi demonstrado na regressão da Tabela 14.

O TFA apresentou resultados homogêneos nos teores de NT em profundidade sem diferenças significativas (Figura 14). Isto demonstra uma boa distribuição deste nutriente ao longo dos sulcos, alinhado a uma capacidade extrativa compatível com a capacidade de aporte do EB. Tais resultados indicam que não houve lixiviação de nitrogênio neste tratamento, sendo o sistema capaz de absorver a quantidade aportada ao meio de NT.

Os efeitos da aplicação de EB na concentração de NT ao longo do perfil do solo foram notados por pesquisadores que testaram a aplicação desta água residuária em diferentes solos, resultando na tendência deste em se acumular nas camadas mais profundas devido à sua baixa interação com o solo, mas, a intensidade desta interação depende do tipo de solo trabalhado (TSIGOIDA; ARGYROKASTRITIS, 2019).

Outro fator que impacta no aumento do teor de NT ao longo do perfil do solo está ligado ao manejo, como a frequência e a quantidade aplicada deste elemento via fertirrigação. A falta de manejo adequado tem apontado o enriquecimento de NT ao longo do perfil do solo de áreas que recebem esgoto doméstico tratado na Jordânia, chegando a 558 mg kg^{-1} , valores superiores ao deste trabalho (MUHAIDAT et al., 2019).

O sistema solo-planta tem uma capacidade considerável de reter o P, garantindo uma segurança com relação à perda deste elemento no meio (MATOS; MATOS, 2017). A Figura 15 aponta um acúmulo significativo de P na camada intermediária (0,2 - 0,4 m) nos tratamentos que receberam adubação mineral convencional (AMC). Isto evidencia uma alternativa, em que a adubação fosfatada foi maior que a demanda requerida pelas plantas, e a contínua aplicação deste fertilizante pode acarretar em lixiviação profunda, contudo em uma baixa velocidade.

Esta discussão com relação ao P tornou-se cada vez mais importante, uma vez que o P é um nutriente com fontes finitas e não renováveis, cuja velocidade de exploração está sendo superior às suas taxas de retorno ao seu ciclo natural. Assim, já existem previsões a respeito de um provável colapso nas suas fontes disponíveis e conhecidas, com impactos econômicos, sociais e ambientais graves e irreversíveis (QUEVEDO; PAGANINI, 2011).

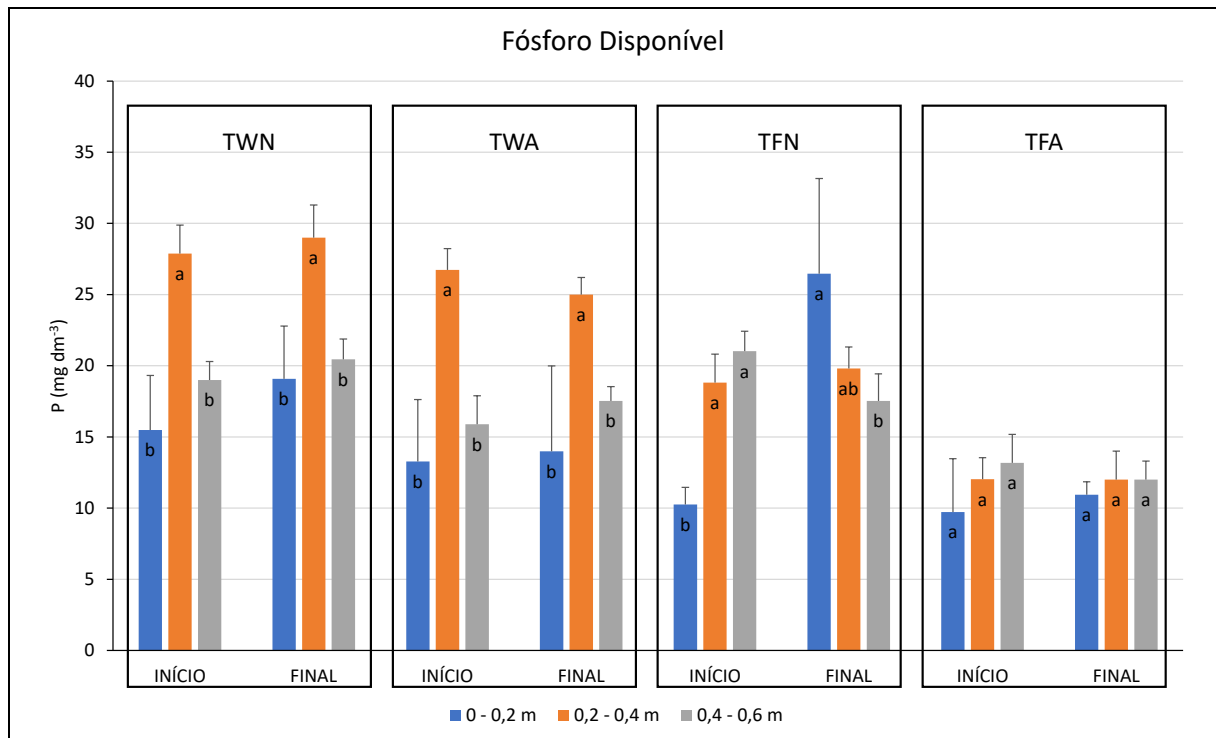


Figura 15 - Teor de fósforo disponível (P) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019). Comparação em profundidade do solo em cada região com mesma letra não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$), barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

O comportamento do teor de P em profundidade no solo submetido ao tratamento TFN foi o inverso do comportamento do teor de NT do solo. Este fato pode ser explicado pela necessidade nutricional das plantas, onde para cada unidade de massa adquirida em produtividade de matéria seca, esta utiliza quantidades proporcionais de macronutrientes (N, P e K), podendo variar de acordo com o estágio da planta. Sendo assim, a alta disponibilidade de NT na camada superficial do solo (0 - 0,2 m) na região inicial do sistema irá demandar proporcionalmente quantidades maiores de P, reduzindo seus teores nesta região, como demonstrado na Figura 15.

Os teores de P no solo apresentado para o tratamento com alternância na posição de aplicação do EB (TFA) foram homogêneos, sem diferença significativa em profundidade em ambas as regiões (inicial e final) (Figura 15). Este resultado pode ser justificado pela melhor distribuição dos macronutrientes no solo, otimizando a extração de P, o que resulta em um menor teor médio em todo o perfil, cerca de $10,3 \text{ mg dm}^{-3}$.

A relação do aumento no teor de P tem sido relatada na literatura com a aplicação de esgotos sanitários tratados e não tratados (EB). Estudo no qual esgotos sanitários com diferentes níveis de tratamento foram aplicados em culturas agrícolas no Egito apontou o acúmulo de P em todo o perfil do solo, uma vez que este era aplicado para suprir a demanda hídrica das plantas, não respeitando a necessidade nutricional (ABD-ELWAHED, 2018). De todo modo, o estudo aponta que este acúmulo de P fica restrito aos primeiros 30 cm do solo (MUSAZURA et al., 2019).

Como pode ser notado pela barra de erros na Figura 16, que apresenta os desvios-padrão dos teores de K em profundidade, existe uma variabilidade alta em profundidade no sistema para este elemento. Este resultado está aliado à mobilidade acentuada do K no sistema, devido às fracas ligações que os cátions monovalentes apresentam com as estruturas do solo.

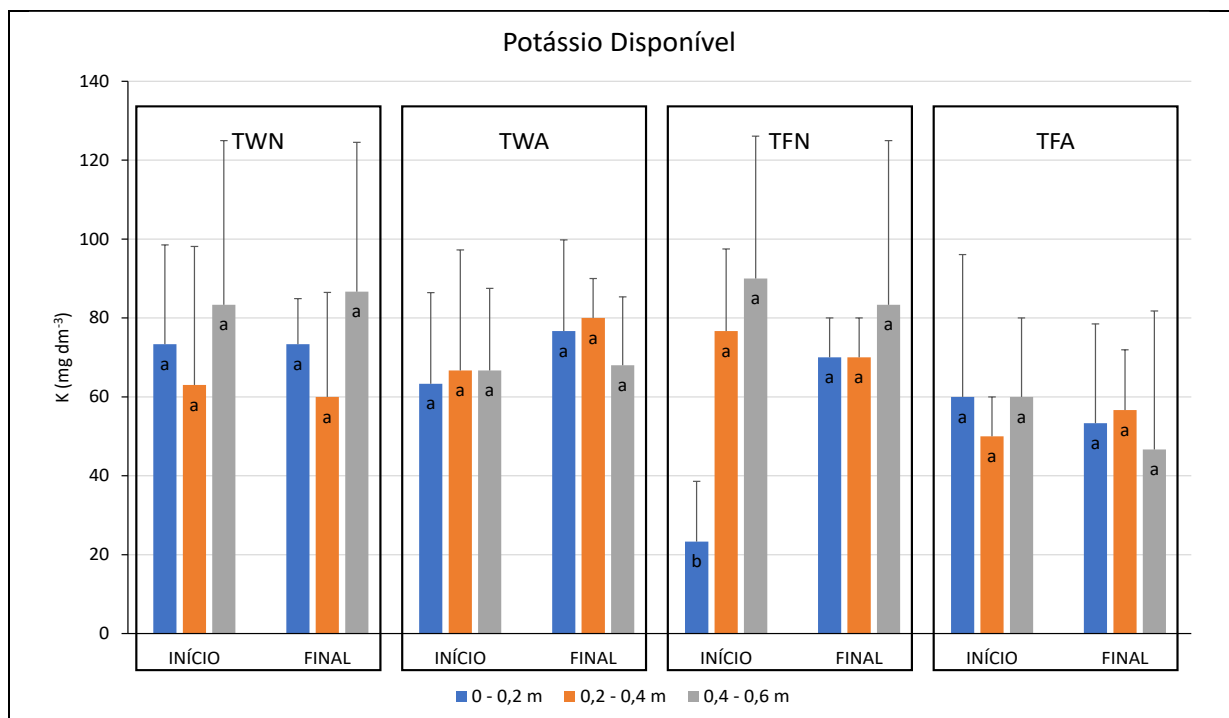


Figura 16 - Teor de potássio disponível (K) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).

Comparação em profundidade do solo em cada região com mesma letra não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$), barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de

irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

Nota-se na Figura 16 que os teores de K em profundidade no TFN, tratamento sem alternância na posição de aplicação de EB, apresentaram comportamento similar ao teor de P na região inicial do sistema, justificado pelo estímulo do excesso de NT já comentado. Contudo, a região final deste tratamento não apresentou diferença significativa, com média em todo perfil do solo de $74,4 \text{ mg dm}^{-3}$.

O teor de K do tratamento TFA em profundidade não apresentou diferença significativa em ambas as regiões, o que confirma a melhor distribuição de nutrientes por este método, com menor risco de perda por lixiviação (Figura 16). A média dos teores de K para este tratamento em todo o perfil do solo foi aparentemente menor com valor de $54,4 \text{ mg dm}^{-3}$.

O Na, como já discutido anteriormente, não é nutriente para as plantas e tem a capacidade de desestruturar o solo em determinadas condições. Sendo assim, o EB, por se tratar de uma água residuária sabidamente rica em Na, modificou o teor deste elemento no solo dos tratamentos que foram fertirrigados, e apresentou um aumento deste elemento no seu perfil, como pode ser observado na Figura 17.

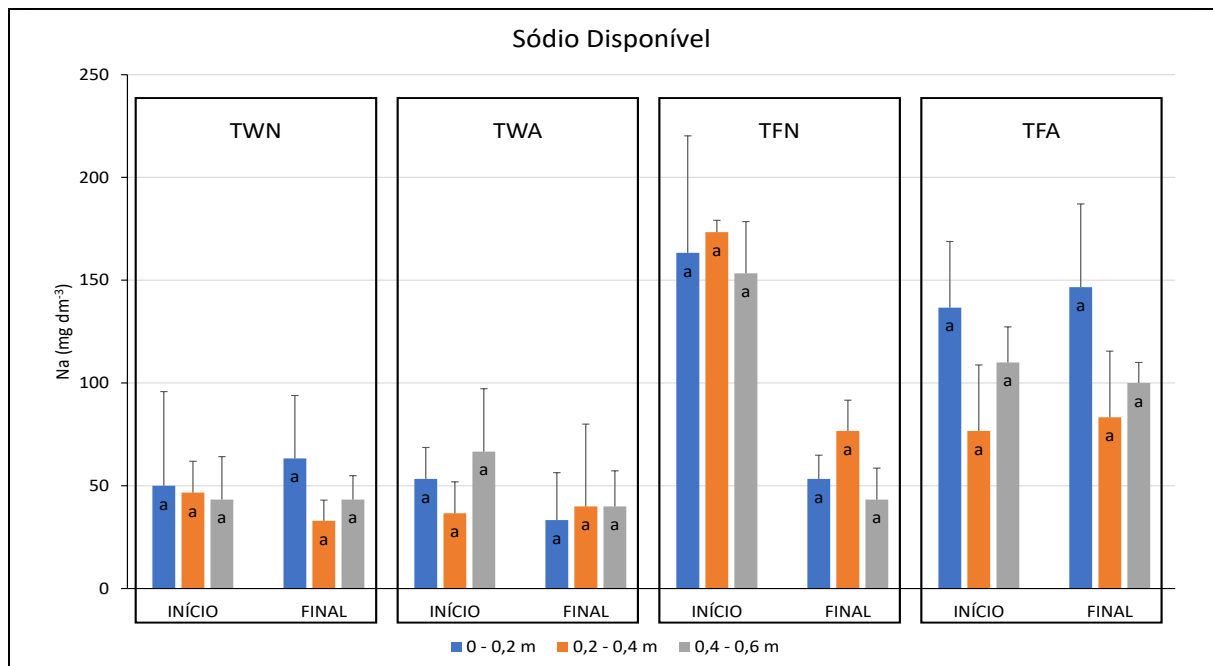


Figura 17 - Teor de sódio disponível (Na) em diferentes profundidades do solo (0 - 0,2, 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m), considerando a região inicial e final dos sulcos submetidos à fertirrigação com esgoto sanitário bruto, após 3 anos de experimentação (ano referência: 2019).

