

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS JABOTICABAL**

**RISCO DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL EM UM LATOSSOLO DE REGIÃO
ÚMIDA DEVIDO À APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE ESGOTO TRATADO**

**Aline Michelle da Silva Barbosa
Engenheira Ambiental**

**JABOTICABAL, SP
2018**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS JABOTICABAL**

**RISCO DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL EM UM LATOSSOLO DE REGIÃO
ÚMIDA DEVIDO À APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE ESGOTO TRATADO**

Aline Michelle da Silva Barbosa

Orientador: Prof. Dr. Rogério Teixeira de Faria

Coorientadora: Profa. Dra. Luciana Maria Saran

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo).

JABOTICABAL, SP

2018

Barbosa, Aline Michelle da Silva
B238r Risco de contaminação ambiental em um Latossolo de região
úmida devido à aplicação de efluente de esgoto tratado / Aline
Michelle da Silva Barbosa. -- Jaboticabal, 2018
xiv, 74 p. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2018
Orientador: Rogério Teixeira de Faria
Coorientadora: Luciana Maria Saran
Banca examinadora: Lucieta Guerreiro Martorano, Tamara Maria
Gomes
Bibliografia

1. Reúso de água. 2. Análise química do solo. 3. Sustentabilidade.
I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.41

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
– Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: RISCO DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL EM UM LATOSSOLO DE REGIÃO ÚMIDA DEVIDO À APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE ESGOTO TRATADO

AUTORA: ALINE MICHELLE DA SILVA BARBOSA

ORIENTADOR: ROGÉRIO TEIXEIRA DE FARIA

COORIENTADORA: LUCIANA MARIA SARAN

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. ROGÉRIO TEIXEIRA DE FARIA
Departamento de Engenharia Rural / FCAV / UNESP - Jaboticabal


Pesquisadora Dra. LUCIETA GUERREIRO MARTORANO
Embrapa Amazônia Oriental / NAPK - Médio Amazonas - Santarém/PA


Profa. Dra. TAMARA MARIA GOMES
Departamento de Engenharia de Biosistemas / FZEA/USP - Pirassununga/SP

Jaboticabal, 06 de abril de 2018

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

ALINE MICHELLE DA SILVA BARBOSA, nascida em Capitão Poço, Pará, em 25 de agosto de 1991, filha de Celionaldo Peixoto Barbosa e Maria Cirlene da Silva Barbosa, cursou o ensino fundamental e médio na Escola Estadual de Ensino Fundamental e Médio Padre Vitaliano Maria Vari, no município de Capitão Poço, Pará, tendo finalizado no ano de 2009. Ingressou no ensino superior no ano de 2011 no curso de Engenharia Ambiental e Energias Renováveis pela Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Campus Belém, Pará, obtendo o título de Engenheira Ambiental em junho de 2016. Realizou iniciação científica na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Amazônia Oriental), durante três anos, na área de Agrometeorologia, sob a orientação da pesquisadora Dra. Lucieta Guerreiro Martorano, aonde veio a desenvolver seu trabalho de conclusão de curso, titulado: Oferta pluvial em Belém - PA e testes de erosão hídrica em simulador de chuva portátil sob três coberturas típicas na pecuária da região. Durante esses períodos, colaborou na elaboração de eventos científicos, palestras, workshop e publicação de resumos e artigos indexados. Em agosto de 2016, iniciou o curso de Mestrado em Agronomia, no Programa de Ciência do Solo, na área de engenharia de água e solo, pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Campus de Jaboticabal, São Paulo, sob a orientação do Prof. Dr. Rogério Teixeira de Faria e coorientação da Profa. Dra. Luciana Maria Saran. Durante o mestrado realizou pesquisas com foco em fertirrigação utilizando efluente de esgoto doméstico tratado na agricultura. Em abril de 2018, submeteu-se à banca examinadora para obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo).

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por iluminar sempre meus caminhos e minhas escolhas, me dando força nos momentos difíceis, saúde e paz, para que eu pudesse alcançar e realizar meus sonhos.

À Universidade Federal Rural da Amazônia, que proporcionou minha formação como Engenheira Ambiental. Ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do solo) da Universidade Estadual Paulista- FCAV/UNESP, Campus de Jaboticabal, pela oportunidade de realização do mestrado. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão de bolsa durante o período de realização do curso.

Aos meus familiares, em especial aos meus pais, Celivaldo Peixoto Barbosa e Maria Cirlene da Silva Barbosa e aos meus irmãos Alan Michell e Santiago Barbosa, pelo apoio, amor, carinho e dedicação.

Ao meu orientador Prof. Dr. Rogério Teixeira de Faria, meus sinceros agradecimentos pela oportunidade de sua orientação, pelos ensinamentos e votos de confiança durante o mestrado.

À minha coorientadora Prof^a. Dr^a. Luciana Maria Saran, pelo apoio, carinho, pelos ensinamentos e grande contribuição ao trabalho.

À minha querida orientadora Prof^a. Dr^a. Lucieta Guerreiro Martorano, por ter me ensinado a base do conhecimento científico e pelos anos de apoio, amizade confiança e ensinamentos durante minha graduação e pós-graduação.

Ao Departamento de Tecnologia da FCAV/UNESP, pela disponibilidade da infraestrutura e dos equipamentos para realização das análises químicas contempladas neste trabalho. Ao Prof. Dr. Jairo Osvaldo Cazetta e ao Prof. Dr. Wanderley José de Melo, por terem disponibilizado os laboratórios pelos quais são responsáveis, para a realização das análises químicas, assim como, ao técnico José Carlos de Freitas, por todo apoio e ensinamentos no momento das análises laboratoriais.

Aos meus amigos, Leane Castro, Layla Gerusa, Grenda Alcântara, Daniel Pinheiro, pelo apoio, carinho, amizade e parceria durante meu mestrado. Ao meu namorado Reinaldo Moraes, pelas inúmeras ajudas, apoio, amizade, conversas e confiança durante esse período. E a todos que de certa forma contribuíram para minha formação de vida profissional.

SUMÁRIO

RESUMO.....	IX
ABSTRACT.....	X
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XI
LISTA DE TABELAS	XIII
LISTA DE FIGURAS	XIV
1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1. Irrigação com águas residuais na agricultura.....	17
2.2. Legislação para o uso de efluente de esgoto tratado na agricultura	19
2.3. Aspecto Ambiental	22
2.4. Composição e tratamentos do efluente da estação de tratamento de esgoto	23
2.5. Qualidade da água de irrigação	26
2.5.1. Perigo de salinização e sodificação.....	28
2.6. Efeito da irrigação com EETE no solo.....	30
2.6.1. Potencial hidrogeniônico (pH).....	30
2.6.2. Nitrogênio (N) e matéria orgânica (MO).....	31
2.6.3. Fósforo (P).....	33
2.6.4. Potássio (K)	33
2.6.5. Cálcio (Ca ²⁺) e magnésio (Mg ²⁺)	34
2.6.6. Elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Zn)	35
2.7. Salinização e sodificação no solo	36
2.8. Sódio (Na) e Razão de adsorção de sódio (RAS) no solo	37
2.9. Percentual de sódio trocável (PST).....	38
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	40
3.1. Caracterização da área e delineamento experimental	40
3.2. Efluente da estação de tratamento de esgoto e água de irrigação	42

3.3. Análise química.....	43
3.3.1. Efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (EETE).....	43
3.3.2. Solo	44
3.3.3. Solução do solo	45
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1. Regime hídrico e fertirrigação	47
4.2. EETE.....	49
4.3. Elementos Potencialmente Tóxicos no solo.....	52
4.4. Macro e Micronutrientes no solo	54
4.5. Solução do Solo	58
4.5.1. pH e Condutividade Elétrica (CE)	58
4.5.2. Ca, Mg, Na e RAS	62
5. CONCLUSÕES	64
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

RISCO DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL EM UM LATOSSOLO DE REGIÃO ÚMIDA DEVIDO À APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE ESGOTO TRATADO

RESUMO

O reúso de esgoto tratado é uma alternativa promissora para a agricultura irrigada por suprir a alta demanda hídrica e nutricional dos cultivos, além de reduzir o impacto ambiental ao evitar o lançamento do efluente nos corpos hídricos. Porém, pode haver contaminação tóxica e patogênica do solo, da planta e das águas subterrâneas. Objetivou-se, avaliar o impacto da aplicação de efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE), via fertirrigação, no solo e na solução do solo de uma área experimental cultivada com *Brachiaria*, em Jaboticabal, SP. O EETE foi aplicado durante 4 anos (2013 a 2017) em dois experimentos com delineamento em faixas, com quatro repetições. Nos experimentos, utilizou-se um sistema de aspersão em linha tripla para aplicar lâmina uniforme de irrigação, mas gradual de EETE, estabelecendo-se cinco tratamentos com as seguintes frações do efluente em água: E5 = 100%; E4 = 87%; E3 = 60%; E2 = 31%, E1 = 11% e E0 = 0. O tratamento E0, em que se aplicou apenas água, recebeu fertilizante a base de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio, equivalente à aplicada no tratamento E3 via efluente. A aplicação do EETE no solo cultivado com *Brachiaria* durante 4 anos não resultou em risco de salinização, sodificação e contaminação por elementos potencialmente tóxicos do solo. A aplicação do efluente aumentou a fertilidade do solo, em consequência do aumento das concentrações de macro e micronutrientes. Concluiu-se que a aplicação de EETE em Latossolo de região úmida, como em Jaboticabal, SP, apresenta baixo risco de degradação ambiental, uma vez que não contamina o solo e a solução do solo.

PALAVRAS-CHAVE: Reúso de água; Análise química do solo; Sustentabilidade.

RISK OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION IN A LATOSOL OF A HUMID REGION DUE TO THE APPLICATION OF TREATED SEWAGE EFFLUENT

ABSTRACT

The reuse of treated sewage is a promising alternative for irrigated agriculture by supplying the high water and nutritional demand of the crops, besides reducing the environmental impact by avoiding the discharge of the effluent in the water bodies. However, there may be toxic and pathogenic contamination of soil, plant and groundwater. The objective of this study was to evaluate the impact of application of treated sewage effluent (TSE) via fertigation on soil and soil solution of an experimental area cultivated with *Brachiaria* in Southeastern Brazil. The TSE was applied for 4 years (2013 to 2017) in two experiments conducted in a strip design, with four replications. In the experiments, a triple line source sprinkler system applied uniform but gradual irrigation depth of TSE, establishing five treatments with the following fractions of the effluent in water: E5 = 100%; E4 = 87%; E3 = 60%; E2 = 31%, E1 = 11% and E0 = 0. The E0 treatment, in which only water was applied, received fertilizer based on urea, triple superphosphate and potassium chloride in a dose equivalent to that applied to E3 treatment via effluent. TSE application increased soil fertility as a result of increased macro and micronutrient concentrations. The indices of salinization and sodification, as well as the concentration of potentially toxic elements, were not increased with TSE doses. It was concluded that the application of SET in Wetland Latosol, as in Jaboticabal, SP, presents low risk of environmental degradation, since it does not contaminate soil and soil solution.

KEY-WORDS: Reuse of water; Soil chemical analysis; Sustainability.

LISTA DE ABREVIATURAS

Al = Alumínio

ARS = Água residuária de suinocultura

B = Boro

Ba = Bário

C2S1 = Risco médio de salinização e baixo risco de sodificação

C = Coeficiente de correção ou grau de saturação do solo

Ca = Cálcio

Cd = Cádmiio

Ce = Condutividade elétrica

CE = Condutividade elétrica medida

Ces = Condutividade elétrica saturada

CETESB = Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

COT = Carbono orgânico total

CO2 = Dióxido de carbono

Cr = Cromio

Cu = Cobre

DBO = Demanda biológica de oxigênio

EETE = Efluente de estação de tratamento de esgoto

ETE = Estação de tratamento de esgoto

FCAV = Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária

Fetotal = Ferro total

g = Grama

H + Al = Hidróxido de alumínio

ha = Hectares

Hg = Mercúrio

K = Potássio

kg = kilograma

kPa = Kilopascal

L = Litro

m = Metros

Mg = Magnésio

mg = Miligrama

mmol = Milimol

Mn = Manganês

M.O. = Matéria orgânica

Mo = Molibdênio

ms = Massa do solo seco

N = Nitrogênio

Na = Sódio

Ni = Níquel

NH₄⁺ = Amônio

Norgânico = Nitrogênio orgânico

NO₂⁻ = Nitrito

NO₃⁻ = Nitrato

N_{total} = Nitrogênio total

N_{total-k} = Nitrogênio total de Kjeldahl

P = Fósforo

Pb = Chumbo

pH = Potencial hidrogeniônico

PST = Percentual de sódio trocável

RAS = Razão de adsorção de sódio

SB = Soma por base

Se = Selênio

t = Tonelada

UNESP = Universidade Estadual Paulista

θ_{atual} = Umidade obtida pela sonda de nêutrons

θ_{sat} = Umidade de saturação do solo

V% = Saturação por base

Zn = Zinco

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores orientadores para o solo de algumas substâncias inorgânicas no estado de São Paulo.	21
Tabela 2. Condições de lançamento de efluentes conforme resolução N° 430/2011 do CONAMA.....	25
Tabela 3. Padrões principais de lançamento de efluentes conforme resolução N° 430/2011 do CONAMA.....	26
Tabela 4. Atributos da água para aplicação na irrigação.	27
Tabela 5. Classificação do solo quanto à salinidade e sodicidade.....	37
Tabela 6. Evapotranspiração da cultura (ETc), irrigação, precipitação e lâmina total durante os ciclos de cultivo de <i>Brachiaria brizantha</i> , em Jaboticabal, SP.....	47
Tabela 7. Totais de nitrogênio aplicados via EETE e nitrogênio mineral na forma de ureia (NU) (kg ha^{-1}), de acordo com os tratamentos**, durante os ciclos de cultivo de <i>Brachiaria</i> , em Jaboticabal, SP.	48
Tabela 8. Totais de sódio aplicado via EETE (kg ha^{-1}), de acordo com os tratamentos**, durante os ciclos de cultivo de <i>Brachiaria</i> , em Jaboticabal, SP.	49
Tabela 9. Características químicas do efluente da estação de tratamento de esgoto de Jaboticabal, em 2013, 2014 e fevereiro de 2017.....	51
Tabela 10. Teores de elementos potencialmente tóxicos no efluente da estação de tratamento de esgoto de Jaboticabal, em 2013, 2014 e fevereiro de 2017.....	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama para classificação de águas para irrigação (RICHARDS, 1954).	28
Figura 2. Localização da área de estudo.	40
Figura 3. Desenho da área experimental, linhas de distribuição de água e efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE), unidades experimentais com tratamentos de doses de efluente (E1 a E5) e alturas de corte (C1 e C2).	41
Figura 4. Localização da captação do efluente na ETE de Jaboticabal até a área experimental.....	43
Figura 5. Concentrações de elementos potencialmente tóxicos no solo, de acordo com a camada de solo e tratamentos de fertirrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto (E0=0 do efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%), em fevereiro de 2017. Limites de concentração de acordo com os valores orientadores para solo e águas subterrâneas no estado de São Paulo (CETESB, nº 045/2014).	53
Figura 6. pH e macronutrientes no perfil do solo, de acordo com a camada de solo e tratamentos de fertirrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto (E0=0 irrigado com efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%), em fevereiro de 2017.	56
Figura 7. Concentrações de nitrogênio total (Ntotal), sódio (Na), ferro (Fe) e manganês (Mn), no perfil do solo (0-10 a 10-20 cm) em função dos tratamentos (E0=0 de efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%), em 2017.	58
Figura 8. Média do pH na solução do solo nos anos de 2015 a 2017, de acordo com as estações do ano, tratamentos (E0=0 de efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%) e profundidades (15, 30, 55 cm).	59
Figura 9. Média da Condutividade elétrica na solução do solo, nos anos de 2015 a 2017, de acordo com os tratamentos (E0=0 do efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%) e profundidades (15, 30 e 55 cm).	60
Figura 10. Gráfico dos componentes principais, com a distribuição das variáveis de pH e CE em associação com os tratamento E0, E1, E3 e E5, entre as estações do ano, Verão (VE), Outono (OUT), Inverno (INV) e Primavera (PRI).	61
Figura 11. Concentrações de Ca, Mg , Na e RAS na solução do solo, em função dos tratamentos (E0=0 de efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%)e das profundidades (15, 30 e 55 cm).	63

1. INTRODUÇÃO

Com o constante crescimento populacional e o aumento da demanda por produção de alimentos na agricultura, há necessidade de novas alternativas para incrementar a produtividade agrícola. A irrigação é considerada a prática que proporciona maior aumento de produtividade em períodos de déficit hídrico no solo, proporcionando estabilização da produção agrícola, porém demanda elevada quantidade de água, o que compromete a pegada hídrica na produção de alimentos.

O crescimento populacional em áreas urbanas aumentou significativamente a produção de efluentes de esgoto doméstico, industrial e comercial (QADIR et al., 2010). O reúso de efluentes de estações de tratamentos de esgotos (EETE) é uma alternativa viável para suprir a demanda hídrica da irrigação em áreas com limitação de recursos hídricos (ANDREWS et al., 2016). Além disso, a aplicação de EETE na agricultura fornece nutrientes essenciais às culturas, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio, o que possibilita aumentar a produtividade e a fertilidade do solo (MELI et al., 2002; RUSAN et al., 2007) e diminuir os custos de produção (FONSECA et al., 2007a).

Outra vantagem do reúso de EETE na agricultura é a redução do despejo inadequado do efluente nos cursos d'água, diminuindo a poluição ambiental. (AIELLO et al., 2007; PEDRERO et al., 2010; AGRAFIOTI & DIAMADOPOULOS, 2012). Por outro lado, a aplicação de EETE em longo prazo, pode causar degradação química, física e biológica do solo, caso haja contaminantes prejudiciais no efluente (DANTAS et al., 2014; CIRELLI et al., 2012; PEDRERO et al., 2012).

A utilização de águas residuais deve ser usada de forma controlada e monitorada para evitar o risco de contaminação tóxica e patogênica do solo, da planta e das águas subterrâneas (AIELLO et al., 2007; QADIR et al., 2007). O EETE pode conter elementos poluentes, como sais, metais pesados, compostos orgânicos, bactérias e vírus. O aumento de metais pesados, como cádmio, cobre, ferro, manganês, chumbo e zinco, em solos fertirrigado, causa problemas para a produção agrícola, tais como toxicidade às plantas, contaminação do solo e das águas subterrâneas (SINGH et al., 2004).

Em estudo realizado em Jaboticabal, SP durante dois anos (2013 a 2014), concluiu-se que a aplicação de EETE incrementou a concentração de macro e micronutrientes no solo, resultando em maior produtividade de forragem devido ao aumento na absorção de nutrientes pela cultura, que por sua vez reduziu os possíveis acúmulos desses nutrientes no solo (SANTOS, 2015, SANTOS et al., 2017). Apesar de não ter sido verificado efeito nos atributos físicos do solo e pH nos dois anos do experimento conduzido Santos (2015), a aplicação de EETE aumentou a condutividade elétrica e a concentração de sódio, principalmente nas camadas superficiais.

Ao término do experimento de Santos (2015), optamos pela sua continuidade na mesma área por mais dois anos (2015 a 2017), fazendo-se ajustes nos tratamentos, conforme descrito a seguir neste trabalho. Essa decisão foi tomada em virtude da necessidade de: a) completar o estudo de resposta de produtividade de *Brachiaria* em função do manejo da cultura (doses de EETE, ou de N, e altura de corte da forragem) e b) investigar, por período mais prolongado, se a aplicação de EETE em solo cultivado com *Brachiaria* causa impacto negativo no solo e na solução do solo.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar ao longo do tempo os efeitos da aplicação do EETE, no solo e na solução do solo, considerando todo o período de aplicação experimental entre 2013 a 2017.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Irrigação com águas residuais na agricultura

O reúso de águas residuais na agricultura é uma prática antiga, que se iniciou na Era Antes de Cristo, e foi retomado pela Alemanha e pela Inglaterra nos séculos XVI e XVII (VELOSO et al., 2004). Essa prática é comum em países do Oriente Médio, do Norte da África e do Mediterrâneo, bem como na Austrália, na China, no México e nos EUA (WWDR, 2017). Berlim, Londres, Milão e Paris vêm utilizando as águas residuais há séculos na agricultura (PEDRERO et al., 2010). No Paquistão, 26% da produtividade de vegetais são irrigadas com águas recicladas de esgoto (ENSINK et al., 2004). Em Israel, 20% da água utilizada na agricultura advêm de águas recicladas de esgoto (PEDRERO et al., 2010).

No Brasil existe um grande potencial no reúso de águas residuais na agricultura, porém, essa prática ainda é pouco explorada. Muitas cidades ainda são carentes em saneamento básico e não possuem tratamento adequado para os resíduos produzidos. Segundo um estudo da Unesco, 56% de toda água doce captada no planeta se torna água residual, que são de esgotos domésticos, efluente industrial ou agrícola. Os países desenvolvidos tratam em média 70% das águas residuais urbanas e industriais, enquanto que essa quantidade cai para 38% nos países de renda média-alta, 28% nos países de renda média-baixa e para apenas 8% em países de baixa renda. (WWDR, 2017).

As águas residuais se forem tratadas de forma adequada e utilizadas de forma apropriada tornam-se fontes valiosas de recursos hídricos e de nutrientes para a agricultura, além de trazer benefícios ao meio ambiente, ao evitar o despejo desses efluentes nos corpos hídricos. As regiões áridas e semiáridas brasileiras são locais que sofrem com a seca e necessitam de alternativas viáveis para minimizar a carência por água. Essas localidades são propícias ao reúso de águas residuais, suprimindo, dessa forma, a demanda por água na agricultura (SILVA et al., 2012). No entanto, ainda há pouca experiência com a utilização de efluentes em irrigação no Brasil e a falta de incentivos governamentais para a implantação de água de esgoto tratado na agricultura dificulta o processo de adesão dessa prática.

Pesquisas importantes sobre o assunto já foram realizadas em algumas regiões brasileiras, destacando o Programa de Saneamento Básico – PROSAB, gerenciado pela FINEP (SANTOS, 2006), e os projetos conduzidos entre 2000 e 2010 por pesquisadores do Nupegel/USP, com águas residuais das estações de tratamento de esgoto de Piracicaba e Lins, SP (FONSECA et al., 2007a; FONSECA et al., 2007b; LEAL et al., 2009; SILVA, 2013).

Estudos recentes realizados na FCAV-Unesp (SANTOS, 2015) e na Unicamp (SOUZA, 2012; TUTA, 2013,) dão continuidade às pesquisas realizadas anteriormente, com resultados importantes sobre a utilização de EETE em culturas de cana-de-açúcar e pastagem (Tifton e *Brachiaria*). No experimento conduzido na FCAV-Unesp durante dois anos (2013 e 2014), utilizando EETE da Estação Tratamento de Esgoto da cidade de Jaboticabal para irrigar *Brachiaria brizantha* (Santos, 2015), concluiu-se que o efluente forneceu até 1132 kg ha⁻¹ de nitrogênio e até 464 kg ha⁻¹ de potássio por ano, além de outros macronutrientes e micronutrientes essenciais para a nutrição da forrageira, aumentando 60% a produtividade. Além disso, a forragem produzida apresentou mais proteína, menos fibra e mais macro e micronutrientes, com o aumento da aplicação de efluente. Durante o período do estudo, a produtividade de biomassa seca foi crescente em função do aumento das doses de nitrogênio no solo via EETE em todas as estações do ano avaliadas.

Em estudo realizado em Brasília-DF (Silva Junior, 2016), avaliou-se o efeito da utilização de efluente de esgoto de tratado, na cultura do pimentão (*Capsicum annuum L.*), constatando-se que a aplicação do efluente tratado propiciou maior produtividade de frutos de pimentão em relação aos tratamentos irrigados com água do córrego, sem sofrer influencia negativa devida à utilização do EETE e também não causou danos ao solo irrigado. Naquele estudo, verificou-se também que a prática possibilitou adicionar ao solo aproximadamente 10 kg ha⁻¹ de nitrogênio total, 10 kg ha⁻¹ de potássio total e 0,5 kg ha⁻¹ de fosfato total.

Com a escassez da água em algumas regiões e o aumento pela demanda do uso da mesma, o reúso das águas residuais torna-se uma alternativa cada vez mais promissora (LEAL, 2007). O efluente de esgoto tratado fornece nutrientes, como o nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio essenciais para produtividade de diferentes cultivos, reduzindo, dessa forma, o uso de fertilizantes

e reduzindo também os gastos na produção agrícola pela diminuição desses produtos (BURBARELLI et al., 2010; SILVA et al., 2012; PINTO et al., 2013).

2.2. Legislação para o uso de efluente de esgoto tratado na agricultura

A prática do reúso de águas residuais já era realidade em diversos países há muitos anos, porém sem controle de qualidade quanto à produção de efluentes microbiologicamente seguros. Em 1865, a Inglaterra foi pioneira na criação da legislação que previa o tratamento de esgoto, devido à preocupação das altas cargas de águas residuais que estavam sendo produzidas com o aumento populacional (ALMEIDA, 2011).

Em 1971, a Organização Mundial de Saúde reconheceu os riscos à saúde relacionados à reutilização de águas residuais (PASCHOALATO et al., 2004). Em 1972, na Suécia, as Nações Unidas, promoveram a 1ª Conferência Internacional sobre o Meio Ambiente, sendo determinado que as questões ambientais seriam parte integrante das relações políticas, econômicas e sociais. Posteriormente, em 1973, foi publicada diretriz de uso de água residuais visando à proteção da saúde pública. Em 1989, essas diretrizes foram aprimoradas após estudos epidemiológicos e novos critérios foram propostos para o reúso de efluente na agricultura e aquicultura (ALMEIDA, 2011).

Em 1918, o Departamento de Saúde Pública do Estado da Califórnia (EUA), emitia a primeira regulamentação, proibindo o consumo *in natura* de alimentos irrigados com águas residuais. No entanto, reconhecendo o crescimento na reutilização de efluentes, várias mudanças nestas normas ocorreram, passando a vigorar nos Estados Unidos as diretrizes estabelecidas pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2004). Originalmente publicado em 1992, o objetivo do documento era "resumir as diretrizes recomendadas de reutilização de água para o benefício de utilidades de águas residuais e agências reguladoras".

Diferentes regiões e agências governamentais, tanto nos Estados Unidos como em todo o mundo, adotaram uma variedade de padrões para uso de água

recuperada para irrigação de culturas, tomando com base as diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS). Porém, uma das organizações de referência para o direito ambiental continua a ser a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) por causa da ampla aplicação de seus requisitos legislativos para o uso de águas residuais (SRÁMKOVÁ et al., 2018). A USEPA fornece regulamentos, diretrizes e padrões que são relevantes para reutilização agrícola nos Estados Unidos, bem como um resumo das normas por tipo de reutilização (USEPA, 2012).

A regulamentação e o bom gerenciamento das águas residuais na agricultura, de acordo com as diretrizes da OMS (ou padrões similares), protegem a saúde pública e a saúde dos trabalhadores agrícolas. Assim como os regulamentos da Califórnia e da Itália, que apesar de serem diretrizes mais restritas e amplamente protetoras, e muitas das vezes não são viáveis economicamente para alguns países, devido sua alta exigência operacional, mas ainda assim, resultam no bom gerenciamento desse recurso nas atividades agrícolas (USEPA, 2012).

No Brasil, apenas em 1981, com a instituição da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) pela Lei nº 6.983 e a criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente, foi que o país passou a possuir leis voltadas para as questões ambientais (ALMEIDA, 2011).

As legislações existentes que são empregadas como referências para o uso de efluente tratado na agricultura são as Resoluções do CONAMA N° 54 (BRASIL, 2005), N° 375 (BRASIL, 2006), N° 430 (BRASIL, 2011) e a Instrução Técnica 31 (CETESB, 2006) disponibilizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

A CETESB, em 2006, lançou a Instrução N 31, que define critérios mínimos para o reúso de água proveniente de Estação de Tratamento de Esgoto. Os parâmetros estipulados para caracterizar as águas residuais são vários, dentre eles estão: a condutividade elétrica, onde as águas residuais com valores entre 0,75 e 2,9 dS/cm somente podem ser aplicada em solos bem drenados e para o cultivo de espécies tolerantes a salinidade. Assim como os valores de boro, cloreto e sódio que não podem ultrapassar dos limites de 0,5; 106,5 e 69 mg/L, respectivamente.

A razão de adsorção de sódio (RAS) máxima permitida no efluente é 12 mmol L⁻¹. A concentração de nitrato (NO³⁻-N) no efluente não pode ultrapassar de 10 mg/L.

A Decisão de Diretoria nº 045, de 20 de fevereiro de 2014, estabelece valores orientadores para solo e água subterrânea para o estado de São Paulo, como critérios e procedimentos para aplicação de efluentes no solo agrícola. Na Tabela 1, estão os valores orientadores para o solo de algumas substâncias inorgânicas:

Tabela 1. Valores orientadores para o solo de algumas substâncias inorgânicas no estado de São Paulo.

Substâncias	Solo (mg Kg ⁻¹ peso seco)		
	Valores de referência de qualidade (VRQ)	Valores de Prevenção (VP)	Valores de Intervenção (VI) Agrícola
Arsênio	3,5	15	35
Cádmio	<0,5	1,3	3,6
Crômio	40	75	150
Cobre	35	60	760
Mercúrio	0,05	0,5	1,2
Molibdênio	<4	5	11
Níquel	13	30	190
Chumbo	17	72	150
Selênio	0,25	1,2	24
Zinco	60	86	1900

Fonte: CETESB, 2014.

A Resolução nº 121, de dezembro de 2010, estabelece diretrizes e critérios para o reúso direto de águas residuais para fins agrícolas e florestais, definida na Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro de 2005, que estabelece o reúso de águas não potáveis como uma prática de racionalização e conservação de recursos hídricos, segundo o princípios estabelecidos na agenda 21, além de reduzir a descarga de poluentes em corpos hídricos. De acordo com o Art. 5º, 6º e 8º - A aplicação de água de reúso para fins agrícolas e florestais não pode apresentar riscos ou causar danos ambientais e à saúde pública. Tornando necessário o monitoramento das concentrações de elementos e substâncias químicas no solo, para todos os tipos de reúso para fins agrícolas e florestais, e os

valores de recomendação constam da legislação pertinente. Assim como qualquer acidente ou impacto ambiental decorrente da aplicação da água de reúso que possa comprometer os demais usos da água no entorno da área afetada deverá ser informado ao órgão ou entidade competente (CNRH, 2010).

2.3. Aspecto Ambiental

A medida que aumenta a demanda por água, aumenta também a quantidade de água residual produzida e, conseqüentemente, aumenta a poluição gerada pelo lançamento direto no meio ambiente. Nos países menos desenvolvidos os tratamentos das águas residuais são mínimos e muitas vezes esses efluentes são lançados diretamente no meio ambiente sem tratamento adequado, causando impactos negativos na saúde humana, na produtividade econômica, na qualidade das águas doces e nos ecossistemas (WWDR, 2017).

O reúso de águas residuais na agricultura torna-se uma prática sustentável pelos diversos benefícios ambientais que possui, como: diminuição de descartes em corpos hídricos, economia de água potável usada para irrigação, fornecimento de nutrientes essenciais aos cultivos agrícolas e conseqüentemente redução de gastos com fertilizantes. (LEAL, 2007; BRESSAN et al., 2012).

O aproveitamento de águas residuais na agricultura impede o despejo em corpos hídricos, evitando contaminação dos mananciais pelas cargas de elementos orgânicos e inorgânicos presentes no efluente, o que favorece a eutrofização desse recurso natural (AIELLO et al., 2007).