Comparação em profundidade do solo em cada região com mesma letra não apresentam diferença significativa, pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$; $n = 9$), barra de erros apresenta o desvio-padrão das amostras. TWN - Tratamento de

irrigação com água, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TWA - Tratamento de irrigação com água, com alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFN - Tratamento de fertirrigação com EB, sem alternância na posição de aplicação nos sulcos; TFA - Tratamento de fertirrigação com EB, com alternância na posição de aplicação nos sulcos.

Observando a Figura 17, nota-se que os tratamentos que não receberam EB (TWN e TWA) apresentaram teores de Na sem diferença significativa em todo o perfil do solo em ambas as regiões, com médias próximas a 45 mg dm^{-3} . Este resultado era esperado, pois a água de irrigação utilizada foi a de abastecimento, e esta tende a não apresentar quantidade significativa de Na.

O TFN apresentou em sua região inicial do solo teores médio de Na superiores em todo perfil, se comparado com sua região final (Figura 17). A falta de diferença significativa de Na na região inicial em profundidade indica que houve a lixiviação deste elemento, o que era esperado pela carga aportada via EB nessa região do solo. O mesmo acúmulo de Na no solo foi apresentado no tratamento TFA, porém este acontece de forma similar em ambas as regiões do solo, o que irá retardar o processo de lixiviação deste elemento.

Com o uso descontrolado de EB na produção de culturas agrícolas, torna-se comum o surgimento de solos com problemas de sodificação, como o que vem sendo relatado em algumas áreas do Paquistão que recebem EB por longos períodos, chegando a apresentar teores de 1.525 mg dm^{-3} de Na (KALSOM et al., 2020).

7.3.3 Avaliação da persistência de indicadores e patógenos no solo

Na Tabela 15 estão apresentados os resultados das análises de persistência de bactéria indicadora de contaminação fecal (*Escherichia coli*) e da bactéria patogênica do gênero *Salmonella spp.* no solo. Torna-se importante ressaltar que estas análises foram realizadas imediatamente após o período de 3 anos de aplicação do EB, por ser a época em que o solo ficou por maior período exposto à contaminação com os referidos microrganismos.

Tabela 15 - Resultados das análises microbiológicas (*E. coli* e *Salmonella spp.*) efetuadas em amostras de solo compostas na camada superficial no fundo dos sulcos (0 - 5 cm), realizadas em três semanas subsequentes ao término de aplicação de esgoto sanitário bruto (EB) na área, após três anos de aplicação do EB.

Tratamentos	Semanas	<i>E. coli</i>	<i>Salmonella spp.</i> NMP g ⁻¹
TSC	1 ^a	< 10	<0,065
	2 ^a	< 10	0,138
	3 ^a	< 10	<0,065

TW	1 ^a	< 10	0,072
	2 ^a	< 10	<0,065
	3 ^a	< 10	0,072
TFN	1 ^a	31	<0,065
	2 ^a	< 10	0,155
	3 ^a	< 10	<0,065
TFA	1 ^a	< 10	0,067
	2 ^a	< 10	<0,065
	3 ^a	< 10	0,393

NMP g⁻¹ – Número mais provável por grama de solo; TSC - Solo controle; TW - Solo receptor de adubação mineral convencional; TFN - Solo fertirrigado, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TFA - Solo fertirrigado, com alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos. Limite de detecção *E. coli* e *Salmonella spp.* de 10 e 0,065 NMP g⁻¹, respectivamente.

Como pode ser observado na Tabela 15, ainda que a aplicação de EB, água residuária que sabidamente contém concentrações consideráveis de coliformes termotolerantes, na maior parte representada pela *E. coli*, não houve detecção desta bactéria nas amostras de solo coletadas, sendo detectado em apenas uma amostragem do TFN da 1^a semana. Cabe ressaltar que o TFN apresentou nas semanas subsequentes o decaimento na concentração da *E. coli* do solo, ficando abaixo do limite de detecção imposto pelo método (< 10 NMP g⁻¹ de solo).

Em relação à *Salmonella spp.*, o solo controle (TSC) apresentou o valor máximo de 0,138 NMP g⁻¹, neste sentido, apenas a análise da amostra submetida ao TFN, na 2^a semana, e na amostra submetida ao TFA, na 3^a semana após o encerramento da aplicação de EB, apresentou valores superiores ao do solo controle. Os resultados indicam comportamento semelhante com o solo controle, ou seja, a detecção de *Salmonella spp.* do sistema pode ser natural do local de instalação do experimento.

Torna-se importante ressaltar que não existem referenciais de concentração de *E. coli* no solo, contudo, valores estabelecidos na resolução CONAMA n° 498 (CONAMA, 2020), da qualidade microbiológica do lodo de esgoto sanitário para utilização agrícola pode ser utilizada na avaliação das condições sanitárias do solo. Nesta resolução, o lodo de melhor classificação (lodo classe A), deverá apresentar um valor de coliformes termotolerantes menor que 10³ número mais provável por grama de sólidos totais (< 10³ NMP g⁻¹ de ST). Sendo assim, pode-se considerar que o solo de todos os tratamentos e em todas as épocas de avaliação apresentam baixo risco de contaminação.

Pereira et al. (2014) estudaram as taxas de decaimento no solo de *E. coli* com aplicação de esgoto sanitário bruto em solo nu e vegetado, a fim de suprir a demanda nitrogenada de 300 kg

ha⁻¹ ano⁻¹ das plantas. O estudo também verificou que as concentrações deste microrganismo tendem a decair até a condição de desprezível no meio em até duas semanas após a aplicação da referida água residuária no solo. Os autores afirmaram ainda que a fertirrigação mostrou ser uma técnica adequada para tratamento/disposição final de esgotos sanitários, no que se refere à inativação desse microrganismo, o que corrobora com os resultados obtidos neste trabalho.

No que se refere à *Salmonella spp.*, a resolução CONAMA 498 (CONAMA, 2020) estabeleceu que em Lodo classe A, esse microrganismo deve estar em concentração menor que 10 g⁻¹ de ST. Entretanto, a técnica utilizada neste experimento não permite a comparação dos resultados com este valor. Nesse caso, optou-se por uma comparação com valores estabelecidos na legislação dos Estados Unidos (U.S. EPA, 1993), na qual lodo classe A deve apresentar concentração de *Salmonella ssp.* menor que 3 NMP 4g⁻¹ de ST, ou seja, 0,75 NMP g⁻¹ de ST. De acordo com esse referencial, todas as análises de amostras de solo foram menores e, portanto, apresentaram baixo risco de contaminação.

Ellis et al. (2018) demonstraram que *Salmonella spp.* tende a ser mais persistente no solo que a *E. coli*, ressaltando a importância da carga destes microrganismos aplicada ao meio. Entretanto, segundo Jacobsen e Bech (2012), existe uma variação grande de fatores que vão influenciar o tempo de sobrevivência da *Salmonella spp.* no solo, com a tendência de que esta chegue a ser desprezível no meio, com o tempo. Sendo assim, com a dose de EB aplicada ao solo neste trabalho, a persistência da *Salmonella spp.* pode ser considerada muito baixa.

Não foi detectada a presença de ovos de helmintos viáveis nas amostras compostas do solo coletado na sua camada superficial (0 - 5 cm), nas parcelas experimentais submetidas a todos os tratamentos, após o período de 3 anos de aplicação de EB. Este resultado pode ser explicado pela baixa carga aplicada desses vermes no solo, proporcionando sua intensa diluição nesse meio, tendo em vista que existem relatos de longos períodos de persistência desses microrganismos (HAJJAMI et al., 2012).

A baixa carga aplicada de ovos de helmintos no solo pode ser decorrente da sua baixa concentração no esgoto sanitário bruto (não tratado) aplicado, contudo isso não foi testado. A quantidade de ovos de helmintos diz respeito à qualidade sanitária em que vivem os contribuintes do sistema de esgotamento sanitário da região de alcance da ETE. Tais contribuintes, mesmo sem cobertura total, possuem uma rede de esgotamento sanitário

adequada, água de abastecimento de boa qualidade, o que resultará em um baixo índice de verminoses na população atendida.

Outro fator importante para a não detecção de ovos de helmintos é a diluição proporcionada pelo lançamento de água de chuva na rede coletora de esgoto sanitário. Na literatura, foram reportadas concentrações que vão de não detecção a de até 200 ovos de helmintos por litro de esgoto (AMOA et al., 2016; YAYA-BEAS et al., 2016).

A utilização de águas residuárias para irrigação, com o intuito de suprir toda a demanda hídrica das plantas, mesmo com concentrações baixas de ovos de helmintos, menor que 1 ovo L⁻¹, pode proporcionar a incorporação de ovos de helmintos viáveis em concentrações detectáveis no solo. Um estudo que analisou a utilização de esgoto sanitário com concentrações médias de 2,6 a 2,8 ovos L⁻¹, na irrigação de vegetais em Gana, que acarretou em concentração média de 3 ovos g⁻¹ de solo, em sua camada superficial (AMOA et al., 2016).

7.3.4 Visão geral das estruturas da comunidade bacteriana do solo submetido à fertirrigação com esgoto sanitário bruto

O sequenciamento do gene RNAr 16S foi usado para avaliar a composição microbiana e a diversidade do solo, no qual foram quantificados um total de 245.675 sequências de alta qualidade sendo 17.039 unidades taxonômicas (UTO) foram obtidas nos 3 tratamentos estudados (Tabela 16).

Tabela 16 - Estimativa da riqueza (Chao1) e índices de diversidade (Shannon e Simpson) do sequenciamento de RNAr 16S, a partir da análise de sequenciamento *Illumina*, em solo receptor de esgoto sanitário bruto (EB) após 2,5 anos de experimentação.

Tratamentos	Nº de Sequências	Nº de Sequências Normalizadas	UTO	Shannon	Simpson	Chao1
TSC	71.169	71.169	5.558	7,23	0,998	91,52
TW	95.247	71.169	6.052	7,14	0,997	88,91
TF	79.259	71.169	5.429	7,06	0,997	95,59

TSC - Tratamento de solo controle; TW - Tratamento de solo receptor de água de abastecimento e adubação mineral convencional (amostragem composta no TWA e TWN); TF - Tratamento de solo receptor de esgoto sanitário bruto (amostragem composta no TFA e TFN).

Para melhor entender a composição das UTO que se sobrepõem dentro dos tratamentos avaliados, o diagrama de Venn foi aplicado para exibir a diferença de diversidade microbiana para cada tratamento conforme a Figura 18 abaixo.

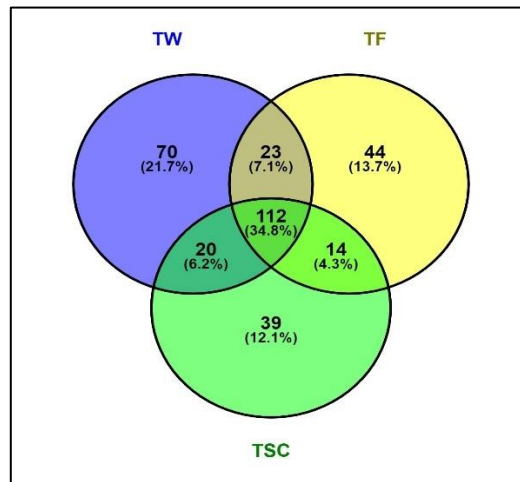


Figura 18 - Diagrama de Venn mostrando as unidades taxonômicas (UTO) bacterianas comuns e exclusivas do solo receptor de esgoto sanitário bruto (EB), solo receptor de adubação mineral (TW) e do solo controle (TSC).

Comparando os tratamentos, nota-se que o TW apresentou um número maior de UTO, com 6.052 unidades identificadas, sendo 11,47 e 8,89% maior que o TF e TSC, respectivamente (Tabela 16). Observando o diagrama de Venn, o TW apresenta 21,7% de suas espécies bacterianas exclusivas deste tratamento, enquanto o TF e o TSC apresentam 13,7 e 12,1% de espécies exclusivas, respectivamente (Figura 18). Esta análise de exclusividade indica que a adubação mineral cria condições para desenvolvimento de um maior número de espécies que se diferenciam do TF e do TSC.

Os tratamentos TW, TF e TSC apresentaram 34,8% da diversidade bacteriológica em comum, contudo, TW apresentou 7,1 e 6,2% em comum com o TF e o TSC, respectivamente. Comparando o TF com TSC, estes apresentaram 4,3% da diversidade bacteriológica em comum. Estudo demonstra a existência de similaridade na diversidade bacteriológica de solo receptor de esgoto sanitário tratado e água doce, contudo existe uma maior quantidade de bactérias associadas à nitrificação, degradação de carbono e indicadores fecais no solo receptor de esgoto sanitário tratado (IBEKWE et al., 2018).

O índice de riqueza da comunidade (Chao1) aponta uma superioridade no solo do TF, resultado da maior diversidade microbiológica do EB, sendo que esta diversidade foi relatada em outros estudos (AMPOFO; CLERK, 2003; WAGNER; LOY, 2002). Os índices de diversidade (Shannon e Simpson) refletiram os impactos negativos da movimentação de solo do TF e do TW. Os impactos sobre a diversidade microbiológica em solos movimentados (arados) foram apresentados na literatura em estudo realizado por Jangid et al. (2011).

7.3.5 Composição da comunidade bacteriana do solo submetido à fertirrigação com esgoto sanitário bruto

A composição taxonômica da amostra obtida por meio do sequenciamento massivo do gene 16S RNAr do domínio das bactéria está apresentada neste item. Observando o levantamento de abundância relativa em nível de filo, apresentada na Figura 19, foi constatada a predominância dos filios *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Acidobacteria*, *Chloroflexi* e *Bacteroidetes*, sendo que estes representaram cerca de 80% da abundância relativa de bactérias nas amostras de solo coletadas na área experimental submetidas a todos os tratamentos. Os valores da contagem simples da classificação das UTO destes filios supracitados estão apresentados na Tabela 17.