A principal questão para o reúso de efluentes de estação de tratamento de esgoto (EETE) na agricultura é o risco para saúde humana e ambiental. O EETE apresenta riscos por conter sólidos dissolvidos, metais pesados, patógenos e outras substâncias que podem causar danos ao meio ambiente, culturas e seres humanos (NORTON-BRANDÃO et al., 2013). A disposição inadequada de águas residuais não tratadas ou tratadas inadequadamente no sistema solo-planta pode causar toxicidade às plantas, contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas (ERTHAL et al., 2010). O manejo inadequado do uso de águas residuais na agricultura pode causar lixiviação e/ou percolação do nitrogênio, na

forma de nitrato, no solo e contaminar as águas subterrâneas e superficiais (VELOSO, 2004).

Os aspectos de saúde e meio ambiente são pré-requisitos importantes no reúso de efluente doméstico, uma vez que seu reúso na agricultura deve ser feito de forma adequada e aplicado de forma segura no ambiente (SALGOT et al., 2003). Os objetivos gerais do uso de águas residuais na agricultura são fornecer condições adequadas de efluente de boa qualidade para os produtores e garantir a segurança alimentar e ambiental (ANGELAKIS et al., 2003).

O reúso de águas residuais na agricultura torna-se uma prática sustentável pelos diversos benefícios ambientais que possui, como: diminuição de descartes em corpos hídricos, economia de água potável usada para irrigação, fornecimento de nutrientes essenciais aos cultivos agrícolas e, conseqüentemente, diminuição de gastos com fertilizantes.

O tipo de solo é uma variável importante para ser observada quando for utilizar as águas residuais na agricultura. Solos mais arenosos podem ocorrer maior lixiviação de sais pelos colóides do solo e chegar mais rapidamente às águas subterrâneas. O Latossolo, por ser caracterizado como solos mais argilosos, profundos, bastante intemperizado e bem drenados são recomendados para essa finalidade (USEPA, 1984). O Argissolo, por exemplo, por possuir textura que varia de arenoso a argiloso e profundidade variada, deve-se tomar mais cuidado ao aplicar o efluente de esgoto (SANTOS et al., 2013).

2.4. Composição e tratamentos do efluente da estação de tratamento de esgoto

As águas residuais são compostas por aproximadamente 99% de água e 1% de sólidos coloidais, suspensos e dissolvidos (WWDR, 2017). São provenientes de sanitários, cozinha, banhos, lavagem de roupa, possuindo sabão, fezes, resíduos alimentares, sais, microrganismos, compostos orgânicos e inorgânicos na sua composição (JORDÃO & PESSOA, 2009).

O efluente da estação de tratamento de esgoto precisa estar enquadrado nas normas estabelecidas na resolução N° 430/2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Tabelas 2 e 3) para ser lançado em corpos hídricos. O esgoto bruto para atender essas exigências legais passa por diferentes etapas de tratamentos: preliminar e biológica. A etapa preliminar consiste em tanques desarenadores e gradeamentos usados na chegada do esgoto bruto para barrar e possibilitar a remoção dos sólidos grosseiros e em suspensão como areia, papéis, plásticos e outros sólidos presente (SABESP, 2018).

No tratamento biológico existem vários tipos de métodos utilizados, como os aeróbicos e anaeróbicos. Esses processos utilizam organismos que se proliferam na água, tendo como objetivo a remoção da matéria orgânica com uma eficiência de aproximadamente 90%. A seguir são apresentados alguns métodos utilizados:

- a) Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA) ou Reator UASB: É um reator fechado onde o tratamento biológico ocorre por processo anaeróbio, isto é, sem oxigênio. A decomposição da matéria orgânica é feita por microrganismos presentes no manto de lodo. O esgoto tratado é coletado pelas calhas na parte superior. A eficiência atinge de 65% a 75% e, por isso, é necessário um tratamento complementar que pode ser feito através da lagoa facultativa (CESAN, 2013).
- b) Lagoa facultativa: São lagoas de aproximadamente 1,5 a 3 metros de profundidade e área extensa, tendo como objetivo decompor a matéria orgânica presente no efluente através de processos aeróbicos. As algas presente no esgoto fazem fotossíntese na presença de luz e liberam oxigênio para o meio. Esse oxigênio dissolvido é utilizado pelas bactérias aeróbicas para se alimentarem da matéria orgânica presente no efluente. O resultado é a produção de sais minerais e gás carbônico. Dessa forma, o efluente sai das lagoas pronto para retornar ao meio ambiente (CORNELLI et al., 2014).
- c) Lodo ativado: Outro método de tratamento biológico aeróbico, onde o esgoto passa por um processo de aeração para aumentar a quantidade de oxigênio presente no efluente e a proliferação de bactérias aeróbicas que irão digerir a matéria orgânica carbonácea e a nitrificação do nitrogênio orgânico. Esse procedimento formam lodos ativados ou lodos biológicos, parte desse lodo retorna ao processo de tratamento e a outra parte é destinada à aterros ou outros fins. O

efluente tratado nesse processo é destinado aos corpos hídricos (CORNELLI et al., 2014).

Tabela 2. Condições de lançamento de efluentes conforme resolução Nº 430/2011 do CONAMA.

Parâmetros	Condição de lançamento de efluentes
pH	Entre 5 e 9
Temperatura	Inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura.
Materiais sedimentáveis	Até 1 mL L ⁻¹ em teste de 1 h em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
Regime de lançamento	Vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente.
Óleos e graxas	Óleos Minerais até 20 mg L ⁻¹ , óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg L ⁻¹
Materiais flutuantes	Ausência
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Remoção mínima de 60% de DBO, sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Fonte: BRASIL, 2011.

Tabela 3. Padrões principais de lançamento de efluentes conforme resolução N° 430/2011 do CONAMA.

Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg L ⁻¹ As
Bário total	5,0 mg L ⁻¹ Ba
Boro total	5,0 mg L ⁻¹ B
Cádmio total	0,2 mg L ⁻¹ Cd
Chumbo total	0,5 mg L ⁻¹ Pb
Cobre dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg L ⁻¹ Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg L ⁻¹ Cr ⁺³
Ferro dissolvido	15,0 mg L ⁻¹ Fe
Manganês dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Mn
Mercúrio total	0,01 mg L ⁻¹ Hg
Níquel total	2,0 mg L ⁻¹ Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg L ⁻¹ N
Prata total	0,1 mg L ⁻¹ Ag
Selênio total	0,30 mg L ⁻¹ Se
Sulfeto	1,0 mg L ⁻¹ S
Zinco total	5,0 mg L ⁻¹ Zn

Fonte: BRASIL, 2011.

Santos (2015) analisou o efluente da estação de tratamento de esgoto de Jaboticabal, SP, no período de verão em 2013 e 2014, e encontrou valores de DBO (50 e 60 mg L⁻¹), óleos e graxas (42 e 78 mg L⁻¹) e resíduos sedimentares (<0,1 mg L⁻¹). Esses valores estão de acordo com limites exigidos por Brasil (2011) para lançamentos de efluentes em corpos d' água.

2.5. Qualidade da água de irrigação

Na irrigação, a principal preocupação é a quantidade de sais presente na água, pois altas concentrações de sais resultam em impactos negativos para o solo e para as plantas devido ao acúmulo desses elementos em longo prazo (AYERS;

WESTCOT, 1991). Os problemas principais estão relacionados à salinização, que pode reduzir a disponibilidade de água para as culturas. O desequilíbrio de sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), aumentam a razão de adsorção de sódio, afetando a infiltração de água e outros problemas que podem afetar o rendimento da cultura pelo desbalanço nutricional no solo (ALMEIDA, 2010). Outros componentes são importantes na avaliação da qualidade da água para irrigação, que são: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), total de sais dissolvidos (TSD), potássio (K^+), sulfatos (SO_4^{2-}), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) (ALMEIDA, 2010). O intervalo usual em água de irrigação encontra-se na Tabela 4.

Tabela 4. Atributos da água para aplicação na irrigação.

Parâmetros	Unidade	Intervalo Usual
Salinidade		
CE	dS m ⁻¹	0 - 3
TSD	mg L ⁻¹	0 - 2.000
Cátion e Ânions		
Ca ²⁺	mg L ⁻¹	0 – 400
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	0 – 60
Na ⁺	mg L ⁻¹	0 – 529
CO ₃ ²⁻	mg L ⁻¹	0 - 3
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0 - 610
Cl ⁻	mg L ⁻¹	0 – 1065
Nutrientes		
NO ₃ ⁻ -N	mg L ⁻¹	0 – 10
NH ₄ ⁺ -N	mg L ⁻¹	0 - 5
PO ₄ ³⁻ -P	mg L ⁻¹	0 – 2
K ⁺	mg L ⁻¹	0 – 2
Outros		
B	mg L ⁻¹	0 – 2
pH		6 – 8,5
RAS	(mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0 – 15

Fonte: ALMEIDA, 2010. Adaptado de Ayers & Westcot (1991).

A classificação de água para irrigação é importante para caracterizar a água que será usada e o possível efeito da sua utilização sobre o solo e as plantas. Segundo Richards (1954), essa classificação deve considerar as condições médias de textura do solo, velocidade de infiltração, drenagem, quantidade de água usada, clima e a tolerância das culturas aos sais. A classificação de Richards (1954) é apresentada em um diagrama combinando a relação de adsorção de sódio (RAS) e a concentração total de sais, formando 16 classes de água, variando de C1 a C4 e de S1 a S4, como ilustrado na Figura 1.

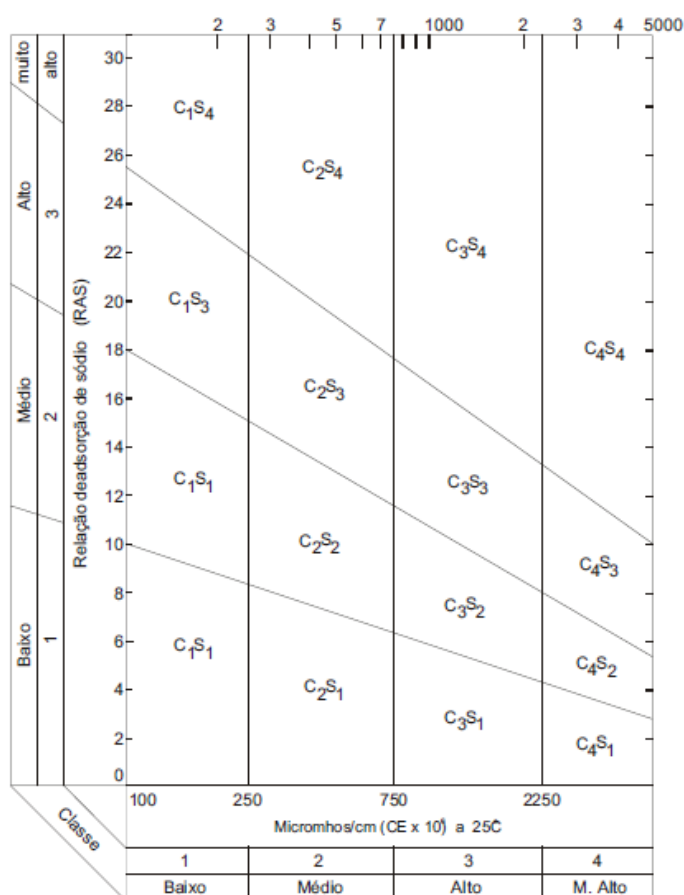


Figura 1. Diagrama para classificação de águas para irrigação (RICHARDS, 1954).

2.5.1. Perigo de salinização e sodificação

Segundo a classificação de Richards, 1954, a salinidade da água de irrigação é quantificada pela condutividade elétrica (CE) e classificada em quatro classes: baixo, médio, alto e muito alto:

C1 – Água de baixa salinidade ($0,25 \text{ dS/m}^{-1}$ de condutividade elétrica). Apresenta pouco risco de salinização, não trazendo problemas para o solo e para os cultivos, pode ser usada na maior parte das culturas;

C2 – Água de média salinidade ($0,25$ e $0,75 \text{ dS/m}^{-1}$). Pode ser usada em cultivos que apresentam moderada tolerância aos sais e em locais que possuem grau moderado de lixiviação;

C3 - Água com alta salinidade ($0,7$ a $2,25 \text{ dS/m}^{-1}$). Só pode ser usada em cultivos tolerantes aos sais e utilizando de práticas especiais para o controle de salinidade;

C4 - Água com salinidade muito alta (acima de $3,0 \text{ dS/m}^{-1}$). Não podem ser usadas em condições normais, apenas em cultivos bastante tolerante aos sais e em solos muito permeáveis.

A sodificação é calculada através da Relação de Adsorção de Sódio (RAS). Esse valor expressa a quantidade relativa de íons de sódio em relação às concentrações de cálcio e magnésio no solo. Dependendo dos teores de sódio presente, as águas se classificam em quatro classes: baixo, médio, alto e muito alto de risco de sodificação (RICHARDS, 1954):

S1 - Água com baixo teor de sódio (RAS de 0 a 10). Pode ser usada para irrigação em quase todos os solos, com pouco perigo de desenvolvimento de problemas de sodificação;

S2 - Água com teor médio de sódio (RAS de 10 a 18). Esta água só deve ser usada em solos de textura arenosa ou em solos orgânicos de boa permeabilidade, em solos com textura argilosos o sódio representa perigo;

S3 - Água com alto teor de sódio (RAS de 18 a 26). Pode produzir níveis tóxicos de sódio trocável na maior parte dos solos, necessitando de práticas especiais de manejo tais como: drenagem, fácil lavagem e aplicação de matéria orgânica;

S4 - Água com teor muito alto de sódio (RAS de 26 a 30). É geralmente inadequada para irrigação exceto quando a salinidade for baixa ou média, o uso de gesso e outros corretivos torna possível o uso dessa água.

Segundo Feigin et al., (1991) são três os principais aspectos na composição de águas residuais que podem causar risco de salinização e contaminação do solo quando utilizado na irrigação agrícola: (I) Os sais presentes no efluente podem causar aumento da salinidade do solo; (II) As concentrações de alguns elementos como Cl^- e Na^+ podem causar toxidade as plantas e desequilíbrio nutricional; (III)

Os teores de íons como Na^+ e HCO_3^- podem ocasionar modificação na estrutura do solo e redução da permeabilidade.

2.6. Efeito da irrigação com EETE no solo

2.6.1. Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico é proporcional à quantidade de íons H^+ em solução. Dessa forma, quanto mais H^+ , mais ácido será o meio. O pH do solo é um dos componentes químicos que mais influencia a solubilidade dos nutrientes e a disponibilidade para as plantas. Em pH baixo 5,5 a disponibilidade dos micronutrientes catiônicos, como o Zn, Cu e Mn é maior do que em pH elevado. Com o pH alto, essa disponibilidade diminui, causado principalmente de processos de adsorção e precipitação. Já a disponibilidade de nitrogênio, fósforo e outros macronutrientes são maiores em pH alto, próximo de 7, em solos ácidos pode ocorrer a imobilização de fósforo com Al^{3+} e Fe^{3+} solúveis (MELO & ALLEONI, 2009).

As mudanças no pH do solo ocorrem principalmente devido à dinâmica dos componentes do balanço entre a absorção vegetal de cátions e ânions, exsudação ácidos orgânicos, respiração de raízes e microrganismos e alterações no potencial redox (MELO & ALLEONI, 2009). O nitrogênio por ser um elemento absorvido em maiores quantidades apresenta papel importante no balanço de cátions-ânion, podendo o N ser absorvido na forma de cátions (NH_4^+), ânion (NO_3^-) ou em forma neutra de N_2 atmosférico, no caso de plantas em associação com microrganismos diazotróficos. Quanto mais N é absorvido na forma de NH_4^+ , mais H^+ é liberado pelas raízes e o pH diminui. Quando essa absorção é na forma de NO_3^- , ocorre o aumento de OH^- no solo e o pH aumenta (BEUSICHEM et al., 1988).

O Brasil, por estar situado em região tropical e subtropical, apresenta extensas áreas de solo ácido, e para maioria das culturas, a faixa ideal de pH estar situada entre 6,0 e 7,0, condição na qual há disponibilidade de nutrientes mais equilibrada. O pH entre 4,5 e 5,8 geralmente não causa problemas para as plantas, porém, o problema ocorre devido ao Al^{3+} , que em pH inferior a 5,5 pode ocasionar toxidez as plantas. (MARTINS, 2005).

A utilização de águas residuais na irrigação afetam o pH do solo (ABEGUNRIN et al., 2016; MOJIRI & JALALIAN, 2011, porém essa variação depende do tipo de tratamento do efluente (SMITH et al., 1996) e do poder tampão do solo.

Os efluentes domésticos possuem pH mais altos que a maioria dos solos brasileiros e acrescentam íons a ele, desta forma, apresentam baixo risco de acidificar o solo (SILVA JUNIOR, 2016).

2.6.2. Nitrogênio (N) e matéria orgânica (MO)

O nitrogênio é um nutriente essencial para o crescimento das plantas. O nitrogênio orgânico passa por processo de decomposição microbiana do solo e são transformadas em amônia e nitrato (FEIGIN et al., 1991). O N é empregado em grande quantidade na agricultura na forma de fertilizantes para melhorar a produtividade, porém, pode torna-se um poluente para o ambiente quando transferido de um ecossistema para outro (NOVAIS et al., 2007). O nitrogênio amoniacal e compostos orgânicos dissolvidos são transportados principalmente na superfície do solo, através de erosão laminar. O transporte dos óxidos nítrico (NO) e nitroso (N₂O) ocorrem por meio da atmosfera, e o nitrato (NO₃⁻), através das águas superficiais e lixiviação (GROFFMAN, 2000).

O nitrato apresenta grande mobilidade no solo, podendo chegar às águas superficiais e ao lençol freático, ocasionando contaminação no ambiente. Isso ocorre devido o nitrato apresentar baixa interação química com os minerais do solo, deixando-o sujeito à lixiviação para as camadas mais profundas do solo (NOVAIS et al., 2007). A Organização Mundial de Saúde recomenda que a água potável não tenha mais que 10 mg L⁻¹ NO₃⁻ - N, este limite vem sendo adotados em muitos países, afim de controlar a concentração de NO₃⁻ nas águas superficiais (HOWARTH & MARINO, 2006; HOWARTH et al., 2006). Na agricultura devem-se manter práticas adequadas de manejo de fertilizantes nitrogenados para atender esse padrão (GROFFMAN, 2000).

O EETE apresenta, na maioria das vezes, baixas concentrações de nitrato, reduzindo os riscos de perdas por lixiviação e, conseqüentemente, baixos riscos de contaminação das águas subterrâneas.

Duarte et al., (2008), estudando o efeito da aplicação de efluente doméstico tratado no solo irrigado, observaram que os tratamentos em que utilizou água residual para irrigação apresentaram teores de matéria orgânica menores (15, 67 mg dm⁻³) comparado com o tratamento com água potável (17,33 mg dm⁻³). Como a água residual continha altas concentrações de nitrogênio, pode ter favorecido a rápida mineralização e, conseqüentemente, a diminuição da matéria orgânica.

Os microrganismos heterotróficos do solo utilizam o nitrogênio como fonte de energia e são responsáveis pelo processo de mineralização da matéria orgânica (FEIGIN et al.,1991). Fonseca (2001); Azevedo & Oliveira (2005), aplicando efluente de estação de tratamento de esgoto doméstico, também constataram a rápida mineralização da matéria orgânica nos solos fertirrigados. Feigin et al. (1991) relatam que a proximidade da relação C/N de efluentes tornam esses elementos fáceis de serem decompostos e assimilados pelas plantas.

A Matéria orgânica é um ótimo indicador para avaliar a qualidade do solo, pois sua presença auxilia na retenção de água, na formação dos agregados, densidade do solo, pH, poder tampão, capacidade de troca catiônica, mineralização, absorção e adsorção de metais pesados, infiltração, aeração e atividade microbiana. Além de ser uma fonte de nutrientes para a planta, disponibilizando elementos essenciais como N, P e S (CUNHA et al., 2015).

A MO é umas das principais fontes de nitrogênio, mas parte desse N não estar disponível para as plantas, pois é necessário que seja liberado sob forma de minerais para que possa ser absorvido. A mineralização depende de vários fatores, como temperatura, umidade, aeração, pH, quantidade e natureza do material orgânico presente (KOLCHINSKI & SCHUCH, 2003).

Em águas residuais tratadas, a MO é constituída de matéria orgânica natural dissolvida que deriva de fontes de água potável, produtos microbianos solúveis que são formados durante o tratamento biológico de águas residuais (tratamento anaeróbio), compostos orgânicos traço (microcontaminantes) produzidos durante o uso doméstico, como produtos de higiene pessoal (LEVINE et al., 1985; DREWES et al., 2003).

O carbono orgânico dissolvido (COD) ou total (COT) é amplamente utilizado como parâmetro para a quantificação de MO em águas residuais. No entanto, este parâmetro fornece uma avaliação geral e não detalhada das características estruturais. Assim como as análises realizadas no efluente de DQO (demanda

química de oxigênio) e a (DBO) demanda bioquímica de oxigênio. Esses parâmetros acima mencionados são rotineiramente avaliados pelas estações de tratamento de esgoto (ETES) em seu controle operacional e de qualidade, com o objetivo de cumprir os requisitos de descarga de efluentes tratados no meio ambiente (KONDATOU et al., 2015).

2.6.3. Fósforo (P)

O fósforo é um dos nutrientes importantes para o desenvolvimento das plantas. É considerado um dos três macronutrientes essenciais juntamente com nitrogênio e o potássio. Torna-se disponível para as plantas principalmente na solução do solo nas formas de H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} , sendo que as concentrações desses íons dependem do pH (MENDES & REIS JUNIOR, 2003).

O incremento de fósforo no solo pela fertirrigação não é preocupante, e sim uma das vantagens do sistema de reúso, pois, o efluente contém boas quantidades deste nutriente. Na maioria dos cultivos torna-se necessário a adubação desse elemento, sendo um dos limitantes no crescimento das plantas (YAMADA & ABDALLA, 2004).

Para ocorrer mudanças de algumas características químicas do solo, como no caso do fósforo, é necessário um período de irrigação de médio a longo prazo (KOURAA et al., 2002). Por outro lado, um estudo feito por Al-Nakshabandi et al. (1997) observaram aumento de fósforo no solo em apenas cinco meses cultivando berinjela irrigada com um efluente tratado, contendo 28 mg L^{-1} de PO_4^{3-} , porém, esses resultados ocorreram pela alta concentração desse elemento químico no efluente.

2.6.4. Potássio (K)

O potássio, assim como o fósforo, é essencial ao crescimento da planta e são demandadas altas concentrações de K para o bom desenvolvimento da mesma. Por conta disso, no solo não é um elemento que se torna tóxico com facilidade (SILVA JUNIOR, 2016).

Dependendo da concentração de potássio no efluente tratado, pode-se aumentar o teor desse elemento no solo, favorecendo a produtividade. Autores

como Al-Nakshabandi et al., (1997); Adekalu & Okunade (2002); Fonseca, (2005), constataram aumento de potássio na aplicação de efluente em cultivos agrícolas. Diferente de outros estudos realizados por Kouraa et al., (2002); Azevedo & Oliveira (2005); Azevedo, (2004); Fonseca, (2001), não apresentaram diferença na concentração de potássio no solo fertirrigado.

Medeiros et al., (2005) concluíram que, apesar da grande quantidade de potássio existente no efluente, a utilização de águas residuais para fertirrigação não ocasionou desequilíbrio nutricional ao solo, devido à alta demanda de K pela cultura.

2.6.5. Cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+})

As principais fontes de cálcio e magnésio para as plantas são a matriz mineral do solo, adição de corretivos, fertilizantes, resíduos agrícolas e agroindustriais, além de nutrientes reciclados pela cobertura vegetal. O cálcio promove a redução da acidez do solo, melhora o crescimento das raízes, aumenta a atividade microbiana, aumenta a disponibilidade de molibdênio e de outros nutrientes. O aumento do pH pela disponibilidade de Ca diminui a toxidez do alumínio, cobre e manganês do solo (BENITES et al., 2010).

Altos teores de magnésio no solo promovem redução da produtividade de algumas culturas, devido à deficiência de cálcio causada pelo excesso de magnésio trocável (AYERS; WESTCOT, 1991).

O Ca^{2+} e o Mg^{2+} reduzem a sodificação do solo por apresentarem menor raio atômico hidratado que o Na^+ e, conseqüentemente, maior força de adsorção. O Ca é retido no complexo de troca com mais força que o Mg, sendo o cátion predominante na CTC do solo, comparado ao Mg. Isso pode ser explicado por sua posição na série liotrópica ($\text{Al}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ = \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$), decorrente do raio iônico hidratado. Dessa forma, quanto mais cátions de Ca e Mg presente no solo, menor será a adsorção do Na e menor será a sodificação do solo (MELO et al., 2009).

As águas residuais apresentam teores de cálcio e magnésio, porém, segundo estudo realizado por Romeiro (2012), o tratamento irrigado com efluente não apresentou diferença significativa de Ca, sendo necessária a utilização de calagem para suprir a necessidade da cultura. Já em estudo realizado por Kiziloglu

et al., (2007), constataram que a fertirrigação com águas residuais aumentam os teores desses macronutrientes no solo.

2.6.6. Elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Zn)

A concentração natural dos elementos potencialmente tóxicos em solos depende principalmente do tipo de material de origem no qual o solo foi formado, dos processos de formação e da composição e proporção dos componentes da fase sólida do solo, principalmente quando o solo é formado diretamente sobre a rocha matriz. Em solos originados sobre sedimentos diversos, ocorrem variações maiores nas concentrações dos elementos (FADIGAS et al., 2002).

Aumento anormal desses elementos no solo se dá pela deposição atmosférica, aplicação de defensivos agrícolas, resíduos orgânicos e inorgânicos urbanos e industriais, de fertilizantes, corretivos e da irrigação com água contaminada (NUNEZ et al., 2006).

O reúso de efluentes clandestinos, que são a mistura dos efluentes domésticos e industriais, também podem ocasionar aumento nas concentrações de metais pesados no solo fertirrigado. Esses efluentes podem conter elementos potencialmente tóxicos como Cu, Pb, Zn, Cd, Ni, Cr, Mn, Hg. O acúmulo desses metais, nos solos agrícolas, em longo prazo são quase inevitáveis (SINGH et al., 2004; LIU et al., 2005; SHARMA et al., 2007; YANG et al., 2008), podendo causar risco potencial para o meio ambiente (MAPANDA et al., 2005; MU; AL-LAHHAM et al., 2007; SINGH et al., 2012).

Oliveira et al., (2014), avaliou os efeitos da aplicação da água residuais doméstica em Cambissolo cultivado com pimenta malagueta e concluiu que o efluente não influenciou no aumento dos teores de Cu, Zn, Fe e Mn, devido à baixa concentração desses elementos na água residual utilizada.

O acúmulo desses elementos no solo com a aplicação de águas residuais depende da concentração desses elementos potencialmente tóxicos no efluente. O reúso adequado de efluente doméstico, evita efeitos negativos sobre os seres

humanos e ao ecossistema e traz benefícios positivos para a comunidade e sociedade agrícola (QURESHI et al., 2016).

2.7. Salinização e sodificação no solo

Os solos salinos e sódicos são caracterizados por apresentarem elevados teores de sais solúveis, dentre os quais, a maioria são essenciais às plantas, em concentrações ideais. Teores elevados de sais causam contaminação do solo e prejudicam as plantas (MASS, 1985). O acúmulo de sais solúveis na solução do solo (salinidade) e o aumento da percentagem de sódio trocável (sodicidade) estão relacionados com condições inadequadas de drenagem, em regiões áridas e semi-áridas, onde ocorre baixa precipitação pluvial, presença de camadas impermeáveis e elevada evapotranspiração (MELO & ALLEONI, 2009). As águas residuais usadas para irrigação agrícola em campo e/ou em ambientes protegidos, como em casas de vegetação, também podem apresentar risco de salinização e sodificação se apresentarem teores elevados de sais (SILVA JUNIOR, 2016).

Os solos salinos se desenvolvem em consequência do acúmulo de sais, principalmente Na (RAIJ, 2001). Os sais solúveis presentes no solo são constituídos normalmente de cátions Ca^{+2} e Mg^{+2} e dos ânions Cl^- e SO_4^- . O cátion K e os ânions HCO_3^- , CO_3^- e NO_3^- estão em menores quantidades (RICHARDS, 1954).

A classificação dos solos salinos e sódicos é realizada com base no valor total de sais solúveis e na percentagem de Na trocável. A salinidade e sodicidade são geralmente expressas pela condutividade elétrica (CE), percentual de sódio trocável (PST) e pH, e conforme a classificação de Richard (1954) os solos afetados por sais são denominados salinos (apresentam altas concentrações de sais solúveis), sódicos (altas concentrações de sódio trocável) e salino-sódico (com altas concentrações de sais e sódios trocáveis) (Tabela 5).

Tabela 5. Classificação do solo quanto à salinidade e sodicidade.

Solo	CE (dS.m ⁻¹)	PST (%)	pH
Não sódico e não salino	<4	<15	<8,5
Salino	>4	<15	<8,5
Sódico	<4	>13	>8,5
Salino/Sódico	>4	>13	<8,5

Fonte: Richards, 1954.

Os teores de CE, assim como PST, RAS e pH dependem do manejo utilizado no solo. Valores de CE acima de 3,0 dS m⁻¹, no qual indica elevada quantidade de sais, podem trazer danos às plantas dependendo do tipo de solo. Dessa forma, águas com teores altos de CE necessitam de monitoramento adequado para evitar possíveis degradações do solo.

Geralmente as concentrações de sais em efluentes domésticos estão abaixo do valor estabelecido. Porém, por se tratar de um recurso com potencial poluidor, torna-se necessário o acompanhamento periódico (SILVA JUNIOR, 2016). Nessas águas residuais, os sais dissolvidos interagem com o solo através de troca iônica, dispersão e floculação de argilas (BOUWER & CHANEY, 1974), e quando isso acontece, dependendo da concentração de sais no solo, podem causar problemas na disponibilidade de água para as culturas, prejudicando, dessa forma, o rendimento da mesma.

2.8. Sódio (Na) e Razão de adsorção de sódio (RAS) no solo

A aplicação de efluente no solo pode ocasionar aumento de sódio, tornando importante o monitoramento periódico para manter a sustentabilidade do sistema. Solos arenosos são menos propícios a sodificação devido à fácil lixiviação, porém, dependendo do tipo do solo as águas residuais podem aumentar o teor de sódio (ALMEIDA, 2010).

O aumento do sódio no solo depende das concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Valores altos desses elementos reduzem a adsorção do Na, e conseqüentemente, menor será a sodificação do solo. Dessa forma, águas residuais que apresentam concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} , diminuem o risco de sodificação do solo. (FEIGIN et al., 1991).

Calcular a RAS é importante porque permite quantificar o valor de sodificação. A RAS é calculada a partir dos teores de Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , com os valores expressos em $(\text{mmol}_c\text{L}^{-1})^{1/2}$. Conforme a Equação 1:

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

Quando o valor da RAS é superior a 13, o solo é considerado sódico. Este parâmetro é utilizado para avaliar o efeito do Na sobre as características físicas do solo, pois valores altos de Na em relação aos de Ca e Mg causam dispersão dos colóides, reduzindo a taxa de infiltração de água no solo e sua permeabilidade, além de causar toxicidade as plantas (MELO & ALLEONI, 2009).

2.9. Percentual de sódio trocável (PST)

Há vários métodos usados para caracterizar solo salino e sódico, tais como a RAS, a CE e o pH, assim como o PST, que representa a percentagem de Na+ em relação à capacidade de troca de cátions (CTC), que é calculada pela Equação 2:

$$PST = \frac{Na}{CTC} 100 \quad (2)$$

em que, Na: sódio trocável ou adsorvido, em $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ou $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$ e a CTC: capacidade de troca de cátions do solo (Ca, Mg, Na, K, Al e H), em $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ ou $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$.