Houve predominância do filo *Proteobacteria* de 39,5, 44,8 e 43,2%, sendo a abundância relativa para TW, TF e TSC, respectivamente. A *Proteobacteria* foi relatada como o filo de bactéria de maior abundância relativa em outros trabalhos compilados por Spain et al. (2009), com média similar às reportadas neste trabalho (40%), sendo que este filo apresenta diversidade morfológica, fisiológica e metabólica que são de grande importância para o ciclo global de carbono, nitrogênio e enxofre no solo.

Em estudo realizado com a aplicação de esgoto sanitário tratado, foram observados 17 filios bacterianos com *Proteobacteria* (32,1%), seguido por *Firmicutes* (26,5%) e *Actinobacteria* (14,3%), onde a maioria das sequências associadas às bactérias nitrificantes, bactérias fixadoras de nitrogênio, degradadores de carbono, bactérias desnitrificantes, patógenos potenciais e bactérias indicadoras fecais foram mais abundantes (IBEKWE et al., 2018). Estes autores concluíram que o efluente tratado pode conter bactérias que conseguem ser ativas em muitas funções do solo, bem como alguns patógenos potenciais.

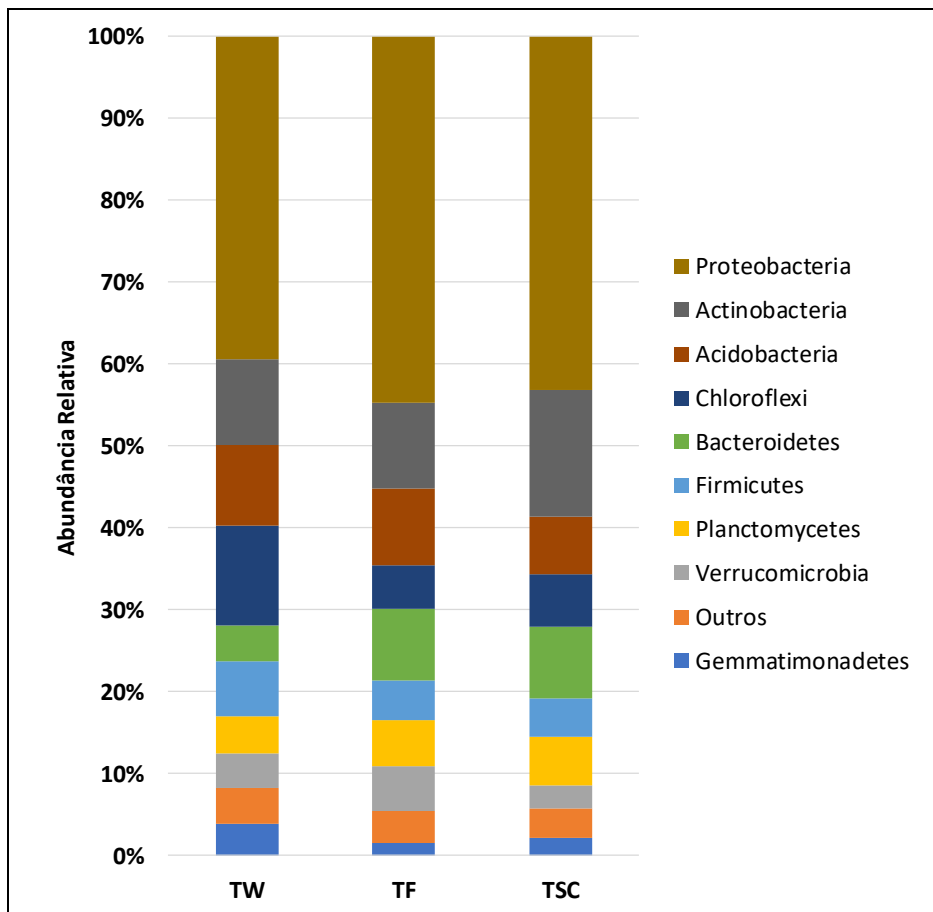


Figura 19 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de filo do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).

Tabela 17 - Contagem das unidades taxonômicas operacionais (UTO) de bactéria em nível de filo no solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).

Filos	TW	TF	TSC
<i>Proteobacteria</i>	37.599	35.484	30.732
<i>Actinobacteria</i>	9.831	8.294	11.000
<i>Acidobacteria</i>	9.393	7.436	5.024
<i>Chloroflexi</i>	11.710	4.217	4.534
<i>Bacteroidetes</i>	4.120	6.913	6.163
<i>Firmicutes</i>	6.354	3.810	3.362

A *Actinobacteria* apresentou considerável abundância relativa nos solos estudados, sendo maior no TSC (15%), com contagem da UTO de 11.000, enquanto no TW e no TF a abundância relativa foi de 10% em ambos (Figura 19 e Tabela 17). Esse resultado indica que a movimentação de solo para instalação da cultura pode ter sido percussor desta redução no TW e TF.

No solo, as *Actinobacterias* comportam-se como fungos, ajudando a decompor a MO e auxiliando na disponibilização de nutrientes para as plantas. Algumas espécies vivem

simbioticamente com as raízes que permeiam o solo, fixando nitrogênio para as plantas em troca do acesso a alguns dos sacarídeos produzidos pelas plantas, outras espécies, como do gênero *Mycobacterium*, são patogênicas, e serão confirmadas com o cruzamento das contagem de UTO de gêneros (BHATTI et al., 2017; RANJANI et al., 2016).

O filo das *Acidobacterias* apresentou abundância relativa e contagem de UTO diferente ao ser comparado com o filo das *Actinobacterias*, com valores de abundância relativas de 9,9, 9,4 e 7,1% para as amostras de solo coletadas no TW, TF e TSC, respectivamente. Apesar dessa abundância e diversidade da *Acidobacterias*, as informações sobre sua fisiologia e função ecológica permanecem escassas, principalmente devido ao baixo número de representantes cultiváveis e ao seu lento crescimento *in vitro* sob condições laboratoriais padrão (KIELAK et al., 2016; KURAMAE; COSTA, 2019).

O filo *Chloroflexi* é profundamente ramificado contendo isolados termófilos aeróbicos e anaeróbicos, fototróficos anóxicos filamentosos e respiradores organo-halogenetos anaeróbicos, que tendem a ser abundantes na camada superficial do solo (KRZMARZICK et al., 2012). Neste estudo, a contagem da UTO do filo *Chloroflexi* foi cerca de duas vezes maior no TW quando comparado ao quantificado nas amostras de solo coletadas nos outros tratamentos. Isto se deve à alta disponibilidade dos nutrientes que adubação mineral proporciona em suas aplicações sucessivas, o que não acontece no TF, sendo este fator verificado por Zhang et al. (2013) em pastagens que receberam adubação mineral da China.

Estudo prévio demonstra que o filo das *Bacteroidetes* tende a reduzir nos solos agricultáveis, sendo estas responsáveis pela degradação de matérias orgânicas complexas (WOLIŃSKA et al., 2017). Neste sentido, o solo TW apresentou a menor contagem de UTO (4.120), porém, o TF mesmo sendo um solo cultivado, tendeu a aumentar a contagem de UTO (6.913), onde o EB criou condições favoráveis para manutenção e aumento do filo das *Bacteroidetes* no solo, provavelmente devido à incorporação da MO.

Organismos patogênicos, como *Clostridium*, fazem parte do filo *Firmicutes*, mas, estes não foram carregados pela aplicação do EB, uma vez que a contagem de UTO na amostra de solo do TF foi de 3.810, enquanto no TW foi de 6.354. Estudo demonstra uma tendência de aumento na contagem de UTO em solos cultiváveis, quando comparados com solos controles, relacionando este aumento a diferentes interações físico-químicas do solo (WOLIŃSKA et al., 2017).

A abundância relativa a nível de classe está apresentada na figura abaixo, onde as classes *alphaproteobacteria* (12,85%), *deltaproteobacteria* (14,42%), *betaproteobacteria* (12,87%) e *gammaproteobacteria* (4,53%) foram predominantes no solo do tratamento TF, sendo pertencentes ao filo das *Proteobacterias* (Figura 20). Na Tabela 18 pode ser observado que a contagem de UTO da classe *betaproteobacteria* na amostra TF foi de 10.203, superior aos demais tratamentos. Este resultado pode ser justificado, pois as *betaproteobacterias* têm sido relatadas em quantidades significativas em diversas águas residuárias (SPAIN et al., 2009).

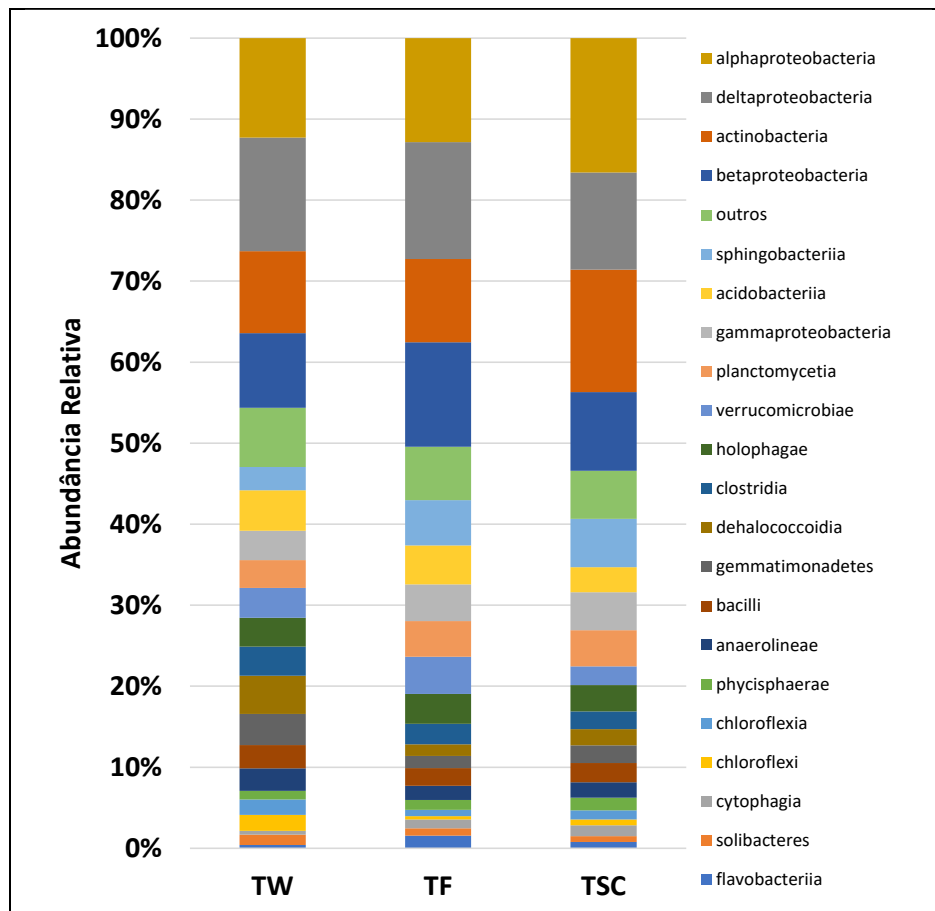


Figura 20 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de classe do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).

Tabela 18 - Contagem das unidades taxonômicas operacionais (UTO) de bactéria em nível de classe pertencente ao filo *Proteobacterias* no solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).

Classes	TW	TF	TSC
<i>alphaproteobacteria</i>	11.683	10.183	11.794
<i>deltaproteobacteria</i>	13.375	11.432	8.554
<i>betaproteobacteria</i>	8.766	10.203	6.913
<i>gammaproteobacteria</i>	3.451	3.590	3.336

A classe das *Actinobacterias* apresentou abundância relativa de 15% no TSC, com UTO de 10.742. Tal valor é numericamente maior que os demais tratamentos, e este resultado pode ser aliado à não movimentação do solo neste tratamento. A classe das *sphingobacteriias* fazem parte do filo das *bacteroidetes*, com abundância relativa de 2,89% no TW, com UTO de 1.743 sendo numericamente menor que os demais tratamentos.

A Figura 21 mostra a abundância relativa a nível de ordem, com destaque para a ordem das *rhizobiales*, que apresentaram 7,67, 8,25 e 9,86% de abundância relativa para o TW, TF e TSC, respectivamente. A ordem das *rhizobiales* pertencentes à classe das *alphaproteobacteria* e ao filo das *Proteobacterias*, são prósperas em solos com maiores quantidades de carbono orgânico (BASTIDA et al., 2016; IBEKWE et al., 2018).