Os solos são classificados como salino-sódico quando a PST atinge valores superiores ou igual a 15 % e os níveis de condutividade elétrica alto, com valor CE $> 4 \text{ dS m}^{-1}$ (Tabela 4). No entanto não é consenso de que PST igual a 15% seja o valor limite de separação de solos sódicos e não sódicos. Na Austrália o valor estabelecido para caracterizar um solo sódico é de 6 %, assim como é recomendado pelo Governo Ambiental do Estado de São Paulo, CETESB (2006). PST de 6 % comparado ao de 15 % adotado pelo Laboratório de salinidade dos Estados Unidos é baixo. Segundo Sumner (1995) essa diferença entre os limites de sodicidade estabelecido pela USSL Staff (1954), de 15%, foi baseada em condições de condutividade hidráulica utilizando água com concentrações eletrolíticas muito altas, entre 3-10 mmolc L^{-1} , enquanto a concentrações eletrolíticas da água usada na Austrália por Northcote & Skene (1972), foi de $< 0,7 \text{ mmolc L}^{-1}$.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área e delineamento experimental

Os experimentos foram conduzidos na FCAV-UNESP, em Jaboticabal, SP (Latitude 21°15'S, Longitude 48°18'W e altitude de 595 m), conforme Figura 2. O solo é classificado como Latossolo Vermelho eutrófico típico, textura argilosa, A moderado caulínítico apoférico, alto teor de ferro e relevo suave a ondulado, com declividade de 5% (SANTOS et al., 2013).

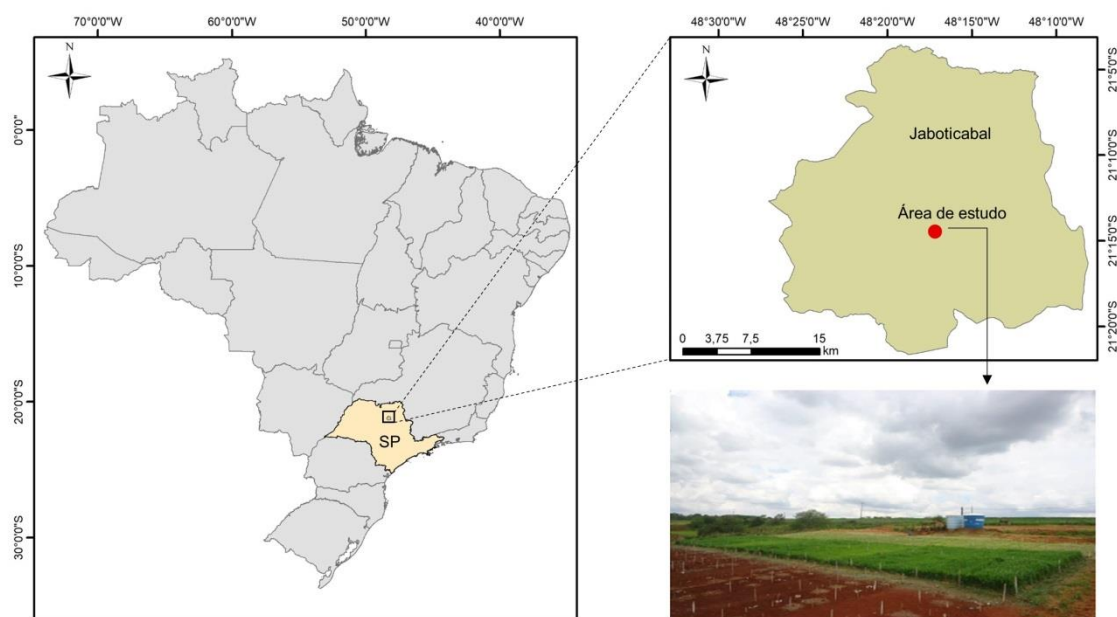


Figura 2. Localização da área de estudo.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é classificado como subtropical úmido, Cwa (ALVARES et al., 2013), com precipitação média anual de 1.400 mm e temperatura média anual de 22,7°C, com inverno seco e ameno e verão quente e chuvoso.

No presente estudo foram considerados os dados obtidos no experimento conduzido de fevereiro de 2013 a janeiro de 2015 por Santos (2015), bem como os dados do experimento conduzido entre fevereiro de 2015 a janeiro de 2017, dando prosseguimento às pesquisas. No experimento conduzido por Santos (2015) foram adotados seis tratamentos constituídos da combinação de seis frações de EETE em água (E5=100%; E4=87%; E3=60%; E2=31%, E1=11% e E0=0). O

delineamento experimental foi em faixas, com quatro repetições. No experimento conduzido em continuidade às investigações de Santos (2015) ampliou-se o número de tratamentos para 12, constituídos da combinação das 6 frações de EETE em água como na pesquisa anterior, e duas alturas de corte da forragem (30 e 40 cm). O delineamento experimental foi em parcelas subdivididas, com frações de irrigação na parcela e altura de corte na subparcela, com quatro repetições.

Os tratamentos foram estabelecidos pela aplicação da fertirrigação por um sistema de aspersão em linha, com três linhas laterais paralelas de aspersores no espaçamento de 12 m, com os aspersores espaçados de 6 m, com a linha central aplicando EETE e as linhas externas aplicando água (Figura 3). Os aspersores eram da marca Senninger (Modelo 3023-2 com bocal duplo de 8 x 5 mm), operados com pressão de 300 kPa. A área total foi de 345,6 m², constituída de 12 parcelas de 28,8 m², com 2,4 m de largura e 12 m de comprimento no experimento conduzido por Santos (2015), e de 24 parcelas com a metade das dimensões no experimento conduzido em continuidade.

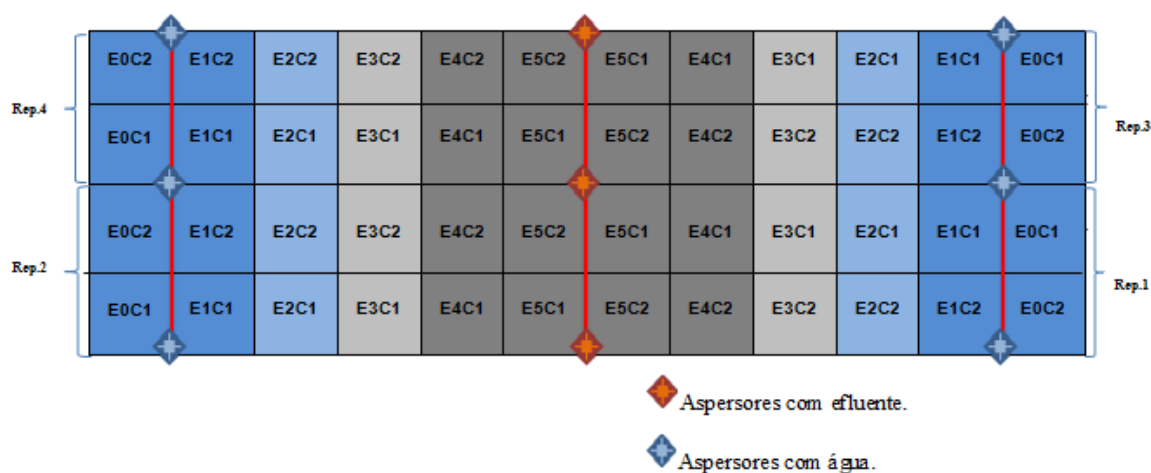


Figura 3. Desenho da área experimental, linhas de distribuição de água e efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE), unidades experimentais com tratamentos de doses de efluente (E1 a E5) e alturas de corte (C1 e C2).

O controle da fertirrigação seguiu a necessidade hídrica ou a demanda nutricional da cultura, a que foi maior. A demanda hídrica foi atendida pela aplicação de lâmina de irrigação correspondente à evapotranspiração de referência. Para atender à demanda nutricional, no experimento de Santos (2015)

foi aplicado 15 kg ha^{-1} N por tonelada de biomassa produzida no tratamento E3 (VILELA et al., 1998), que foi tomado como referência, durante os intervalos de corte da forragem. Fertilizantes foram aplicados para suplementar as necessidades de fósforo e potássio em todos os tratamentos nas dosagens de $3,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ e $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$ por tonelada de biomassa produzida no tratamento E3, durante os intervalos de corte da forragem. No experimento em continuidade foram aplicadas as mesmas doses de N-P-K que no experimento anterior. Porém, aumentou-se a dose de N para 22 kg ha^{-1} por tonelada de biomassa produzida, aplicando-se $7,5 \text{ kg ha}^{-1}$ de nitrogênio na forma de ureia (NU) por tonelada de massa seca produzida no tratamento E3, para complementar os 15 kg ha^{-1} de N restantes pela aplicação de EETE. Nos demais tratamentos aplicou-se a mesma dose de NU que no tratamento E3, em adição às frações de EETE correspondentes aos diversos tratamentos.

3.2. Efluente da estação de tratamento de esgoto e água de irrigação

A água de irrigação utilizada nas linhas externas do sistema de aspersão em linha (Figura 3) foi extraída de um poço artesiano, armazenada em um reservatório instalado ao lado do experimento e depois bombeada para a área experimental.

Para a fertirrigação, utilizou-se efluente da Estação de Tratamento de Esgoto de Jaboticabal, localizada a 1,5 km do experimento (Figura 4). Essa estação recebe esgoto doméstico da cidade com cerca de 80 mil habitantes, tem vazão média de $202 \text{ L hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, utiliza sistema de tratamento constituído por gradeamento mecânico (fase preliminar), seguido de sistema misto (anaeróbio e aeróbio) composto por um digestor anaeróbio de fluxo ascendente (DAFA) (fase primária) e complementado com o pós-tratamento por três lagoas facultativas paralelas (fase secundária). O EETE foi coletado à jusante das lagoas facultativas e conduzido por tubulação de polietileno até um reservatório, também instalado ao lado do experimento, e depois bombeado para a área experimental.



Figura 4. Localização da captação do efluente na ETE de Jaboticabal até a área experimental.

Fonte: Santos, 2015.

3.3. Análise química

3.3.1. Efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (EETE)

Foi coletada uma amostra do EETE, no final do experimento, em fevereiro de 2017, no tanque de armazenamento instalado ao lado da área experimental. O acondicionamento foi realizado de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras de Água (CETESB / ANA, 2011). As análises realizadas foram pH, condutividade elétrica, formas de nitrogênio (nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico), ferro total, potássio, fósforo, cálcio, magnésio, manganês, sódio e alguns elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Zn). A razão de adsorção de sódio foi calculada pela Equação 3.

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (3)$$

em que, RAS - Razão de adsorção de sódio (mmol/L^{-1})^{1/2}; Na⁺ - Concentração de sódio (mmol L^{-1}); Ca²⁺ - Concentração de cálcio (mmol L^{-1}); Mg²⁺ - Concentração de magnésio (mmol L^{-1}).

A condutividade elétrica (CE) e o pH do EETE foram medidos em campo, com auxílio de condutímetro (Instrutherm, modelo CD-880) e peagâmetro (Instrutherm, modelo pH-1800) portáteis, respectivamente. Os teores de Ca, Mg, Na, K, Mn, Zn, Cd, Fe, Cd, Cr, Cu, Ni e Pb, foram determinados por espectroscopia de absorção atômica com chama ar-acetileno, após digestão nitro-perclórica das amostras (APHA, 2005). As determinações de Hg, Se e As foram realizadas nos extratos resultantes da digestão nitro-perclórica das amostras do efluente, por espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio/hidretos por injeção em fluxo (FI-HG-AAS) em espectrômetro modelo AAnalyst800 (PerkinElmer).

Nitrogênio total (N_{total}) foi determinado usando um kit denominado Spectro Kit Nitrogênio Total, procedência Alfakit. A metodologia de análise adotada neste kit foi adaptada por APHA (2012). A concentração de N_{total} nas amostras foi analisada em espectroscopia molecular na região visível, após a digestão da amostra com persulfato de potássio e hidróxido de sódio.

Nitrogênio amoniacal (NH_4^+-N), e nitrogênio kjeldahl ($N_{Kjeldahl}$) foram determinados pelo método de destilação usando destilador de arraste de vapor (APHA, 2005). Nitrogênio orgânico ($N_{orgânico}$) foi calculado pela Equação 4:

$$N_{orgânico} = NH_4^+-N - N_{Kjeldahl} \quad (4)$$

Nitrato ($NO_3^- -N$) e nitrito ($NO_2^- -N$) foram calculados pela Equação 5:

$$N_{Total} = NH_4^+-N + NO_3^- -N + NO_2^- -N + N_{orgânico} - N \quad (5)$$

O teor de fósforo total foi determinado por espectroscopia molecular na região visível (método 4500P E) após digestão nitro-sulfúrica das amostras (APHA, 2005).

3.3.2. Solo

Em fevereiro de 2017, nos tratamentos (E5, E3, E1, E0) foram coletados uma amostra de solo nas quatro repetições do experimento, para formar uma única amostra para os seus respectivos tratamentos, em duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm), totalizando 8 amostras.

O solo foi coletado com trado holandês e seco ao ar e na sombra, destorroado e passado em peneira (2 mm). Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Fertilidade da FCAV-UNESP, para a determinação do pH, matéria orgânica (MO), fósforo resina (Presina), potássio, cálcio, magnésio e acidez potencial, e então calculadas a soma de bases (SB) e a saturação por bases (V%) (RAIJ et al., 2001).

Na determinação dos teores de Ca, Mg, Na, K, Mn, Zn, Cd, Fe, Cr, Cu e Ni, adotou-se o método 3050B da USEPA para a extração dos metais das amostras e espectroscopia de absorção atômica com chama ar-acetileno. A extração de As, Hg, Se e Mo das amostras de solo, também foi realizada pelo método 3050B da USEPA. Nos extratos resultantes, as concentrações de As, Hg e Se, foram determinados por espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio/hidretos por injeção em fluxo (FI-HG-AAS) em um espectrômetro modelo AAnalyst800 (PerkinElmer) e o Mo por espectrometria de absorção atômica com atomização por forno de grafite (GF-AAS) em um espectrômetro modelo contraAA 700 (ANALYTIKJENA).

A concentração de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato foram determinada pelo Método de destilação. Depois da determinação do nitrogênio amoniacal, adicionou-se na mesma amostra liga de devarda para determinar a concentração de nitrato. (Silva et al, 2009).

A porcentagem de sódio trocável (PST) foi calculada pela Equação 6 (RICHARDS, 1970):

$$PST = \frac{Na}{[Ca + Mg + K + Na + (H + Al)]} 100 \quad (6)$$

em que, PST - percentual de sódio trocável (%); Na - sódio (mmol dm^{-3}); Ca - cálcio (mmol dm^{-3}); Mg - magnésio (mmol dm^{-3}); K - potássio (mmol dm^{-3}); H + Al - acidez potencial.

3.3.3. Solução do solo

A cada dois meses, de janeiro de 2015 a fevereiro de 2017, foram coletadas 12 amostras de solução do solo para determinação do pH e da condutividade elétrica nos tratamentos E5, E3, E1 e E0, nas profundidades 15, 30 e 55 cm. As

amostras de solução do solo foram obtidas por meio de extratores de solução constituídos de tubos de PVC contendo cápsulas de cerâmica porosa inseridos no solo nas profundidades de 15, 30 e 55 cm, acoplados em uma bomba de vácuo. Um dia antes da amostragem, as cápsulas de cerâmica foram submetidas a vácuo de 80 kPa, realizado com auxílio de uma bomba manual.

O pH e a condutividade elétrica da solução do solo também foram medidas em campo, por peagâmetro e condutímetro conforme descrito anteriormente nas análises do EETE.

O mesmo se repetiu para as coletas das amostras para determinação de Na, Ca e Mg. Imediatamente após a coleta, as amostras destinadas à determinação de Na, Ca e Mg foram tratadas com solução de HNO₃ 1 +1, até pH ≤ 2, armazenadas em frasco de plástico e conservadas na geladeira. Posteriormente, foram submetidas à digestão nitro-perclórica e o teor de cada metal foi determinado por espectroscopia de absorção atômica com chama ar-acetileno (APHA, 2005).