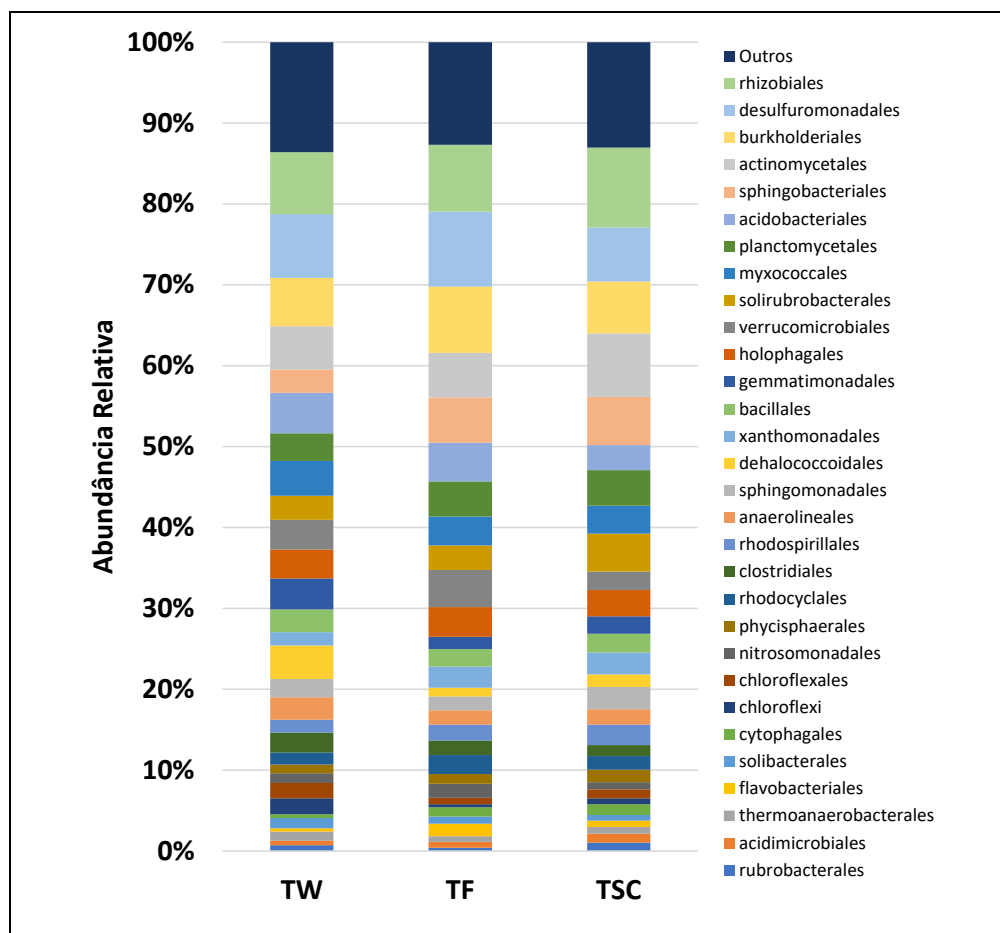


Figura 21 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de ordem do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).

A ordem das *desulfuromonadales* apresentou abundância relativa de 7,86, 9,28 e 6,68% para os tratamentos TW, TF e TSC, respectivamente. A ordem das *desulfuromonadales* pertence a classe das *deltaproteobacteria* e ao filo das *Proteobacterias*, sendo responsável por desempenhar papéis importantes na degradação da matéria orgânica e estar envolvida em

associações sintróficas, especialmente com metanógenos e bactérias sulfurosas verdes fototróficas (GREENE, 2014).

Observando a contagem da UTO a nível de ordem, as *burkholderiales* apresentaram sua maior contagem para o TF (6.507), com abundância relativa de 8,2%. As bactérias da ordem das *burkholderiales* podem servir como indicador para a remoção eficaz de hidrocarbonetos em baixas concentrações de oxigênio (JEHMLICH et al., 2016).

Como pode ser observado na Figura 22, os gêneros das *bradyrhizobium*, *burkholderia* e *geobacter* apresentaram abundância relativa no TF de 3,84, 3,66 e 4,02%, respectivamente. O gênero das *bradyrhizobium* pertence ao filo das *proteobacteria*, que são compostos por bactérias capazes de gerar nódulos nas raízes das plantas, o que aumenta a fixação de nitrogênio no meio (MEENA et al., 2018).

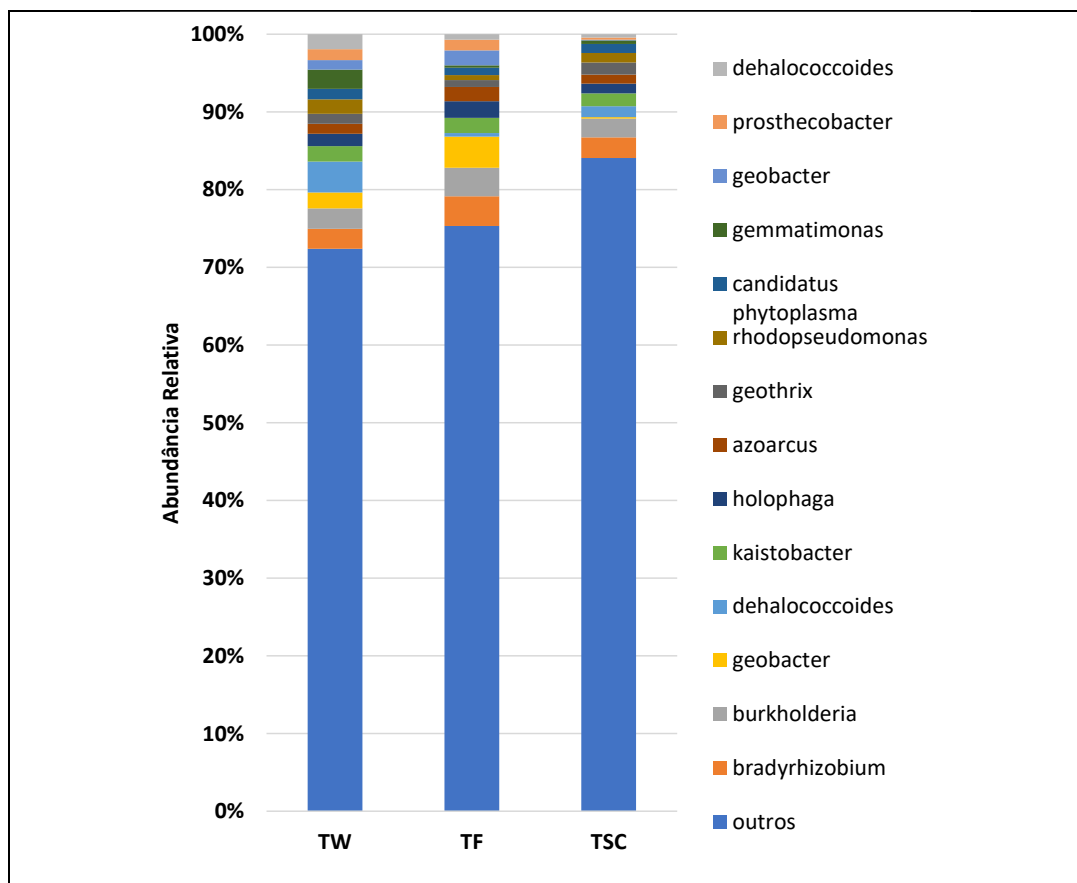


Figura 22 - Abundância relativa (%) de bactéria em nível de gênero do solo receptor de esgoto sanitário bruto (TF), solo receptor de adubação convencional (TW) e solo controle (TSC).

O gênero *burkholderia* pertencente ao filo das *proteobacterias*, é apontado em estudos, por incluir neste gênero algumas espécies patogênicas. No entanto, muitas cepas não são patogênicas e têm características desejáveis, como associações benéficas com plantas e

degradação de poluentes (KUNAKOM; EUSTÁQUIO, 2019). O gênero das *geobacter* também pertence ao filo das *proteobacterias*, e apresentou sua menor abundância relativa no TSC (0,16%). Este gênero *geobacter* tem sido aliado a bons resultados nos processos de biorremediação ligados à redução de compostos sulfurados (ZHANG et al., 2021).

7.3.6 Proposta de critério simplificado para definição da dose de esgoto sanitário bruto em função da quantidade de sódio

O critério utilizado foi a porcentagem ocupada pelo Na na capacidade de troca catiônica potencial (CTC_{pot}) do solo, sendo este valor denominado porcentagem de sódio trocável (PST). O valor limite de PST utilizado foi de 15%, pois solos que atingem este valor começam a apresentar risco à qualidade físico-química, conforme sugerido pela literatura (MATOS; MATOS, 2017; SOBRAL et al., 2015).

Utilizando a equação 1, o teor de Na crítico ($Na^{+}_{crítico}$) que um solo pode atingir foi definido pela equação apresentada abaixo (Equação 2).

$$Na^{+}_{crítico} = CTC_{pot} * PST_{crítico} \quad \text{Equação 2}$$

Sendo:

$Na^{+}_{crítico}$ - Teor de Na crítico no solo ($cmol_c dm^{-3}$);

CTC_{pot} - Capacidade de Troca Catiônica Potencial do solo ($cmol_c dm^{-3}$);

$PST_{crítico}$ - Porcentagem de Sódio Trocável crítico do solo (15% em decimal).

O Na, por não ser nutriente para as plantas, ficará retido no solo com as aplicações sucessivas, logo, necessitará de correção no que se refere ao seu valor crítico. Essa correção será feita ao se descontar a PST atual do solo, ou seja, a PST em qualquer instante de tempo em que haverá a aplicação (Equação 3).

$$PST_{Atual} = \frac{Na^{+}_{atual}}{CTC_{pot}} \quad \text{Equação 3}$$

Sendo:

PST_{atual} - Porcentagem de sódio trocável atual do solo (% em decimal);

Na^{+}_{atual} - Teor de Na atual do solo ($cmol_c dm^{-3}$).

Sendo assim, o $Na^{+}_{crítico}$ pode ser expresso pelo desenvolvimento da Equação 4.

$$Na^{+}_{crítico} = CTC_{pot} * (PST_{crítico} - PST_{atual}) \quad \text{Equação 4}$$

$$Na^+_{crítico} = CTC_{pot} * \left(PST_{crítico} - \frac{Na^+_{atual}}{CTC_{pot}} \right) \quad \text{Equação 5}$$

Sendo:

$Na^+_{crítico}$ - Teor de Na crítico no solo ($cmol_c dm^{-3}$);

PST_{atual} - Porcentagem de sódio trocável atual do solo (% em decimal);

Na^+_{atual} - Teor de Na atual do solo ($cmol_c dm^{-3}$);

$PST_{crítico}$ - Porcentagem de Sódio Trocável crítico do solo (15% em decimal).

O teor de $Na^+_{crítico}$ será o saldo que pode ser incrementado de Na no solo, antes que este comece a apresentar risco à qualidade físico-química, quando o PST atingir 15%. Com o teor de $Na^+_{crítico}$, torna-se possível gerar uma equação que indique a dose de EB necessária para atingir este teor em função da concentração de Na do EB, estando essa equação expressa abaixo (Equação 6).

$$Dose\ EB = \frac{CTC_{pot} * \left(PST_{crítico} - \frac{Na^+_{atual}}{CTC_{pot}} \right) * V_s * MM_{Na^+}}{Na^+_{esg} * 1000} \quad \text{Equação 6}$$

Sendo:

Dose EB - Dose de esgoto bruto ($m^3 ha^{-1}$)

CTC_{pot} - Do solo ($cmol_c dm^{-3}$)

Na^+_{atual} - Do solo ($cmol_c dm^{-3}$)

$PST_{crítico}$ - Do solo (15% em decimal)

V_s - Volume do solo em 1 ha, considerando uma profundidade de 0,6m (dm^{-3})

MM - Massa Molar do sódio ($230 mg cmol_c^{-1}$)

Na^+_{esg} - Concentração de sódio no esgoto ($mg L^{-1}$).

Uma vez definida a dose de EB total necessária para atingir os níveis críticos de Na no solo, foi adicionada uma variável em função da porcentagem que será perdida por lixiviação profunda no sistema deste elemento no período de aplicação, sendo assim, este modelo contará com uma variável denominada $P_{lixiviado}$. Para obter o valor desta variável foi feito um balanço geral de massa de Na no sistema estudado, considerando uma profundidade efetiva de 0,6m, onde o modelo final para definição de dose de EB em função do Na está apresentado abaixo.

$$Dose\ EB = \frac{CTC_{pot} * \left(PST_{crítico} - \frac{Na^+_{atual}}{CTC_{pot}} \right) * V_s * MM_{Na^+} * (1 + P_{lixiviado})}{Na^+_{esg} * 1000} \quad \text{Equação 7}$$

Sendo:

$P_{lixiviado}$ - Porcentagem de Na lixiviado acumulada no período de aplicação (% em decimal).

A prática mostra que esta dose deve ser parcelada no momento de aplicação, a fim de garantir uma melhor distribuição temporal e espacial. Contudo o número de parcelamentos deve ser definido pelo profissional responsável pela gestão do sistema de fertirrigação, ao se observar as características individuais de cada sistema.

Na Tabela 19 podem ser observados os teores de Na para os tratamentos fertirrigados com EB em função de diferentes profundidades após 3 anos de aplicação, e o valor teórico do teor de Na do solo, caso toda a quantidade de Na aplicada estivesse ficado retida na camada de 0 - 0,6 m. Sendo assim, comparando a média geral e o teor teórico, pode-se afirmar que 71,3% do Na aplicado ficou retido na cama de 0 - 0,6m durante o período de experimentação.

Tabela 19 - Teores médios de Sódio (Na) em função da profundidade após 3 anos de aplicação de esgoto sanitário bruto.

Profundidade	Tratamentos (mg dm ⁻³)		Teórico
	TFN	TFA	
0 - 0,2 m	113	143	150
0,2 - 0,4 m	116	80	150
0,4 - 0,6 m	94	96	150
Média	108	106	150
Média Geral	107		

TFN - Solo fertirrigado, sem alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos; TFA - Solo fertirrigado, com alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos. (n = 18)

O TFN e o TFA apresentaram teores médios de 108 e 106 mg dm⁻³ na profundidade de 0 - 0,6m, respectivamente, sendo que, no geral, da quantidade total de Na aplicado ao sistema, 28,7% foi perdido ao final de 3 anos de experimentação, logo, aproximadamente 9,6% do Na aplicado foi perdido por ano, principalmente por processos de lixiviação, uma vez que o Na não é nutriente para as plantas (Tabela 19).

Ao considerar o resultado discutido no parágrafo anterior, a variável $P_{\text{lixiviado}}$ proposta na Equação 7 será 0,096 por ano para este sistema. Acredita-se que este valor possa ser replicado a outros sistemas com condições meteorológicas semelhantes, no que se refere à precipitação média local, e a tipos de solos semelhantes. De todo modo, na falta deste dado, esta variável pode ser considerado como 0 (zero), com todo Na aplicado ficará retido na camada de 0 - 0,6 m.