A condutividade elétrica saturada foi calculada pela Equação 7, a partir da condutividade elétrica medida na solução do solo extraída nas profundidade de 0-10 e 10-20 cm, após ser corrigida por um coeficiente C, que é dependente do grau de saturação do solo. O coeficiente C resulta da relação entre a umidade do solo medida por sonda de nêutrons para as respectivas profundidades e a umidade de saturação do solo, dada pela curva de retenção de água do solo, conforme Equação 8.

$$CEs = C CE \quad (7)$$

$$C = \frac{\theta_{atual}}{\theta_{sat}} \quad (8)$$

em que, CEs – condutividade elétrica saturada (dS m⁻¹); CE – condutividade elétrica (dS m⁻¹); C - coeficiente de correção; θ_{atual} - umidade obtida por sonda de nêutrons (cm³ cm⁻³); θ_{sat} - umidade de saturação do solo (cm³ cm⁻³).

A análise multivariada de componentes principais foi utilizada para visualizar os tratamentos que melhor interagiram com o pH e CE, sendo considerado os dois primeiros componentes principais (CP1 e CP2), retendo a maior variância original obtida.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Regime hídrico e fertirrigação

Os valores anuais de evapotranspiração da cultura, irrigação e precipitação de 2013 e 2014, durante o experimento conduzido por Santos et al., (2017), e no período de 2015 a 2017, durante o experimento em continuidade são apresentados na Tabela 6.

Em 2013, o total da evapotranspiração da cultura foi de 1398 mm, e as lâminas de irrigação foram de 1853 mm. Em 2014, houve maior evapotranspiração da cultura, com valores de 1617 e as lâminas de irrigação foram de 2253 mm. Conseqüentemente, a lâmina total (irrigação mais precipitação) foram maiores que a evapotranspiração nos dois anos consecutivos, não havendo déficit hídrico (Tabela 6). Em 2014 foi um ano seco, ocorrendo menor precipitação em relação aos anos estudados, desta forma, o número de irrigações foi maior.

A evapotranspiração em 2015 foi de 1256 mm, sendo menor que a precipitação de 2014 mm, não havendo déficit hídrico. Em 2016, a evapotranspiração (1263 mm) também foi menor que a precipitação (1430 mm). Nesses dois anos a precipitação foi maior que nos anos anteriores, reduzindo o número de irrigações e, conseqüentemente, a quantidade de EETE aplicado no solo (Tabela 6).

Tabela 6. Evapotranspiração da cultura (ETc), irrigação, precipitação e lâmina total durante os ciclos de cultivo de *Brachiaria brizantha*, em Jaboticabal, SP.

Anos	ETc (mm)	Número de irrigações	Irrigação (mm)	Precipitação (mm)	Lâmina total (mm)
2013*	1398	86	1853	1393	3246
2014*	1617	147	2253	721	2974
2015	1256	84	1567	2014	3581
2016	1263	70	1110	1430	2540

Fonte: SANTOS et al. 2017*

Em 2013 e 2014 foram aplicados P e K nos tratamentos E5, E4, E3, E2 e E1 devido à baixa concentração desses elementos no EETE. No tratamento E0, além de fósforo e potássio foi adicionado nitrogênio mineral na forma de ureia (NU). Nos tratamentos E5, E3 e E1 o nitrogênio foi suprido via irrigação com efluente (Tabela 7). De 2015 a 2017 todos os tratamentos, exceto o E0, receberam doses de NU, para suprir a demanda nutricional do cultivo (Tabela 7).

Os totais de fósforo e potássio aplicados em 2013 foram 96 e 554 kg ha⁻¹/ano, em 2014 foram 136 e 696 kg ha⁻¹/ano, respectivamente, em todos os tratamentos. Em 2015 e 2016 foram aplicados 45 Kg ha⁻¹/ano de P₂O₅ e 234 Kg há⁻¹/ano de K₂O.

Tabela 7. Totais de nitrogênio aplicados via EETE e nitrogênio mineral na forma de ureia (NU) (kg ha⁻¹), de acordo com os tratamentos*, durante os ciclos de cultivo de *Brachiaria*, em Jaboticabal, SP.

Anos	E5		E4		E3		E2		E1		E0
	EETE	NU	EETE	NU	EETE	NU	EETE	NU	EETE	NU	NU
2013**	931	-	817	-	566	-	287	-	102	-	455
2014**	1132	-	994	-	686	-	350	-	124	-	649
2015	608	178	529	178	365	178	189	178	67	178	578
2016	531	184	462	184	318	184	165	184	58	184	509
Total	3202	362	2802	362	1935	362	991	362	351	362	2191

*Frações de EETE em água (E5=100%; E4=87%; E3=60%; E2=31%, E1=11% e E0=0).

**Fonte: SANTOS et al. 2017.

Devido a maior aplicação de fertirrigação na cultura em 2014, as concentrações de nitrogênio e sódio foram maiores comparados aos demais anos de estudo, em todos os tratamentos, exceto no E0. Os tratamentos irrigados com maior dose de EETE receberam maiores quantidades de nitrogênio e sódio (Tabela 7 e 8).

Tabela 8. Totais de sódio aplicado via EETE (kg ha⁻¹), de acordo com os tratamentos*, durante os ciclos de cultivo de *Brachiaria*, em Jaboticabal, SP.

Anos	E5	E4	E3	E2	E1	E0
2013**	1033	898	619	320	113	0
2014**	1256	1092	753	389	138	0
2015	674	586	404	208	74	0
2016	589	512	353	182	64	0
Total	3552	3088	2129	1099	389	0

*Frações de EETE em água (E5=100%; E4=87%; E3=60%; E2=31%, E1=11% e E0=0).

**Fonte: SANTOS, 2015.

4.2. EETE

N, P, K, Mg e Ca foram os componentes essenciais para o crescimento da cultura de *Brachiaria* com maior concentração no EETE (Tabela 9). Os valores de pH e CE ficaram abaixo dos limites estabelecidos na resolução N. 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (Brasil, 2011) e pela Food and Agriculture Organization, FAO (AYERS & WESTCOT, 1991).

Os resultados apresentados na Tabela 9 são similares aos obtidos durante o verão por Santos et al., (2017), que realizou monitoramento das características químicas do mesmo EETE nos dois anos antecedentes a esta pesquisa. Isto indica que as características químicas do EETE foram mantidas ao longo dos quatro anos de estudo, o que pode ser atribuído à estabilidade da composição do esgoto doméstico recebido pela estação de tratamento de Jaboticabal.

Santos et al., (2017) constatou também que o pH, CE e nitrogênio total apresentaram concentrações mais elevadas no outono-inverno (7,2; 0,51 dS m⁻¹ e 56,4 mg L⁻¹, respectivamente), em comparação com o verão (6,6; 0,43 dS m⁻¹ e 45,9 mg L⁻¹, respectivamente). Fonseca et al. (2007a) e Singh et al., (2004), também observaram que as concentrações dos componentes presentes no EETE variam durante o período do ano, sendo que na época mais chuvosa as concentrações diminuem, devido à diluição dos constituintes presentes no EETE.

A CE ($0,44 \text{ dS m}^{-1}$) e a RAS ($5,6 \text{ mmol L}^{-1}$) classificam o EETE como C_2S_1 , segundo Richards (1954), correspondente a risco médio de salinização e risco baixo de sodificação. Santos et al., (2017), analisando o mesmo EETE nos dois anos antecedentes à presente pesquisa constatou valores semelhantes. Apesar das altas concentrações de Na, o valor de RAS manteve-se baixo devido à atenuação do seu efeito pelas concentrações de Ca e Mg, resultando em baixo risco potencial de sodificação do solo com a fertirrigação utilizando o EETE de Jaboticabal.

As características químicas do EETE de Jaboticabal são comparáveis com as de demais regiões do Brasil e do mundo (LEAL et al., 2009; GLOAGUEN et al., 2007; GHARAIBEH et al., 2016), porém divergiu da composição do EETE de Lins, SP, localizada cerca de 200 km de Jaboticabal. Naquele local, o EETE apresenta alta concentração de Na ($145,79 \text{ mg L}^{-3}$) e RAS (11,94) (FONSECA et al., 2007a).

Os elementos potencialmente tóxicos no EETE obtiveram valores dentro dos limites estabelecidos na resolução N. 430/2011 do CONAMA (2011) para lançamentos em corpos d'água, exceto para o Mo cujo valor excedeu o limite de concentração proposto (Tabela 10) nesta resolução. Resultados semelhantes ao do presente trabalho foram obtidos por Silva (2013) em estudo de irrigação com EETE na produtividade de capim Tifton 85, concluindo-se que o efluente não proporciona em curto e médio prazo, contaminação do solo por metais pesados no sistema solo-pastagem.

No estudo realizado por Santos (2015), na mesma área experimental, em março de 2013 apresentou baixas a altas concentrações de elementos potencialmente tóxicos. No entanto, na análise realizada em novembro de 2014 houve redução da carga desses elementos no EETE com concentrações abaixo do estabelecido para lançamento em corpos hídricos (BRASIL, 2011) (Tabela 10).

Tabela 9. Características químicas do efluente da estação de tratamento de esgoto de Jaboticabal, em 2013, 2014 e fevereiro de 2017.

Variáveis	Unidades	2013 e 2014*	2017	Valores
				Limites/Fonte
pH	-	7,0 ± 0,3	7,4	5-9 ^a
CE	(dS m ⁻¹)	0,46 ± 0,01	0,44	<3 ^b
NO ₃ ⁻ -N	mg L ⁻¹	4,5 ± 2,4	3,7	<10 ^c
NO ₂ ⁻ -N	mg L ⁻¹	0,25 ± 0,8	-	<0,02 ^c
NH ₄ ⁺ -N	mg L ⁻¹	33,3 ± 15,8	38,33	1-40 ^c
N _{total}	mg L ⁻¹	52,9 ± 7,0	44,36	-
N _{orgânico}	mg L ⁻¹	11,3 ± 11	2,33	-
N total-K	mg L ⁻¹	49,1 ± 8,1	40,66	-
Fe _{total}	mg L ⁻¹	0,53 ± 0,3	0,39	<5 ^c
K	mg L ⁻¹	20,3 ± 7,2	15,3	10-40 ^c
P _{total}	mg L ⁻¹	1,1 ± 0,4	2,2	<2 ^b
Ca	mg L ⁻¹	15,5 ± 6,4	12,0	20-120 ^c
Mg	mg L ⁻¹	6,2 ± 2,6	2,72	10-50 ^c
Mn	mg L ⁻¹	0,1 ± 0,1	0,15	1,0 ^a
Na	mg L ⁻¹	58,8 ± 8,7	58,5	50-250 ^c
RAS	mmol L ⁻¹	3,3 ± 0,6	5,59	4,5-7,5 ^c

pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; NO₃⁻-N: nitrato; NO₂⁻-N: nitrito; NH₄⁺-N: amônio; N_{total}: nitrogênio total; N_{orgânico}: nitrogênio orgânico; N_{total-K}: nitrogênio total Kjeldahl; Fe_{total}: ferro total; K: potássio; P_{total}: fósforo total; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Mn: manganês; Zn: zinco; Na: sódio; RAS: razão de adsorção de sódio; Fonte: ^aBrasil (2011); ^bAyers e Westcot (1991); ^cFeigin, Ravina e Shalhevet (1991). *Santos et al. (2017).

Tabela 10. Teores de elementos potencialmente tóxicos no efluente da estação de tratamento de esgoto de Jaboticabal, em 2013, 2014 e fevereiro de 2017.

Elementos Potencialmente Tóxicos	Unidades	2013*	2014*	2017	Concentrações Limites/Fonte**
As	mg L ⁻¹	<0.01	<0.001	<0,086	0,5
Cd	mg L ⁻¹	0,2	0,03	0	0,2
Cr	mg L ⁻¹	0,22	0,02	0	0,1
Cu	mg L ⁻¹	5,58	0,024	0,01	1,0
Hg	mg L ⁻¹	0,01	<0.001	<1,5	0,01
Mo	mg L ⁻¹	0,38	-	4,38	0,01
Ni	mg L ⁻¹	0,25	<0.01	0	2,0
Pb	mg L ⁻¹	0,16	<0.01	0,1	0,5
Se	mg L ⁻¹	<0.02	-	<2,0	0,3
Zn	mg L ⁻¹	6,5	0,2	0,05	5

*SANTOS, 2015. **Brasil (2011). Obs: As: arsênio; Cd: cádmio; Cr: crômio; Cu: cobre; Hg: mercúrio; Mo: molibdênio; Ni: níquel; Pb: chumbo; Se: selênio; Zn: zinco.

4.3. Elementos Potencialmente Tóxicos no solo

Os teores de elementos potencialmente tóxicos no solo ficaram abaixo dos valores orientadores para solo e águas subterrâneas no estado de São Paulo (CETESB, nº 045/2014), exceto para Hg que apresentou concentração acima do padrão estabelecido em todos os tratamentos, inclusive no tratamento testemunha E0 (irrigado com água) (Figura 5). O mesmo foi encontrado por Santos (2015), ao analisar o solo dois anos anteriores à implantação deste experimento, obtendo concentrações de Hg acima dos valores exigidos, porém, a concentração alta de mercúrio no solo não advém do efluente, já que o mesmo não contém concentrações consideradas preocupantes desse elemento.

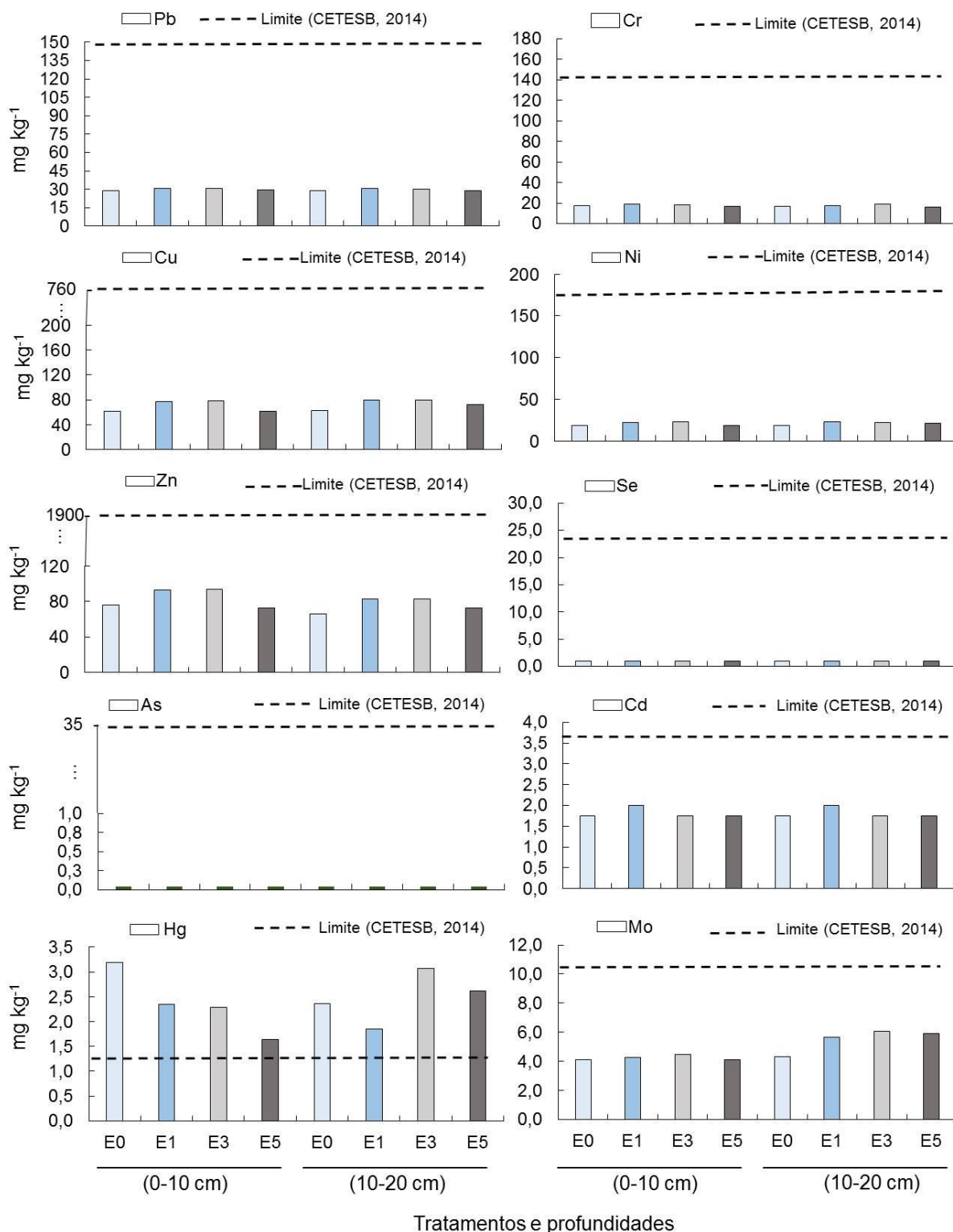


Figura 5. Concentrações de elementos potencialmente tóxicos no solo, de acordo com a camada de solo e tratamentos de fertirrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto (E0=0 do efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%), em fevereiro de 2017. Limites de concentração de acordo com os valores orientadores para solo e águas subterrâneas no estado de São Paulo (CETESB, nº 045/2014).