Aplicando a Equação 7 e utilizando os dados de entrada deste experimento, conforme apresentado na Tabela 20, o resultado que expressa a capacidade de suporte deste sistema é de 37.177 m³ ha⁻¹ de EB, aplicando respectivamente 2.654 kg ha⁻¹ de Na no solo. Caso a dose

aplicada seja de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Na, limite máximo recomendado pelo CERH-MG (2020) e por Matos e Matos (2017), este sistema poderá apresentar problemas oriundos do excesso de Na em 8,8 anos. Ao considerar uma vazão per capita de EB de 54,75 m³ hab⁻¹ ano⁻¹, onde a aplicação se distribua ao longo de 8,8 anos, tem-se que cada hectare de solo suportará a aplicação da vazão gerada por 77 habitantes ao ano.

Tabela 20 - Dados de entrada do modelo proposto para definição da dose de esgoto sanitário bruto (EB) em função da concentração de sódio (Na).

Variável	Valor	Unidade
CTC _{pot}	11,7	cmol _c dm ⁻³
Na ⁺ _{atual}	0	cmol _c dm ⁻³
PST _{crítico}	0,15	-
P _{lixiviado}	0,096	-
V _s	6000000	dm ³
MM _{Na}	230	mg cmol _c ⁻¹
Na ⁺ _{esg}	71,4	mg L ⁻¹

A Tabela 21 apresenta a previsão da dose total de EB para aplicação sob diferentes cenários de teores de Na⁺_{atual} do solo em função de diferentes teores de CTC_{pot}, ao utilizar o modelo matemático proposto com um P_{lixiviado} de 0 (zero), ou seja, considerando que todo Na aplicado fique retido no sistema (Equação 7).

Sendo assim, com três variáveis de entrada, sendo duas variáveis do solo (CTC_{pot} e Na⁺_{atual}) e uma do EB (concentração de Na⁺_{esg}) é possível ter uma previsão da dose total de EB passível de ser aplicada em diferentes sistemas até atingir a capacidade limite deste, utilizando a Tabela 21. A concentração de Na⁺_{esg} utilizada foi 70 mg L⁻¹, por ser um valor médio no EB, porém este valor poderá ser corrigido conforme Equação 8 que será apresentada.

Tabela 21 - Dose de esgoto doméstico sanitário total (EB) utilizando o modelo proposto (Equação 7) em função de diferente cenários para capacidade de troca catiônica potencial do solo (CTC_{pot}) e teor de sódio do solo (Na⁺_{atual}), utilizando EB com concentração média de 70 mg L⁻¹ de sódio (Na⁺_{esg}).

Na ⁺ _{esg} (mg L ⁻¹)	CTC _{pot} (cmol _c dm ⁻³)							
	2	4	6	8	10	12	14	16
Na ⁺ _{atual} (mg dm ⁻³)	Dose de Esgoto doméstico (m ³ ha ⁻¹)							
0	5.914	11.829	17.743	23.657	29.571	35.486	41.400	47.314
20	4.200	10.114	16.029	21.943	27.857	33.771	39.686	45.600
60	771	6.686	12.600	18.514	24.429	30.343	36.257	42.171
100	NA	3.257	9.171	15.086	21.000	26.914	32.829	38.743
140	NA	NA	5.743	11.657	17.571	23.486	29.400	35.314

180	NA	NA	2.314	8.229	14.143	20.057	25.971	31.886
220	NA	NA	NA	4.800	10.714	16.629	22.543	28.457
260	NA	NA	NA	1.371	7.286	13.200	19.114	25.029
300	NA	NA	NA	NA	3857	9.771	15.686	21.600

NA - Não aplicar. $P_{\text{lixiviado}} - 0$ (zero).

Cabe ressaltar que a dose total de EB não deve ser utilizada em apenas uma aplicação, e sim parcelada ao longo dos anos, tendo cuidado para não extrapolar a capacidade de extração de macronutrientes das plantas envolvidas e a necessidade hídrica do sistema. Ao utilizar a referência de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Na (CERH-MG, 2020; MATOS; MATOS, 2017) pode-se estimar uma dose anual para aplicação do EB no solo, sendo este valor de $4.286 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, no qual o tempo total de aplicação permitido para diferentes tipos de solos e sistemas está apresentado na Tabela 22.

Tabela 22 - Tempo total permitido para aplicação de $4.286 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de esgoto sanitário bruto (EB) utilizando o modelo proposto (Equação 6), respeitando a dose máxima de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Na em função de diferentes cenários para capacidade de troca catiônica potencial do solo (CTC_{pot}) e teor de sódio do solo ($\text{Na}^+_{\text{atual}}$) utilizando EB com concentração média de 70 mg L^{-1} de sódio (Na^+_{esg}).

Na^+_{esg} (mg L^{-1})	CTC_{pot} (cmolc dm^{-3})							
	2	4	6	8	10	12	14	16
$\text{Na}^+_{\text{atual}}$ (mg dm^{-3})	anos							
0	1,4	2,8	4,1	5,5	6,9	8,3	9,7	11,0
20	1,0	2,4	3,7	5,1	6,5	7,9	9,3	10,6
60	0,2	1,6	2,9	4,3	5,7	7,1	8,5	9,8
100	NA	0,8	2,1	3,5	4,9	6,3	7,7	9,0
140	NA	NA	1,3	2,7	4,1	5,5	6,9	8,2
180	NA	NA	0,5	1,9	3,3	4,7	6,1	7,4
220	NA	NA	NA	1,1	2,5	3,9	5,3	6,6
260	NA	NA	NA	0,3	1,7	3,1	4,5	5,8
300	NA	NA	NA	NA	0,9	2,3	3,7	5,0

NA - Não aplicar. $P_{\text{lixiviado}} - 0$ (zero).

A Tabela 23 mostra a dose de Na total para ser aplicado aos sistemas utilizando o modelo proposto neste trabalho.

Tabela 23 - Dose total de sódio suportada por sistemas de fertirrigação utilizando o modelo proposto (Equação 7) em função de diferentes cenários para capacidade de troca catiônica potencial do solo (CTC_{pot}) e teor de sódio do solo ($\text{Na}^+_{\text{atual}}$) utilizando EB com concentração média de 70 mg L^{-1} de sódio (Na^+_{esg}).

Na^+_{esg} (mg L^{-1})	CTC_{pot} (cmolc dm^{-3})							
	2	4	6	8	10	12	14	16
70								

Na _{solo} (mg dm ⁻³)	Dose Total de Sódio Aplicado (kg ha ⁻¹)							
	0	414	828	1242	1656	2070	2484	2898
20	294	708	1122	1536	1950	2364	2778	3192
60	54	468	882	1296	1710	2124	2538	2952
100	NA	228	642	1056	1470	1884	2298	2712
140	NA	NA	402	816	1230	1644	2058	2472
180	NA	NA	162	576	990	1404	1818	2232
220	NA	NA	NA	336	750	1164	1578	1992
260	NA	NA	NA	96	510	924	1338	1752
300	NA	NA	NA	NA	270	684	1098	1512

NA - Não aplicar. P_{lixiviado} - 0 (zero).

Caso o EB trabalhado apresente concentrações de Na diferentes de 70 mg L⁻¹ é possível ajustar os valores das Tabela 21, Tabela 22 e Tabela 23 multiplicando por um fator de correção (F) apresentado a seguir.

$$F = \frac{70}{Na^+_{usado}} \quad \text{Equação 8}$$

Sendo:

Na⁺_{usado} - Concentração de Na do EB usado (mg L⁻¹)

Em trabalho realizado por Blum et al. (2012) no qual se utilizou efluente doméstico tratado na irrigação de cana-de-açúcar por 3 anos, foi observado que, para suprir 100% da demanda hídrica das plantas, houve o aporte de 1.170 kg ha⁻¹ de Na. Ao se comparar os valores de Na aportado ao sistema pelo estudo citado com a Tabela 23, caso tenha utilizado um solo em condições iniciais com Na do solo nula e CTC_{pot} de 6 cmolc dm⁻³, este já estaria em situação de risco no que se refere à manutenção das qualidades físico-químicas do sistema.

Trabalho utilizando esgoto doméstico tratado na fertirrigação de culturas agrícolas para suprir 100% da demanda hídrica das plantas apresentaram PST acima de 15% em apenas 16 meses de operação, com aumento na dispersão de argila destes sistemas (LEAL et al., 2009). Por isso, ressalta-se a necessidade de manutenção da dose de aplicação de EB em função da quantidade de Na aportada ao meio.

Estudo em que se utiliza esgoto doméstico tratado, atendendo as necessidades nutricionais da cultura, apresentou uma dose de Na aplicado de 79,8 kg ha⁻¹ em 3 meses, ou seja, 319,2 ka ha⁻¹ ano⁻¹ (SANTOS et al., 2017). Neste sentido, comparando os dados apresentados no estudo citado com a Tabela 22 onde este utilizou um solo com CTC_{pot} de 8 cmolc dm⁻³ e teor de Na

inicial nula, estes pesquisadores conseguiriam aplicar esta dose por 5,7 anos, antes de atingir a capacidade de suporte do sistema.

8 CONCLUSÕES

O aporte de nutrientes ao solo com a aplicação do esgoto sanitário bruto foi considerável, o que coloca essa água residuária como sendo de excelente qualidade para uso agrícola, desde que o sistema de fertirrigação seja manejado da forma correta e que sejam respeitadas as doses de aplicação recomendadas.

A frequente e sucessiva aplicação de esgoto sanitário bruto no solo, com a inversão na posição de sua aplicação nos sulcos (TFA), proporcionou aumento significativo na produtividade de matéria seca e extração de macronutrientes via cortes da parte aérea do capim-elefante, o que evidencia melhoria na forma de manejo do sistema de fertirrigação por sulcos.

A alternância na posição de aplicação do esgoto sanitário nas extremidades dos sulcos proporcionou aumento de 30% na produtividade média de matéria seca do capim-elefante, quando comparada à obtida na forma convencional de aplicação (em posição única no início dos sulcos), tendo sido obtidos valores de 20,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e 29,9 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, em plantas submetidas ao tratamento sem e com alternância na posição dessa aplicação (TFN e TFA).

O tratamento com alternância na posição de aplicação do EB nos sulcos (TFA) proporcionou extrações médias de 688, 102 e 508 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, P e K, respectivamente, superiores aos que foram extraídos pelas plantas submetidas ao tratamento em que não houve essa alternância (TFN) e nos tratamentos de aplicação da adubação química convencional (TWA e TWN). Este tratamento proporcionou uma recuperação de 100% dos macronutrientes aportados com a aplicação do EB e, com isso, menor risco de lixiviação de sais no solo.

A inversão na posição de aplicação do EB nos sulcos proporcionou melhor distribuição dos nutrientes no solo ao longo do seu comprimento, o que foi confirmado pela obtenção de maiores produtividades do capim-elefante e pelo fato de os teores de nutrientes e sódio no solo não terem apresentado diferenças significativas ao longo do comprimento dos sulcos, no período de aplicação dessa água residuária.

A forma convencional de aplicação do EB nos sulcos (aplicação apenas no início dos sulcos) proporcionou aumento no teor de NT e Na no solo do início dos sulcos e o inverso nos teores

de P e K, o que pode ser justificado pela extração destes elementos químicos via cortes da parte aérea da planta.

Os resultados de persistência de indicadores patogênicos no solo apontaram uma qualidade sanitária semelhante à do solo controle e, com isso, baixos riscos de contaminação com patógenos presentes no solo. A composição bacteriana do solo apontou uma predominância no filo das *Proteobacterias* em todos os tratamentos estudados, contudo, o TF foi o que apresentou maior abundância relativa deste filo (44,8%).

Por fim, foi possível estabelecer critérios para definição da dose de EB em função das características do meio, onde a definição da dose pode ser obtida de forma simplificada utilizando três variáveis, sendo duas variáveis do solo, a capacidade de troca catiônica potencial e o teor atual de sódio; e uma variável do EB, a concentração de sódio.

9 RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos no presente trabalho recomenda-se:

- Avaliar diferentes sistemas receptores de EB, com o estudo de diferentes tipos de solo e condições climáticas;
- Avaliar este sistema em diferentes estações do ano, a fim de mensurar o efeito da sazonalidade no sistema;
- Avaliar a condição de aplicação em escala ampliada, a fim de observar as limitações do método operado por produtores agrícolas;
- Avaliar o comportamento do Na no meio por um maior período de tempo (acima de 3 anos), a fim de saturar o sistema e observar as condições de deterioração deste.

10 REFERÊNCIAS

- ABBASI, F.; ADAMSEN, F. J.; HUNSAKER, D. J.; FEYEN, J.; SHOUSE, P.; VAN GENUCHTEN, M. T. Effects of flow depth on water flow and solute transport in furrow irrigation: Field data analysis. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, [s. l.], v. 129, n. 4, p. 237–246, 2003.
- ABBASI, F.; FEYEN, J.; VAN GENUCHTEN, M. T. Two-dimensional simulation of water flow and solute transport below furrows: Model calibration and validation. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 290, n. 1–2, p. 63–79, 2004.
- ABD-ELWAHED, M. S. Influence of long-term wastewater irrigation on soil quality and its spatial distribution. **Annals of Agricultural Sciences**, [s. l.], v. 63, n. 2, p. 191–199, 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0570178318300320>>
- ABDEL-AZIZ, R. Impact of treated wastewater irrigation on soil chemical properties and crop productivity. **Journal of Water Resources and Arid Environments**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 30–36, 2015.
- AEDYR. **Reutilización de agua y su régimen jurídico en España**. Madrid - Espanha.
- AFDB, A. D. B. Mauritius Wastewater Master Plan Study. **Water and Sanitation Department**, [s. l.], 2009.
- AGUDELO-VERA, C. M.; MELS, A.; KEESMAN, K.; RIJNAARTS, H. The Urban Harvest Approach as an Aid for Sustainable Urban Resource Planning. **Journal of Industrial Ecology**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 839–850, 2012.
- AL-SHDIEFAT, S.; AYOUB, S.; JAMJOUM, K. Effect of Irrigation with Reclaimed Wastewater on Soil Properties and Olive Oil Quality. **Jordan Journal of Agricultural Sciences**, [s. l.], v. 32, n. 2, p. 128–141, 2009.
- ALUM, A.; ENRIQUEZ, C.; GERBA, C. P. Impact of drip irrigation method, soil, and virus type on tomato and cucumber contamination. **Food and Environmental Virology**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 78–85, 2011.
- AMOAH, I. D.; ABUBAKARI, A.; STENSTRÖM, T. A.; ABAIDOO, R. C.; SEIDU, R. Contribution of wastewater irrigation to soil transmitted helminths infection among vegetable farmers in Kumasi, Ghana. **PLOS Neglected Tropical Diseases**, [s. l.], v. 10, n. 12, 2016. Disponível em: <<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pntd.0005161>>
- AMPOFO, J. A.; CLERK, G. C. Diversity of bacteria in sewage treatment plant used as fish culture pond in southern Ghana. **Aquaculture Research**, [s. l.], v. 34, n. 8, p. 667–675, 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2109.2003.00843.x>>
- ANA, A. N. del A. Manual de buenas prácticas para el uso seguro y productivo de las aguas residuales domésticas. **Ministerio de agricultura y riego**, [s. l.], p. 230, 2016. Disponível em: <http://www.ana.gob.pe/sites/default/files/publication/files/manual_de_buenas_practicas_para_el_uso_seguro_y_productivo_de_las_aguas_residuales_domesticas.pdf>
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 21^a ed. Washington: Washington, 2005.
- AYDIN, M. E.; AYDIN, S.; BEDUK, F.; TOR, A.; TEKINAY, A.; KOLB, M.; BAHADIR, M. Effects of long-term irrigation with untreated municipal wastewater on soil properties and crop quality. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 22, n. 23, p. 19203–19212, 2015.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture. **Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations**, [s. l.], v. 29, 1985.

AYOUB, S.; AL-SHDIEFAT, S.; RAWASHDEH, H.; BASHABSHEH, I. Utilization of reclaimed wastewater for olive irrigation: Effect on soil properties, tree growth, yield and oil content. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 176, p. 163–169, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2016.05.035>>

AZEVEDO, L. P.; SAAD, J. C. C. Qualidade microbiológica de alface americana (*Lactuca sativa* L .) irrigada com águas residuárias , sob diferentes sistemas de irrigação . [**Anais...**] In: **XV Congresso Brasileiro de Olericultura, Fortaleza-CE**, [s. l.], n. 14, p. 4, 2005.

BAKARI, Z.; BOUHAMED, F.; BOUJELBEN, N.; ELLEUCH, B. Assessment Impacts of Irrigation Using Treated Wastewater on Plants Growth, Soil Properties and Metals Accumulation in Soil and Tomato Plants. **Advances in Sustainable and Environmental Hydrology, Hydrogeology, Hydrochemistry and Water Resources**, [s. l.], p. 85–87, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-01572-5_21>

BAKOPOULOU, S.; EMMANOUIL, C.; KUNGOLOS, A. Assessment of wastewater effluent quality in Thessaly region, Greece, for determining its irrigation reuse potential. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 74, n. 2, p. 188–194, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.06.022>>

BALKHAIR, K. S. Microbial contamination of vegetable crop and soil profile in arid regions under controlled application of domestic wastewater. **Saudi Journal of Biological Sciences**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. S83–S92, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.10.029>>

BASTIDA, F.; TORRES, I. F.; MORENO, J. L.; BALDRIAN, P.; ONDOÑO, S.; RUIZ-NAVARRO, A.; HERNÁNDEZ, T.; RICHNOW, H. H.; STARKE, R.; GARCÍA, C.; JEHMLICH, N. The active microbial diversity drives ecosystem multifunctionality and is physiologically related to carbon availability in Mediterranean semi-arid soils. **Molecular Ecology**, [s. l.], v. 25, n. 18, p. 4660–4673, 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/mec.13783>>

BATISTA, R. O.; BATISTA, R. O.; FIA, R.; SILVA, D. F. Qualidade das águas residuárias para irrigação. **Boletim Técnico - Editora UFLA**, [s. l.], p. 1–31, 2014.

BEDBABIS, S.; BEN ROUINA, B.; BOUKHRIS, M.; FERRARA, G. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 133, p. 45–50, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.007>>

BEDBABIS, S.; TRIGUI, D.; BEN, C.; LISA, M.; CAMPOSEO, S.; ALESSANDRO, G.; BEN, B. Long-terms effects of irrigation with treated municipal wastewater on soil , yield and olive oil quality. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 160, p. 14–21, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2015.06.023>>

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de Irrigação**. 8ª ed. Viçosa.

BHATTI, A. A.; HAQ, S.; BHAT, R. A. Actinomycetes benefaction role in soil and plant health. **Microbial Pathogenesis**, [s. l.], v. 111, p. 458–467, 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0882401017305880>>

BLUM, J. **Aspectos agronômicos e ambientais da irrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto e aplicação de fosfogesso em sistema de produção de cana de açúcar**. 2011. Esalq/Usq, [s. l.], 2011.

BLUM, J.; HERPIN, U.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Soil properties in a sugarcane

Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

plantation after the application of treated sewage effluent and phosphogypsum in Brazil. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 115, p. 203–216, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2012.09.010>>

BLUM, J.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R.; GOMES, T. M. Nitrogen and phosphorus leaching in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 117, p. 115–122, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2012.11.010>>

BURGUETE, J.; ZAPATA, N.; GARCÍA-NAVARRO, P.; MAÏKAKA, M.; PLAYÁN, E.; MURILLO, J. Fertigation in furrows and level furrow systems. I: Model description and numerical tests. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, [s. l.], v. 135, n. 4, p. 401–412, 2009.

CARVALHO, T. B.; ZEN, S. A Cadeia de Pecuária de Corte no Brasil: Evolução e Tendências. **Revista iPecege**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 85–99, 2017. Disponível em: <<https://revista.ipecege.org.br/Revista/article/view/109>>

CEPA, C. E. P. A. **Water Recycling Funding Program (WRFP) - Municipal Wastewater Recycling Survey**. 2015. Disponível em: <https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/grants_loans/water_recycling/munirec.shtml>.

CERH-MG. DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH-MG Nº 65, DE 18 DE JUNHO DE 20202020.

CERQUEIRA, L. L.; FADIGAS, F. S.; PEREIRA, F. A.; GLOAGUEN, T. V.; COSTA, J. A. Desenvolvimento de *Heliconia psittacorum* e *Gladiolus hortulanus* irrigados com águas residuárias tratadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 12, n. 75, p. 606–613, 2008.

CETESB. Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola 2006. p. 12.

CHEN, L.-J.; FENG, Q.; LI, F.-R.; LI, C.-S. Simulation of soil water and salt transfer under mulched furrow irrigation with saline water. **Geoderma**, [s. l.], v. 241–242, p. 87–96, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706114003978>>

CHONG, J.; LIU, P.; ZHOU, G.; XIA, J. Using MicrobiomeAnalyst for comprehensive statistical, functional, and meta-analysis of microbiome data. **Nature Protocols**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 799–821, 2020. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41596-019-0264-1>>

CONAGUA, C. N. del A. **Situación del Subsector de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento**. Edição 201 ed. [s.l: s.n.].

CONAMA, C. N. D. M. A. **Resolução CONAMA nº 498/2020**. [s.l: s.n.].

DE SANCTIS, M.; DEL MORO, G.; CHIMIENTI, S.; RITELLI, P.; LEVANTESI, C.; DI IACONI, C. Removal of pollutants and pathogens by a simplified treatment scheme for municipal wastewater reuse in agriculture. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 580, p. 17–25, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.002>>

DENNIS, I.; REDDY, P.; SEIDU, R.; AXEL, T. Concentration of soil-transmitted helminth eggs in sludge from South Africa and Senegal: A probabilistic estimation of infection risks associated with agricultural application. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 206, p. 1020–1027, 2018.

DEON, M. D. I.; GOMES, T. M.; MELF, A. J.; MONTES, C. R.; DA SILVA, E. Produtividade e qualidade da cana-de-açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 45, n. 10, p. 1149–1156, 2010.

- DOORENBONS, J.; KASSAM, A. H. **Efeito da água no rendimento das culturas**. [s.l.: s.n.].
- DOORENBOS, J.; PRUITT, W. O. **Guidelines for predicting crop water requirements** FAO **Irrigation and Drainage Paper**. Roma: FAO, 1977.
- 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**, [s. l.], v. 12, n. 19, p. 302–310, 2008.
- DUARTE, A. S.; FOLEGATTI, M. V.; SILVA, E. F. F. Efeitos da aplicação de água residuária tratada na fertilidade do solo e na nutrição de plantas de pimentão. **Anais... In: VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Gavatá**, [s. l.], p. 10, 2006.
- EBRAHIMIAN, H.; KESHAVARZ, M. R.; PLAYÁN, E. Surface fertigation: A review, gaps and needs. **Spanish Journal of Agricultural Research**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 820–837, 2014.
- EBRAHIMIAN, H.; LIAGHAT, A.; PARSINEJAD, M.; PLAYÁN, E.; ABBASI, F.; NAVABIAN, M. Simulation of 1D surface and 2D subsurface water flow and nitrate transport in alternate and conventional furrow fertigation. **Irrigation Science**, [s. l.], v. 31, n. 3, p. 301–316, 2013.
- ELLIS, S.; TYRREL, S.; O'LEARY, E.; RICHARDS, K.; GRIFFITHS, B.; RITZ, K. Proportion of Sewage Sludge to Soil Influences the Survival of Salmonella Dublin and Escherichia coli. **Clean - Soil, Air, Water**, [s. l.], v. 46, n. 4, 2018.
- EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006.
- EMBRAPA. **Book: Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Rio de Janeiro: Rio de Janeiro, 2009.
- EMBRAPA. **Informações sobre a cultivar de capim-elefante BRS Kurumi**. 1ª edição ed. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2015.
- EPA, U. S. **Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge**. [s.l.: s.n.].
- ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; PEREIRA, O. G.; MATOS, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 5, p. 458–466, 2010.
- ESPANHA, M. de la P. **Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas**. Madrid - Espanha: Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado, 2007.
- ESPANHA, M. de M. A. y M. R. y M. **Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas**. Madrid - Espanha: Governo da Espanha, 2010.
- ESTRADA, I. B.; ALLER, A.; ALLER, F.; GÓMEZ, X.; MORÁN, A. The survival of Escherichia coli, faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from wastewater treatment plants. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 93, n. 2, p. 191–198, 2004. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852403003195>>
- FAVARE, H. G.; ABREU, J. G.; BARROS, L. V.; SILVA, F. G.; FERREIRA, L. M. M.; BARELLI, M. A. A.; NETO, I. M. da S.; CABRAL, C. E. A.; PEIXOTO, W. M.; CAMPOS, F. I. S.; LEDO, F. J. da S.; SILVA, V. Q. R.; JUNIOR, C. A. S. Bromatological Composition of Elephant Grass Genotypes for Bioenergy Production. **Journal of Experimental Agriculture International**, [s. l.], v. 38, n. 2, p. 1–12, 2019. Disponível em:

<<http://www.journaljeai.com/index.php/JEAI/article/view/30292>>

FDEP, F. D. O. E. P. **2018 Reuse Inventory - Division of Water Resource Management**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://floridadep.gov/sites/default/files/2018_Reuse_Inventory_Report.pdf>

FIGUEIREDO, R. S. **Impacto da disposição de lodo de esgoto sanitário sobre características físicas e químicas e a comunidade microbiana do solo**. 2019. [s. l.], 2019.

FIRME, L. P. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado no sistema solo-planta em latossolo cultivado com cana de açúcar**. 2007. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, [s. l.], 2007.

FLORES, R. A.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; COLLIER, L. S.; BODDEY, R. M. Yield and quality of elephant grass biomass produced in the cerrados region for bioenergy. **Eng. Agric. Jaboticabal**, [s. l.], v. 32, n. 5, p. 831–839, 2012.

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. II. Soil acidity, exchangeable cations, and sulfur, boron, and heavy metals availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], v. 36, n. 13–14, p. 1983–2003, 2005. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1081/CSS-200062542>>

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Avaliação do valor nutritivo e contaminação fecal do capim coastcross cultivado nas faixas de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 293–301, 2001.

FONTOURA, C. F.; BRANDÃO, L. E.; GOMES, L. L. Elephant grass biorefineries: towards a cleaner Brazilian energy matrix? **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 96, p. 85–93, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.062>>

FRANÇA. Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts. **Légifrance, le service public de la diffusion du droit**, [s. l.], 2016.

FREITAS, C. a S. De; SILVA, A. R. a; BEZERRA, F. M. L.; MOTA, F. S. B.; GONÇALVES, L. R. B.; BARROS, E. M. Efluente de esgoto doméstico tratado e reutilizado como fonte hídrica alternativa para a produção de cana-de-açúcar Reuse of treated domestic sewage effluent as an alternative water source for the production of sugarcane. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 17, n. 85, p. 727–734, 2013.

FREITAS, R. S.; DAHER, R. F.; VIDAL, A. K. F.; STIDA, W. F.; MENEZES, B. R. S.; PEREIRA, A. Vander; NETO, S. A.; SANTOS, P. R.; SILVA, V. B. Da; GOTTARDO, R. D. Dry Matter Yield and Nutritional Characteristics of Elephant-Grass Genotypes. **Journal of Experimental Agriculture International**, [s. l.], v. 35, n. 5, p. 1–8, 2019. Disponível em: <<http://www.journaljeai.com/index.php/JEAI/article/view/30216>>

GREENE, A. C. The Family Desulfuromonadaceae. In: **The Prokaryotes**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2014. p. 143–155.