Khan et al., (2008), estudando o risco de contaminação do solo por metais potencialmente tóxicos, utilizando águas residuais, na China, constataram que apesar dos teores de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn estarem dentro de padrões legalmente estabelecidos, houve diferença significativa na concentração de tais elementos no tratamento em que foram utilizadas águas residuais.

Estudos apontam que águas residuais contaminam o solo com elementos potencialmente tóxicos (LIU et al., 2005; MAPANDA et al., 2005). No entanto, no presente estudo, as concentrações de tais elementos no EETE foram baixas (Tabela 10), o que indica baixo risco de contaminação do solo, corroborando as conclusões de Santos (2015), que também constatou baixa toxicidade desses elementos para a *Brachiaria* cultivada durante o seu experimento, na mesma área experimental.

4.4. Macro e Micronutrientes no solo

Em 2017, o maior valor de pH foi observado no tratamento com a maior concentração de efluente (E5) e o menor valor no tratamento E0 (sem efluente), mas essa variação é pequena (Figura 6), indicando que o efluente não modificou os valores de pH do solo durante os anos estudados. As análises realizadas por Santos (2015), nos anos anteriores, na mesma área experimental, indicaram valores de pH entre 5,8 (maior valor) no tratamento E5 e 5,4 (menor valor) no tratamento E0.

Abegunrin et al., (2016), ao analisarem parâmetros físico-químicos no solo irrigado com EETE, constataram que a utilização de águas residuais aumenta o valor de pH do solo. Por outro lado, em estudos realizados por Mojiri e Jalalian (2011), usando águas residuais na irrigação, observaram diminuição do pH do solo, estando este, relacionado ao pH do efluente. Smith et al. (1996) atribuem as mudanças de pH do solo ao pH do efluente usado para a irrigação. O poder tampão faz com que alguns solos não alterem seu pH com muita facilidade ao serem fertirrigados com efluente.

As maiores concentrações de P, K, Ca, Mg, SB e V ocorreram no tratamento E5, principalmente na camada superficial (0-10 cm) e decresceram com a profundidade (Figura 6). Resultados semelhantes foram encontrados por Kiziloglu et

al., (2007), que constataram que o uso de EETE na irrigação promoveu aumento da CE, assim como, dos teores de MO, Ca e Na. Há relatos na literatura que apontam que a irrigação do solo com EETE causou aumento na CE e nas concentrações de P, MO, K e Na (MOJIRI & JALALIAN, 2011). O EETE contém teores significativos de nutrientes, que aumentam as concentrações desses elementos no solo fertirrigado.

Comparando os resultados obtidos em 2017, com os obtidos por Santos (2015), em anos anteriores, na mesma área experimental, verifica-se que as concentrações de macronutrientes foram menores em todos os tratamentos em 2017, isso dar-se pela menor lâmina de irrigação de efluente nesse ano, diminuindo a quantidade de efluente aplicado, e também pode ter ocorrido a absorção dos mesmos pela planta e/ou perdas por lixiviação. Ressalta-se, que plantas forrageiras apresentam alta absorção de nutrientes, durante o período de crescimento (FONSECA et al., 2007a).

Concentrações mais elevadas de matéria orgânica foram constatadas na camada superficial do solo (0-10 cm), como esperado, com uniformidade entre os tratamentos. O mesmo foi encontrado por Santos (2015), em estudo anterior, na mesma área experimental, indicando que o EETE não influencia no aumento da MO em curto a médio prazo, pois o efluente estudado contém baixa concentração de matéria orgânica (Figura 6). Erthal et al., (2010), também não encontraram variação no teor de matéria orgânica no solo usando EETE na irrigação, associando a baixa concentração de matéria orgânica no solo com os baixos teores de carbono orgânico total no efluente.

No entanto, comparando os valores de MO de 2014 e 2017 houve aumento da MO em todos os tratamentos em 2017. Este aumento pode ser devido ao acúmulo de biomassa da *Brachiaria* no solo ao longo dos anos de estudo (FIGUEIREDO et al., 2013). Gharaibeh et al., (2016), estudando o efeito de águas residuais tratadas, na concentração de matéria orgânica no solo, concluíram que o teor de MO, foi menor no início do experimento, isto é, em 0 anos (2,77%), e foi aumentando ao longo dos anos, 2 anos (4,37%) e 5 anos (7,19%).

Outros trabalhos também relatam diferença na concentração da MO ao longo dos anos (GALAVI et al., 2010; GHARAIBEH et al., 2007).

Esses resultados indicam que em médio a longo prazo, a MO aumenta devido a decomposição da biomassa da *Brachiaria*. O aumento do teor de matéria orgânica é positivo para a conservação da biodiversidade microbiana, auxiliando na

manutenção das características físicas, químicas e biológica do solo (SILVA & MENDONÇA, 2007).

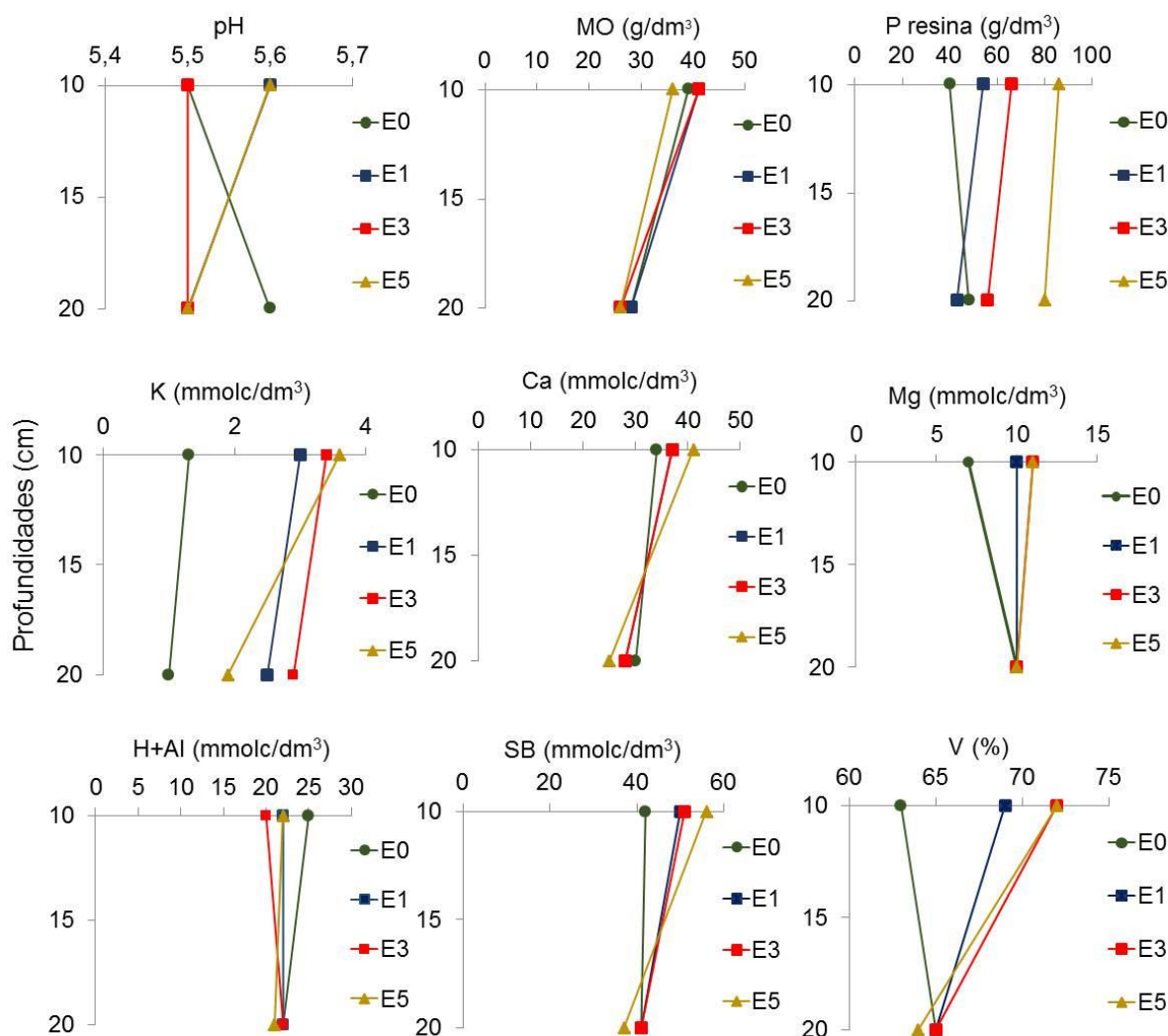


Figura 6. pH e macronutrientes no perfil do solo, de acordo com a camada de solo e tratamentos de fertirrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto (E0=0 irrigado com efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%), em fevereiro de 2017.

Houve aumento da concentração de nitrogênio total nos tratamentos E3 e E5, na camada 0-10 cm do solo e decréscimo com a profundidade (Figura 7). O mesmo foi encontrado por Santos (2015), ao analisar N_{total} em março e dezembro de 2014, na mesma área experimental, com aumento na concentração deste elemento nos tratamentos E3 (0,11% para 0,15%) e E5 (0,11% para 0,17%). Urbano et al., (2017), comparando as características de águas residuais e água potável na irrigação de alface, concluíram que a água residual apresenta maiores

quantidades de nutrientes essenciais, dentre eles o nitrogênio, que favorece aumento da produtividade agrícola, além de diminuir a demanda da agricultura por fertilizantes.

O sódio apresentou variação entre os tratamentos, com maiores teores nos tratamentos E3 e E5 (concentrações de efluente de 60 e 100%, respectivamente) (Figura 7), porém, esses valores não apresentam risco de sodificação do solo, pois apresentou valores de PST abaixo de 1%. Segundo a classificação de Richards (1954), valores acima de 15% indicam risco de sodificação. Santos (2015), em março e dezembro de 2014, na mesma área experimental, observou que houve aumento gradual da concentração de sódio no solo com o aumento da concentração de efluente, de 0,22 para 0,49 mmol dm⁻³ (E5), de 0,20 para 0,47 mmol dm⁻³ (E3), e de 0,14 para 0,43 mmol dm⁻³ (E1), com concentrações maiores no período menos chuvoso (dezembro de 2014). Em 2016/2017, as concentrações de sódio apresentaram valores menores comparados a dezembro de 2014, isso pode ser explicado pela menor lamina de irrigação nesse ano e, conseqüentemente menor aplicação de Na pela fertirrigação. Azevedo et al., (2013) e Firmino et al., (2015), também notaram aumento no teor de sódio no solo, com aplicação de EETE. Os resultados das análises realizadas em fevereiro de 2017 indicam que não houve aumento na concentração de sódio comparada com os valores obtidos em anos anteriores.

As concentrações de ferro e manganês aumentaram nos tratamentos irrigados com efluente (E3 e E5), na camada de 0-10 cm. As concentrações desses elementos no efluente são aceitáveis, não trazendo risco de contaminação para o solo (Figura 7). A variação na concentração de nutrientes no solo ao longo da fase fenológica da cultura dar-se pela absorção desses elementos pela planta, não ocorrendo de forma constante (PRADO, 2008).

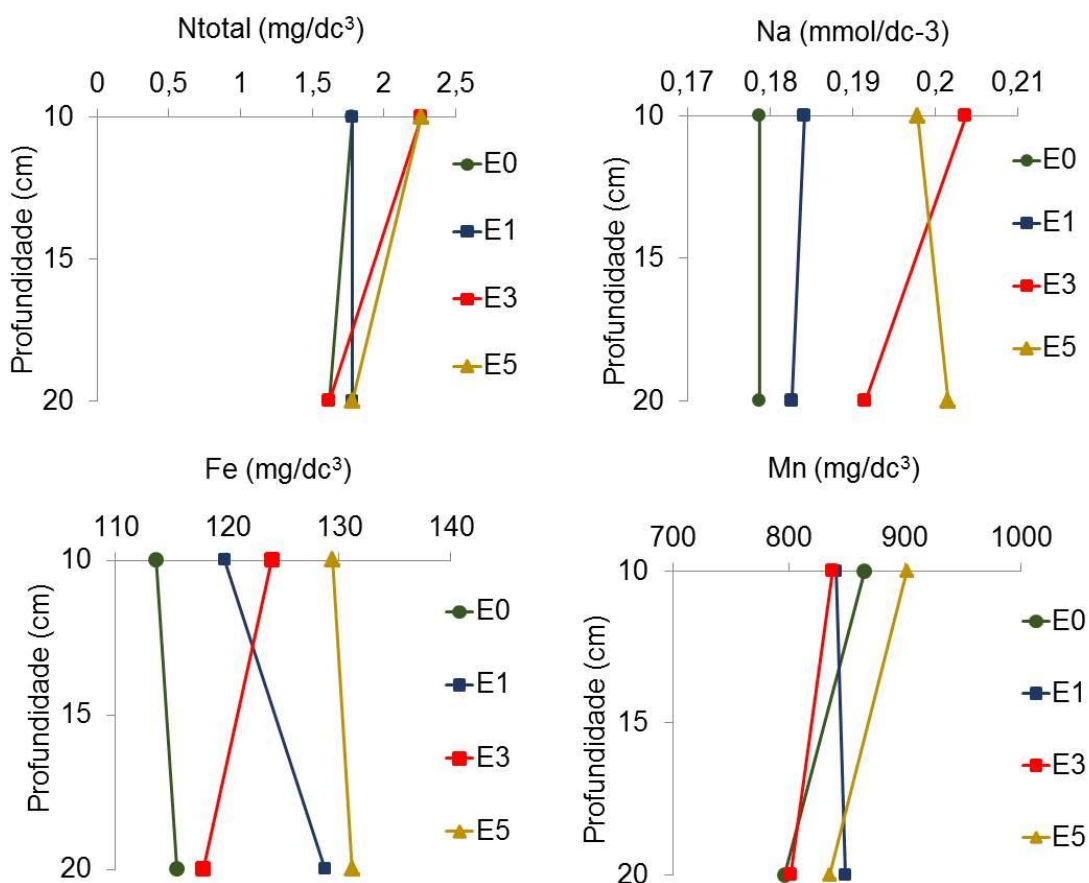


Figura 7. Concentrações de nitrogênio total (Ntotal), sódio (Na), ferro (Fe) e manganês (Mn), no perfil do solo (0-10 a 10-20 cm) em função dos tratamentos (E0=0 de efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%), em 2017.

4.5. Solução do Solo

4.5.1. pH e Condutividade Elétrica (CE)

O pH da solução do solo, no verão e na primavera, apresentou valores mais alcalinos e decrescente com profundidade, principalmente os tratamentos irrigados com efluente, no outono-inverno o pH foi mais baixo comparado as demais estações do ano (Figura 8). Em todos os anos e períodos analisados, o pH foi mais elevado nas profundidades de 15 e 30 cm e decresceu com a profundidade, apresentando valores característicos de meio ácido, com o aumento da profundidade. Em outros estudos, nos quais foram empregadas águas residuais

em diferentes doses, não foi constatada variação significativa nos valores de pH, entre os tratamentos (MAGGI et al., 2011; SMANHOTTO et al., 2010, CAOVIILLA et al., 2005 e GOMES et al., 2004).