GUADARRAMA-BRITO, M. E.; FERNÁNDEZ, A. G. Impact of using wastewater in agriculture. **Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias**, [s. l.], v. 4, n. 7, p. 23, 2015.

GWI, G. W. I. **Municipal Water Reuse Markets**. [s.l.] : Oxford : Media Analytics, 2010.

HAJJAMI, K.; ENNAJI, M. M.; OUBRIM, N.; COHEN, N. Wastewater Reuse for Irrigation in Morocco: Helminth Eggs Contamination's Level of Irrigated Crops and Sanitary Risk (A

Case Study of Settat and Soualem Regions). **Journal of Bacteriology & Parasitology**, [s. l.], v. 04, n. 01, 2012. Disponível em: <<https://www.omicsonline.org/wastewater-reuse-for-irrigation-in-morocco-helminth-eggs-contaminations-level-of-irrigated-crops-and-sanitary-risk-2155-9597.1000163.php?aid=11543>>

HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, J. L.; PRADO, B.; CAYETANO-SALAZAR, M.; BISCHOFF, W. A.; SIEBE, C. Ammonium-nitrate dynamics in the critical zone during single irrigation events with untreated sewage effluents. **Journal of Soils and Sediments**, [s. l.], v. 18, n. 2, p. 467–480, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1506-2>>

HERNÁNDEZ, J. R. R.; GÓMEZ-LUCAS, I.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; JORDÁN, M. M.; BECH, J.; NIETO ASECIO, V. M.; ÑIGUEZ, N. P. Environmental consequences from the use of sewage sludge in soil restoration related to microbiological pollution. **Journal of Soils and Sediments**, [s. l.], v. 18, n. 6, p. 2172–2178, 2018.

HODSON, M.; MARVIN, S.; ROBINSON, B.; SWILLING, M. Reshaping Urban Infrastructure: Material Flow Analysis and Transitions Analysis in an Urban Context. **Journal of Industrial Ecology**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 789–800, 2012.

IBEKWE, A. M.; GONZALEZ-RUBIO, A.; SUAREZ, D. L. Impact of treated wastewater for irrigation on soil microbial communities. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 622–623, p. 1603–1610, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.039>>

JACOBSEN, C. S.; BECH, T. B. **Soil survival of Salmonella and transfer to freshwater and fresh produce**, Elsevier B.V., 2012.

JANGID, K.; WILLIAMS, M. A.; FRANZLUEBBERS, A. J.; SCHMIDT, T. M.; COLEMAN, D. C.; WHITMAN, W. B. Land-use history has a stronger impact on soil microbial community composition than aboveground vegetation and soil properties. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 43, n. 10, p. 2184–2193, 2011. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071711002525>>

JEHMLICH, N.; VOGT, C.; LÜNSMANN, V.; RICHNOW, H. H.; VON BERGEN, M. Protein-SIP in environmental studies. **Current Opinion in Biotechnology**, [s. l.], v. 41, p. 26–33, 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958166916301185>>

JIANG, S.; HUANG, L.; NGUYEN, T. A. H.; OK, Y. S.; RUDOLPH, V.; YANG, H.; ZHANG, D. Copper and zinc adsorption by softwood and hardwood biochars under elevated sulphate-induced salinity and acidic pH conditions. **Chemosphere**, [s. l.], v. 142, p. 64–71, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.079>>

KALAVROUZOTIS, I. K.; ROBOLAS, P.; KOUKOULAKIS, P. H.; PAPADOPOULOS, A. H. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of Brassica oleracea var. Italica, and B. oleracea var. Gemmifera. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 95, n. 4, p. 419–426, 2008.

KALSOM, A.; KAREEM, A.; ASLAM, A.; NIAZ, A.; MUKHTAR, N.; NAZ, R.; NAZ, A.; RASHEED, F.; RASHEED, A.; SULTANA, S.; AFTAB, M.; HAQ, E. Influence of wastewater irrigation on soil chemical properties and buildup of heavy metals in soil. **EQA - International Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 37, p. 23–30, 2020.

KANG, S. T. IRRIGATION IN ANCIENT MESOPOTAMIA. **Journal of the American Water Resources Association**, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 619–624, 1972. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1752-1688.1972.tb05185.x>>

KIELAK, A. M.; BARRETO, C. C.; KOWALCHUK, G. A.; VAN VEEN, J. A.; KURAMAE, E. E. The Ecology of Acidobacteria: Moving beyond Genes and Genomes. **Frontiers in Microbiology**, [s. l.], v. 7, 2016. Disponível em:

<<http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fmicb.2016.00744/abstract>>

KIHILA, J.; MTEI, K. M.; NJAU, K. N. Wastewater treatment for reuse in urban agriculture; the case of Moshi Municipality, Tanzania. **Physics and Chemistry of the Earth**, [s. l.], v. 72, p. 104–110, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2014.10.004>>

KRZMARZICK, M. J.; CRARY, B. B.; HARDING, J. J.; OYERINDE, O. O.; LERI, A. C.; MYNENI, S. C. B.; NOVAK, P. J. Natural Niche for Organohalide-Respiring Chloroflexi. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 78, n. 2, p. 393–401, 2012. Disponível em: <<http://aem.asm.org/lookup/doi/10.1128/AEM.06510-11>>

KUNAKOM, S.; EUSTÁQUIO, A. S. Burkholderia as a Source of Natural Products. **Journal of Natural Products**, [s. l.], v. 82, n. 7, p. 2018–2037, 2019. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.jnatprod.8b01068>>

KURAMAE, E. E.; COSTA, O. Y. A. Acidobacteria. In: **Reference Module in Life Sciences**. [s.l.] : Elsevier, 2019. p. 1–8.

KURAMAE, E. E.; YERGEAU, E.; WONG, L. C.; PIJL, A. S.; VEEN, J. A.; KOWALCHUK, G. A. Soil characteristics more strongly influence soil bacterial communities than land-use type. **FEMS Microbiology Ecology**, [s. l.], v. 79, n. 1, p. 12–24, 2012. Disponível em: <<https://academic.oup.com/femsec/article-lookup/doi/10.1111/j.1574-6941.2011.01192.x>>

LAL, K.; MINHAS, P. S.; YADAV, R. K. Long-term impact of wastewater irrigation and nutrient rates II. Nutrient balance, nitrate leaching and soil properties under peri-urban cropping systems. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 156, p. 110–117, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2015.04.001>>

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; HERPIN, U.; DA FONSECA, A. F.; MONTES, C. R.; DOS SANTOS DIAS, C. T.; MELFI, A. J. Carbon and nitrogen cycling in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 97, n. 2, p. 271–276, 2010.

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

LEVY, G. J.; FINE, P.; GOLDSTEIN, D.; AZENKOT, A.; ZILBERMAN, A.; CHAZAN, A.; GRINHUT, T. Long term irrigation with treated wastewater (TWW) and soil sodification. **Biosystems Engineering**, [s. l.], v. 128, p. 4–10, 2014.

MAHESHWARI, B.; SINGH, V. P.; THORADENIYA, B. Use of Recycled Water for Irrigation of Open Spaces: Benefits and Risks. In: **Balanced Urban Development: Options and Strategies for Liveable Cities**. [s.l: s.n.]. v. 72p. 261–289.

MARANHÃO, T. D.; CÂNDIDO, M. J. D.; SOARES, I.; LOPES, M. N.; DA SILVA, R. R.; POMPEU, R. C. F. F.; LACERDA, G. F.; SOUSA, W. do N. Accumulation and partition of macronutrients in Pennisetum purpureum cv. Roxo managed under different growth ages and seasons. **Revista Brasileira de Saude e Producao Animal**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 223–240, 2018.

MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, A. P. M.; SILVÉRIO, T. H. R.; PENIDO, D. L. A.; MENEZES COSTA, M. T.; SILVA, D. A. P. Potencial, economia De água e adubação com a aplicação de efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico na fertirrigação de capim-elefante. **Holos**, [s. l.], v. 2, p. 52, 2017.

MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T.; SILVA, D. A. P.; SILVÉRIO, T. H. R. Sodicidade e salinidade de solo submetido à fertirrigação com esgoto bruto aplicado em sulcos fechados. **Revista Engenharia na Agricultura**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 464–472, 2018.

- MATEO-SAGASTA, J.; MEDLICOTT, K.; QADIR, M.; RASCHID-SALLY, L.; DRECHSEL, P.; LIEBE, J. **Proceeding of the UN-Water Project on the Safe Use of Wastewater in Agriculture**. Nº 11 ed. Germany: UNW-DPC, 2013.
- MATOS, A. T. **Poluição Ambiental: Impactos No Meio Físico**. 1ª ed. Viçosa: Editora UFV, 2010.
- MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental: Práticas de laboratório**. 1ª ed. Viçosa: Editora UFV, 2012.
- MATOS, A. T. **Tratamento e Aproveitamento Agrícola de Resíduos Sólidos**. 1ª ed. Viçosa: Editora UFV, 2014.
- MATOS, A. T. **Manual de análises de resíduos sólidos e águas residuárias**. 1ª ed. Viçosa: Editora UFV, 2015.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e sistemas alagados construídos**. 1ª ed. Viç ed. [s.l.] : Editora UFV, 2017.
- MATOS, A. T. De; ABRAHÃO, S. S.; MONACO, P. A. V. Lo; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. De. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1311–1317, 2010.
- MEENA, R. S.; VIJAYAKUMAR, V.; YADAV, G. S.; MITRAN, T. Response and interaction of Bradyrhizobium japonicum and arbuscular mycorrhizal fungi in the soybean rhizosphere. **Plant Growth Regulation**, [s. l.], v. 84, n. 2, p. 207–223, 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10725-017-0334-8>>
- MEKKI, A.; FKI, F.; KCHAOU, M.; SAYADI, S. Short-term Effects of Gray Wastewater on a Mediterranean Sandy Soil. **CLEAN - Soil, Air, Water**, [s. l.], v. 43, n. 5, p. 754–760, 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/clen.201400049>>
- MEKKI, A.; SAYADI, S. Study of Heavy Metal Accumulation and Residual Toxicity in Soil Saturated with Phosphate Processing Wastewater. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 228, n. 6, 2017.
- MENESES, A. J. G.; CÂNDIDO, M. J. D.; POMPEU, R. C. F. F.; SOUZA, H. A.; GUEDES, F. L. Morphogenesis of elephant grass fertilized with organic compost from solid waste in small ruminants. **Revista Ciencia Agronomica**, [s. l.], v. 49, n. 4, p. 699–707, 2018.
- MEYER, K. B.; MILLER, K. D.; KANESHIRO, E. S. Recovery of Ascaris Eggs from Sludge. **The Journal of Parasitology**, [s. l.], v. 64, n. 2, p. 380–383, 1978.
- MILLER, G. W. Integrated concepts in water reuse: Managing global water needs. **Desalination**, [s. l.], v. 187, n. 1–3, p. 65–75, 2006.
- MONTE, H. M.; ALBUQUERQUE, A. **Reutilização de Águas Residuais**. Lisboa, Portugal: Série de Guias Técnicos 14, 2010.
- MORAIS, R. F. De; SOUZA, B. J. De; LEITE, J. M.; SOARES, L. H. de B.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Elephant grass genotypes for bioenergy production by direct biomass combustion. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 44, n. 2, p. 133–140, 2009.
- MOYO, L. G.; VUSHE, A.; JANUARY, M. A.; MASHAURI, D. A. Evaluation of suitability of Windhoek's wastewater effluent for re-use in vegetable irrigation: a case study of Gammams effluent. **Transactions on Ecology and The Environment**, [s. l.], v. 199, p. 109–120, 2015. Disponível em: <<http://library.witpress.com/viewpaper.asp?pcode=RAV15-010-1>>

- MUHAI DAT, R.; AL-QUDAH, K.; AL-TAANI, A. A.; ALJAMMAL, S. Assessment of nitrate and nitrite levels in treated wastewater, soil, and vegetable crops at the upper reach of Zarqa River in Jordan. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 191, n. 3, 2019.
- MUSAZURA, W.; ODINDO, A. O.; TESFAMARIAM, E. H.; HUGHES, J. C.; BUCKLEY, C. A. Nitrogen and phosphorus dynamics in plants and soil fertigated with decentralised wastewater treatment effluent. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 215, p. 55–62, 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377419300502>>
- NEVES, T. I.; UYEDA, C. A.; DE SOUZA SILVA, C.; ABRAHÃO, R. Production and Bromatological Characteristics of Elephant Grass—*Cenchrus purpureus* (Schumach.) Morrone—Planted Under Application of Industrial Biosolid and Chemical Fertilization. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 229, n. 4, 2018.
- NOGUEIRA, S. F.; PEREIRA, B. F. F.; GOMES, T. M.; DE PAULA, A. M.; DOS SANTOS, J. A.; MONTES, C. R. Treated sewage effluent: Agronomical and economical aspects on bermudagrass production. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 116, p. 151–159, 2013.
- NRC, N. R. C. **Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production**. Washington, D.C.: National Academies Press, 1996. Disponível em: <<http://www.nap.edu/catalog/5175>>
- OLIVEIRA, T. S. De; PEREIRA, J. C.; REIS, C. S.; QUEIROZ, A. C.; CECON, P. R.; GOMES, S. T. Productive characteristics and chemical-bromatological composition of elephant grass submitted to chemical and organic fertilization. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 32–42, 2011.
- OLIVEIRA, P. C. P.; GLOAGUEN, T. V.; GONÇALVES, R. A. B.; SANTOS, D. L.; COUTO, C. F. Soil chemistry after irrigation with treated wastewater in semiarid climate. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 40, p. 1–13, 2016.
- OMS. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. **Organização Mundial de Saúde**, [s. l.], v. 1, p. 114, 2006. Disponível em: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf>
- PAULA, A. M.; FONSECA, A. F.; CARDOSO, E. J. B. N.; MELFI, A. J. Microbial metabolic potential affected by surplus wastewater irrigation in tropical soil cultivated with Tifton 85 Bermuda grass (*Cynodon dactylon* Pers. X *C. niemfuensis* Vanderyst). **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 205, n. 1–4, p. 161–171, 2010.
- PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. dos S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 37, n. 6, p. 1729–1741, 2013.
- PEREA, H.; STRELKOFF, T. S.; ADAMSEN, F. J.; HUNSAKER, D. J.; CLEMMENS, A. J. Nonuniform and Unsteady Solute Transport in Furrow Irrigation. I: Model Development. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, [s. l.], v. 136, n. 6, p. 365–375, 2010.
- PEREIRA, M. S.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; AGUIAR, P. L. Decaimento de bactérias do grupo coliforme em solos com cobertura vegetal e nu. **Engenharia na Agricultura**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 575–582, 2014.
- PERES, M. R. **Uso de água residuária com diferentes sistemas de irrigação no desenvolvimento e na qualidade microbiológica do meloeiro (cucumis melo l.)**. 2004. Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, [s. l.], 2004.
- PESCOD, M. B. Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage paper 47. **FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations**, [s. l.], v. 47, p. 323, 1992.

PLETSCH, T. A. **Irrigação de milho por sulcos com efluente de esgoto doméstico tratado**. 2012. Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, [s. l.], 2012.

QUEVEDO, C. M. G. De; PAGANINI, W. da S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s. l.], v. 16, n. 8, p. 3539–3539, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232011000900021&lng=pt&tlng=pt>

RANJANI, A.; DHANASEKARAN, D.; GOPINATH, P. M. An Introduction to Actinobacteria. In: **Actinobacteria - Basics and Biotechnological Applications**. [s.l.] : InTech, 2016. p. 37.

RÊGO, M. M. T.; NEIVA, J. N. M.; RÊGO, A. C. Do; CÂNDIDO, M. J. D.; CARNEIRO, M. S. de S.; LÔBO, R. N. B. Chemical and bromatological characteristics of elephant grass silages containing a mango by-product. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 81–87, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-35982010000100011&lng=en&tlng=en>

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. [s.l.: s.n.].

RUSAN, M. J. M.; HINNAWIB, S.; ROUSAN, L. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. **Desalination**, [s. l.], v. 215, p. 143–152, 2007.

SANT'ANA, J. A. de A.; DAHER, R. F.; PONCIANO, N. J.; SANTOS, M. M. P.; VIANA, A. P.; OLIVEIRA, E. S.; LEDO, F. J. da S.; MENEZES, B. R. da S.; SANTOS, C. L.; LIMA, W. L. De. Nitrogen and phosphate fertilizers in elephant-grass for energy use. **African Journal of Agricultural Research**, [s. l.], v. 13, n. 16, p. 806–813, 2018. Disponível em: <<http://academicjournals.org/journal/AJAR/article-abstract/2347A7E56735>>

SANTOS, S. R. Dos; KONDO, M. K.; DE OLIVEIRA, P. M.; ANDRADE, I. de O.; MATOS, A. T. De. Short-term changes in soil properties due to sanitary wastewater irrigation used as a potassium source. **Australian Journal of Crop Science**, [s. l.], v. 9, n. 8, p. 713, 2015.

SANTOS, O. S. N.; PAZ, V. P. da S.; GLOAGUEN, T. V.; TEIXEIRA, M. B.; FADIGAS, F. D. S.; COSTA, J. A. Crescimento e estado nutricional de helicônia irrigada com água residuária tratada em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 16, n. 8, p. 820–827, 2012. a.

SANTOS, R. L.; DE AZEVEDO, V. M.; FREIRE, F. J.; DA ROCHA, A. T.; TAVARES, J. A.; DOS SANTOS FREIRE, M. B. G. Extração e Eficiência de Uso de Nutrientes em Capim-Elefante na Presença de Gesso. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 497–505, 2012. b.

SANTOS, S. R.; RIBEIRO, D. P.; MATOS, A. T.; KONDO, M. K.; ARAÚJO, E. D. Changes in soil chemical properties promoted by fertigation with treated sanitary wastewater. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 37, n. 2, p. 343–352, 2017.

SARAIVA, V. M.; KONIG, A. Produtividade do capim-elefante-roxo irrigado com efluente doméstico tratado no semiárido Potiguar e suas utilidades. **Revista Holos**, [s. l.], v. 1, n. 29, p. 28–43, 2013.

SERHAL, H.; BERNARD, D.; KHATTABI, J. El; SABINE, B. L.; SHAHROUR, I. Impact of fertilizer application and urban wastes on the quality of groundwater in the Cambrai Chalk aquifer, Northern France. **Environmental Geology**, [s. l.], v. 57, n. 7, p. 1579–1592, 2009.

SERMANAT, S. D. M. A. R. N. Y. P. **NOM-001-ECOL-(1996) - Que estabelece los límites**

máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. [s.l.: s.n.].

SIEBE, C.; CHAPELA-LARA, M.; CAYETANO-SALAZAR, M.; PRADO, B. Effects of more than 100 years of irrigation with Mexico City's wastewater in the Mezquital Valley (Mexico). [s. l.], n. September, p. 121–137, 2016.

SILVA, J. G. D.; MATOS, A. T.; BORGES, A. C.; PREVIERO, C. A. **Composição químico-bromatológica e produtividade do capim-mombaça cultivado em diferentes lâminas de efluente do tratamento primário de esgoto sanitário**, 2012.

SILVA, M. B. R.; FERNANDES, P. D.; DANTAS NETO, J.; NERY, A. R.; RODRIGUES, L. N.; VIÉGAS, R. a. Crescimento e produção do pinhão-manso irrigado com água residuária sob condições de estresse hídrico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 15, n. 6, p. 621–629, 2011.

SIMÕES, K. da S.; PEIXOTO, M. de F. da S. P.; ALMEIDA, A. T.; LEDO, C. A. da S.; PEIXOTO, C. P.; PEREIRA, F. A. de C. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 17, n. 5, p. 518–523, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662013000500008&lng=pt&tlng=pt>

ŠIMŮNEK, J.; BRISTOW, K. L.; HELALIA, S. A.; SIYAL, A. A. The effect of different fertigation strategies and furrow surface treatments on plant water and nitrogen use. **Irrigation Science**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 53–69, 2016.

SIYAL, A. A.; MASHORI, A. S.; BRISTOW, K. L.; VAN GENUCHTEN, M. T. Alternate furrow irrigation can radically improve water productivity of okra. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 173, p. 55–60, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2016.04.026>>

SOBRAL, L. F.; BARRETO, M. C. V.; SILVA, A. J. Da; ANJOS, J. L. Dos. Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo. **Embrapa Tabuleiros Costeiros-Documentos (INFOTECA-E)**, [s. l.], p. 13, 2015.

SOROUSH, F.; MOSTAFAZADEH-FARD, B.; MOUSAVI, S. F.; ABBASI, F. Solute distribution uniformity and fertilizer losses under meandering and standard furrow irrigation methods. **Australian Journal of Crop Science**, [s. l.], v. 6, n. 5, p. 884–890, 2012.

SOUSA NETO, O. N.; ANDRADE FILHO, J.; DIAS, N. D. S.; REBOUÇAS, J. R. L.; OLIVEIRA, F. R. a De; DINIZ, A. a. Fertigação do algodoeiro utilizando efluente doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 200–208, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662012000200011&lng=pt&tlng=pt>

SOUZA, D. P.; QUELUZ, J. G. T.; SILVA, A. O.; ROMÁN, R. M. S. Influência da fertirrigação por sulco utilizando água residuária e diferentes níveis de adubação na produtividade do feijoeiro. **IRRIGA**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 348–362, 2015.

SPAIN, A. M.; KRUMHOLZ, L. R.; ELSHAHED, M. S. Abundance, composition, diversity and novelty of soil Proteobacteria. **ISME Journal**, [s. l.], v. 3, n. 8, p. 992–1000, 2009.

TAJRISHY, M. Wastewater treatment and reuse in Iran: Situation analysis. **Tehran: Departement of Civil Engineering, Sharif University of Technology, Environment and Water Research Center (EWRC)**, [s. l.], p. 18, 2010.

THAPLIYAL, A.; VASUDEVAN, P.; DASTIDAR, M. G.; TANDON, M.; SEN, P. K.; MISHRA, S. Growth of tree saplings of neem (*Azadirachta indica* Juss) under fertigation with

untreated and treated domestic wastewater. **Journal of Scientific and Industrial Research**, [s. l.], v. 70, n. 8, p. 616–621, 2011.

THORNTHWAITE, C. W. An Approach toward a Rational Classification of Climate. **Geographical Review**, [s. l.], v. 38, n. 1, p. 55–94, 1948. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/210739?origin=crossref>>

TSIGOIDA, A.; ARGYROKASTRITIS, I. The effect of sub-irrigation with untreated and treated municipal wastewater on organic matter and nitrogen content in two different soils. **Global Nest Journal**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 389–398, 2019.

U.S. EPA. **Method 1682 : Salmonella in Sewage Sludge (Biosolids) by Modified Semisolid Rappaport-Vassiliadis (MSR) Medium**. Washington, DC.

U.S. EPA. **Guidelines for Water Reuse**. Washington, DC.

U.S. EPA. Types of Reuse Applications. In: **Guidelines for Water Reuse**. Washington, D.C. p. 643.

U.S. EPA. **Method 1603: Escherichia coli (E. coli) in Water by Membrane Filtration Using Modified membrane-Thermotolerant Escherichia coli Agar (Modified mTEC)**. Washington, DC.

URBANO, V. R.; MENDONÇA, T. G.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 181, p. 108–115, 2017. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377416304905>>

USDA NATURAL RESOURCE CONSERVATION SERVICE. Soil Quality Indicators: pH. **European Journal of Soil Biology**, [s. l.], v. 38, n. 1, p. 2, 1998. Disponível em: <https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_052208.pdf>

USDA NATURAL RESOURCE CONSERVATION SERVICE. Part 618 – Soil Properties and Qualities. In: **National Soil Survey Handbook**. 1 st ed. [s.l: s.n.]. p. 87.

VALIPOUR, M.; SINGH, V. P. Global Experiences on Wastewater Irrigation: Challenges and Prospects. In: **Balanced Urban Development: Options and Strategies for Liveable Cities**. [s.l: s.n.]. v. 72p. 289–327.

VAZQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N. J.; MARA, D. D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 33, n. 10–11, p. 355–362, 1996.

VITOR, C. M. T.; FONSECA, D. M.; CÓSER, A. C.; MARTINS, C. E.; NASCIMENTO JÚNIOR, D.; RIBEIRO JÚNIOR, J. I. Produção de matéria seca e valor nutritivo de pastagem de capim-elefante sob irrigação e adubação nitrogenada. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [s. l.], v. 38, n. 3, p. 435–442, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto**. 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

WAGNER, M.; LOY, A. Bacterial community composition and function in sewage treatment systems. **Current Opinion in Biotechnology**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 218–227, 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958166902003154>>

WHITE, P. J.; BROWN, P. H. Plant nutrition for sustainable development and global health. **Annals of Botany**, [s. l.], v. 105, n. 7, p. 1073–1080, 2010.

WIELEMAKER, R. C.; WEIJMA, J.; ZEEMAN, G. Harvest to harvest: Recovering nutrients with New Sanitation systems for reuse in Urban Agriculture. **Resources, Conservation and**

Recycling, [s. l.], v. 128, p. 426–437, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.015>>

WOLIŃSKA, A.; KUŹNIAR, A.; ZIELENKIEWICZ, U.; IZAK, D.; SZAFRANEK-NAKONIECZNA, A.; BANACH, A.; BŁASZCZYK, M. Bacteroidetes as a sensitive biological indicator of agricultural soil usage revealed by a culture-independent approach. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 119, n. August, p. 128–137, 2017.

WOLMAN, A. Public health aspects of land utilization of wastewater effluents and sludges. **Journal of the water pollution control Federation**, [s. l.], v. 49, n. 11, p. 2211–2218, 1977.

XU, D.; ZHANG, S.; BAI, M.; LI, Y.; XIA, Q. Two-dimensional coupled model of surface water flow and solute transport for basin fertigation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, [s. l.], v. 139, n. 12, p. 972–985, 2013.

XU, J.; WU, L.; CHANG, A. C.; ZHANG, Y. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: A preliminary assessment. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 183, n. 1–3, p. 780–786, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.094>>

YAN, D.; BAI, Z.; ROWAN, M.; GU, L.; SHUMEI, R.; YANG, P. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, [s. l.], v. 21, n. 6, p. 834–841, 2009. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62349-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62349-9)>

YAYA-BEAS, R.-E.; CADILLO-LA-TORRE, E.-A.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; VAN LIER, J. B.; ZEEMAN, G. Presence of helminth eggs in domestic wastewater and its removal at low temperature UASB reactors in Peruvian highlands. **Water Research**, [s. l.], v. 90, p. 286–293, 2016. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004313541530350X>>

ZHANG, S.; XU, D.; LI, Y.; BAI, M. One-Dimensional Surface Flow and Solute Transport Model for Basin Irrigation in Traditional Surface Application of Fertilizer. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, [s. l.], v. 138, p. 104–110, 2012.

ZHANG, X.; CHEN, Q.; HAN, X. Soil bacterial communities respond to mowing and nutrient addition in a steppe ecosystem. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 8, n. 12, 2013.

ZHANG, Z.; SUN, J.; GUO, H.; GONG, X.; WANG, C.; WANG, H. Investigation of anaerobic biodegradation of phenanthrene by a sulfate-dependent *Geobacter sulfurreducens* strain PheS2. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 409, p. 124522, 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389420325127>>