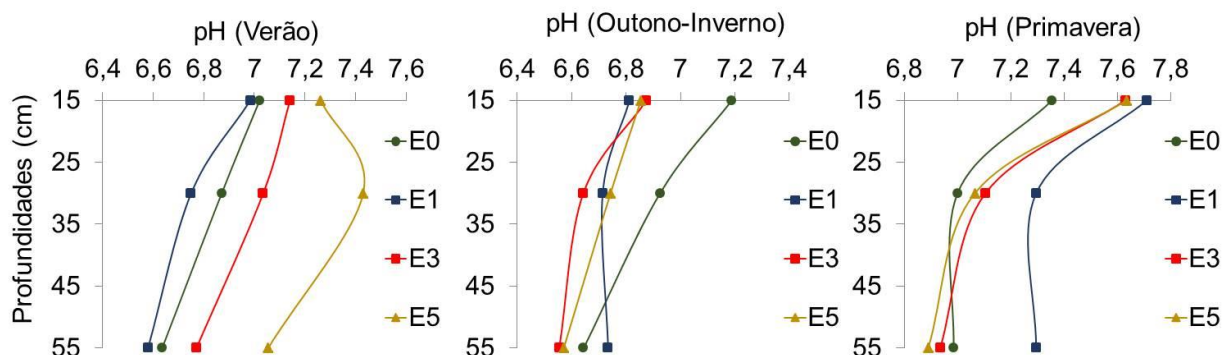


Figura 8. Média do pH na solução do solo nos anos de 2015 a 2017, de acordo com as estações do ano, tratamentos (E0=0 de efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%) e profundidades (15, 30, 55 cm).

Foi observado que o pH na solução do solo foi menor no período menos chuvoso (outono-Inverno) em relação ao período chuvoso. Tal comportamento pode ser explicado pelas altas concentrações de óxido de ferro neste solo, atraindo dessa forma, íons aniônicos. Com o aumento da precipitação, esses ânions podem ser perdidos para solução do solo e se ligarem aos íons hidrogênio (H^+) presente no meio, aumentando a quantidade de OH^- disponível, elevando, dessa forma, o pH (NOVAIS et al., 2007).

Os resultados observados por Santos (2015), no ano de 2013, foram semelhantes aos obtidos neste estudo, com valores de pH mais elevados no verão (7,10) e mais baixos no outono-inverno (6,47). Em 2014, os valores do pH foram mais baixos, em média 6,48, em todas as estações do ano, não apresentando diferença significativa entre os tratamentos. Esse resultado também foi constatado por Silva et al. (2012), que estudaram o efeito da aplicação de água residuais em diferentes doses.

A condutividade elétrica apresentou valores mais elevados nos tratamentos irrigados com efluente (E5 e E3), respectivamente, em todas as estações do ano. O tratamento que não foi irrigado com efluente (E0) foi o de menor resultado, indicando que a aplicação do EETE interferiu na CE (Figura 9). No entanto, esses valores estão dentro do limite estabelecido por Richards (1954), com valor < 4 dS

m^{-1} , não apresentando risco de salinidade para o solo. O mesmo ocorreu nos anos de 2013 e 2014 (SANTOS, 2015), nos quais a CE foi maior nos tratamentos irrigados com EETE.

Resultados semelhantes foram encontrados por Lo Monaco et al. (2009), avaliando a aplicação de águas residuais de lavagem e descascamento dos frutos de cafeeiros (ARC), em diferentes aplicações de doses de ARC, concluindo que a CE se alterou nos tratamentos onde foram aplicadas maiores doses de ARC, nos primeiros 20 cm de profundidade. Azevedo et al. (2013), pesquisando os efeitos da aplicação de águas residuais domésticas primárias (EDP) no cultivo de pimenta malagueta, observaram que a aplicação de EDP em relação a aplicação de água de abastecimento, aumentou a CE do extrato de saturação do solo. Os autores afirmam que tal comportamento estar associado à presença de altas cargas de sais no efluente, aumentando, dessa forma, a CE do solo.

Também foi possível observar que a condutividade elétrica da solução do solo foi menor no período chuvoso em relação ao período de estiagem. No verão, os valores foram menores comparados ao outono-inverno e primavera (Figura 9). Tal comportamento pode estar associado à solubilização dos sais presentes nas camadas superiores do solo e posterior lixiviação destes para as suas camadas inferiores (SILVA et al., 2012).

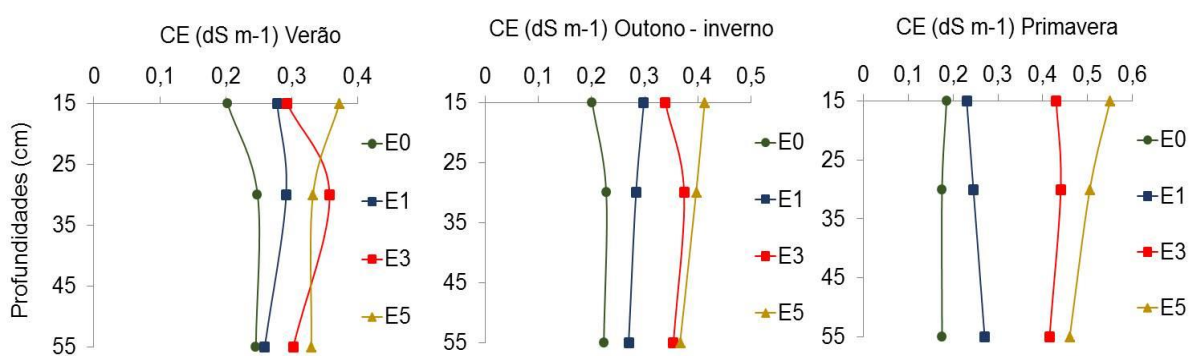


Figura 9. Média da Condutividade elétrica na solução do solo, nos anos de 2015 a 2017, de acordo com os tratamentos (E0=0 do efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%) e profundidades (15, 30 e 55 cm).

Na análise de componente principal é representado no plano bidimensional, (Figura 10), os componentes de pH e CE na solução do solo nos diferentes

tratamentos nas estações do ano. Os dois componentes gerados CP1 e CP2 respondem por 82,67% (CP1, 47,02% e CP2, 35,65%) da variabilidade contida no conjunto de dados, caracterizando a CP1 a CE e a CP2 o pH.

Os tratamentos E5 e o tratamento E0 foram os que apresentaram maiores poderes discriminatórios entre a CP1 e CP2, respectivamente. O tratamento E5 no verão, apresenta alta correlação positiva com o pH, assim como no tratamento E0 no inverno e na primavera. De forma inversa, os tratamentos E1 e E3 no inverno apresentam valores contrários ao pH, ou seja, quando o valor de uma variável aumenta da outra diminui.

A CE apresentou associação direta com os tratamentos E5 na primavera, outono e inverno e com o tratamento E3 principalmente no outono e primavera. Relação inversa foi observada no tratamento E0 em todas as estações do ano.

De forma geral, observa-se que as diferentes concentrações entre as estações do ano, podem alterar as concentrações de pH e CE.

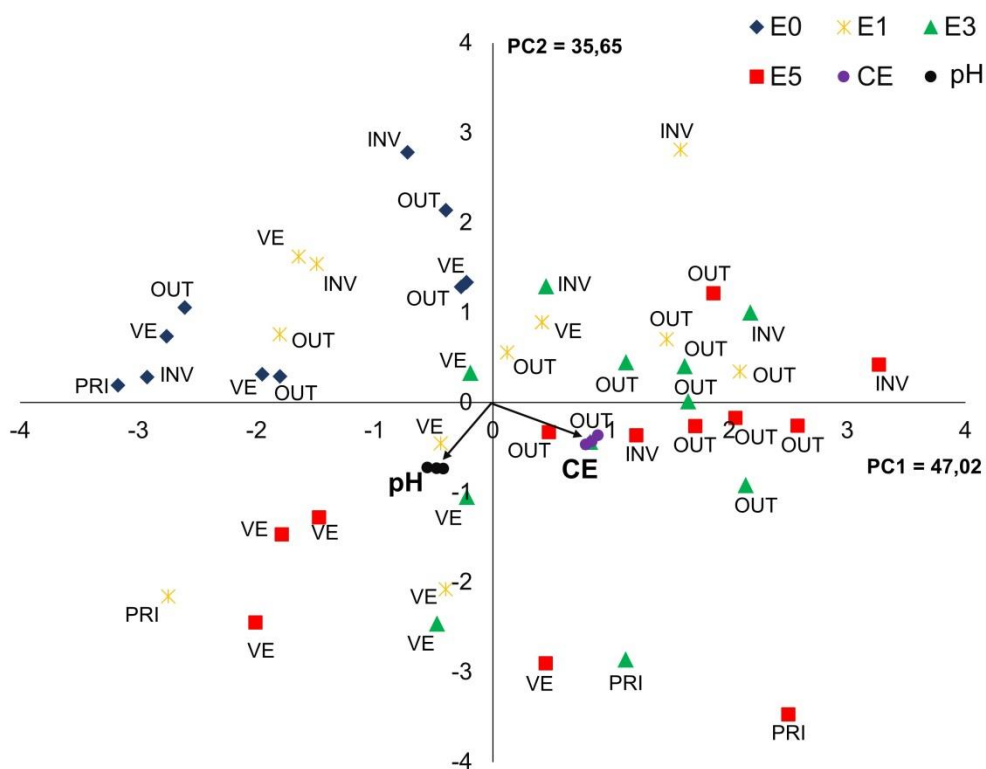


Figura 10. Gráfico dos componentes principais, com a distribuição das variáveis de pH e CE em associação com os tratamentos E0, E1, E3 e E5, entre as estações do ano, Verão (VE), Outono (OUT), Inverno (INV) e Primavera (PRI).

4.5.2. Ca, Mg, Na e RAS

As concentrações de cálcio e sódio na solução do solo tiveram comportamento semelhante em relação aos tratamentos, apresentando valores maiores na parcela E5 (Figura 11). As concentrações de Ca resultantes das análises realizadas em 2013 e 2014 não variaram entre os tratamentos (SANTOS, 2015). Porém, Maggi et al., (2011), encontraram diferenças na concentração de Ca em função da aplicação de taxas de EETE. Esse comportamento pode ser explicado pela presença desses elementos químicos nas águas residuais, alterando as concentrações de Ca e Na na solução do solo. Santos (2015), também observou que a irrigação com EETE aumentou os teores de Na, principalmente nas camadas superficiais.

O magnésio obteve valor maior no tratamento E5, na camada superficial, apresentando maiores teores na camada superficial. O tratamento E1 na camada de 35 e 55 cm apresentou maior concentração de Mg na solução do solo (Figura 11). Maggi et al., (2011), não obtiveram diferença na concentração de Mg na solução do solo em função da aplicação de EETE e nem pelo período analisado. Por outro lado, pesquisas realizadas por Azevedo & Oliveira (2005), usando esgoto tratado e água tratada na irrigação de cultivo de pepino, constataram que a irrigação com efluente contribui para o aumento dos teores de Ca e Mg na solução do solo. Apesar do aumento da concentração desses elementos, não apresenta risco de contaminação do solo por se tratar de nutrientes para as plantas e por estar em quantidades consideradas normais na solução do solo.

Nos tratamentos E3 e E5 foram observados os maiores valores para a RAS. No entanto, os resultados obtidos em todos os tratamentos apresentaram risco de sodificação considerado baixo (RICHARDS, 1954) (Figura 11). Os resultados obtidos por Santos (2015) foram semelhantes aos obtidos neste estudo, uma vez que os valores da RAS foram maiores nos tratamentos irrigados com efluente e nas camadas superficiais.

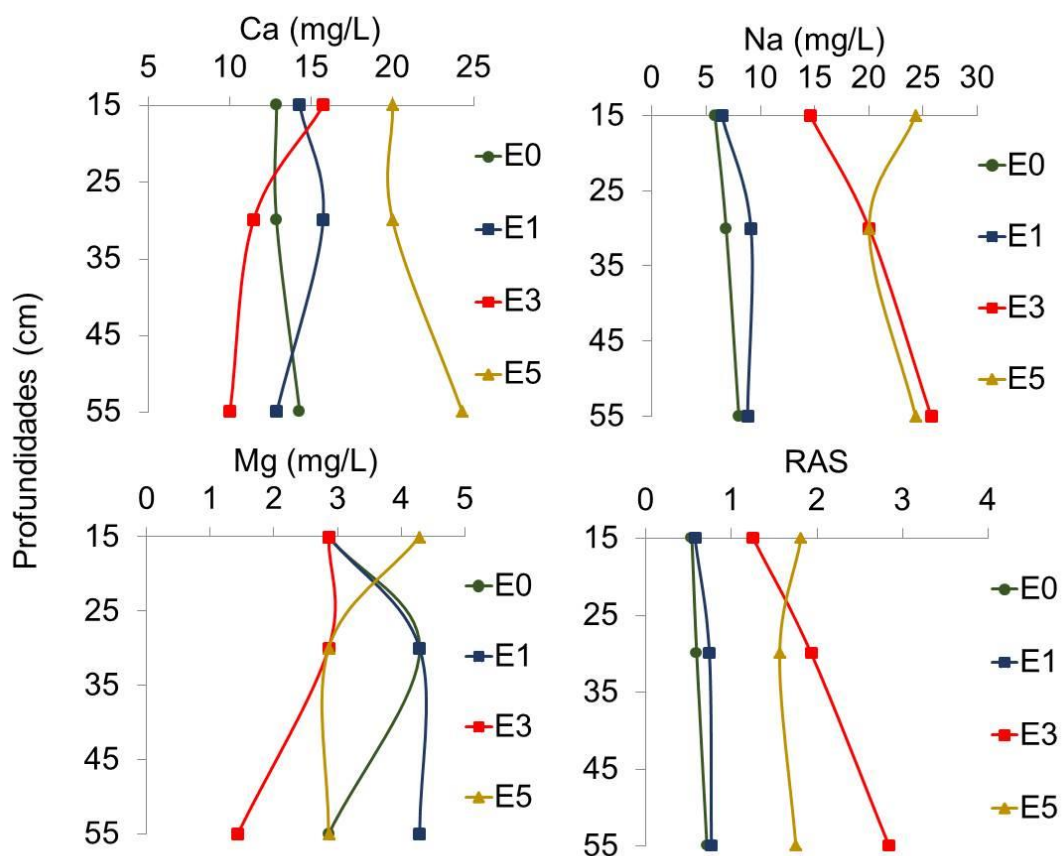


Figura 11. Concentrações de Ca, Mg , Na e RAS na solução do solo, em função dos tratamentos (E0=0 de efluente; E1=11%; E3=60% e E5=100%)e das profundidades (15, 30 e 55 cm).

5. CONCLUSÕES

1. O EETE de Jaboticabal, utilizado na irrigação de *Brachiaria*, apresenta elevadas concentrações de macro e micronutrientes, teores baixos de elementos potencialmente tóxicos, risco médio de salinização e baixo risco de sodificação, durante o período estudado.
2. A fertirrigação com EETE melhora a fertilidade do Latossolo pelo aumento das concentrações de macro e micronutrientes.
3. Não há risco de contaminação no Latossolo pela aplicação de EETE, uma vez que o teor de elementos potencialmente tóxicos no solo não aumenta com a fertirrigação;
4. Há baixo risco de salinização e sodificação da solução do solo, apesar do aumento da concentração de sódio, da condutividade elétrica e da razão de adsorção de sódio nos tratamentos irrigados com EETE.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEGUNRIN T.P. Impact of wastewater irrigation on soil physico-chemical properties, growth and water use pattern of two indigenous vegetables in southwest Nigeria. **Catena**. v. 139, p. 167–178, 2016.

ADEKALU K. O.; OKUNADE D. A. Effects of pond water and sewage effluent treatments on yield and nutrient uptake of maize. **Tropical Agriculture**, v. 79, n.2, p. 120-124, 2002.

AGRAFIOTI E.; DIAMADOPOULOS E. A strategic plan for reuse of treated municipal wastewater for crop irrigation on the Island of Crete. **Agricultural Water Management**. v. 105, p. 57–64, 2012.

AIELLO R.; CIRELLI G.L.; CONSOLI S. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: A case study in Sicily (Italy). **Agricultural Water Management**. v. 93, p. 65–72, 2007.

AL-LAHHAM O.; EL ASSI N.M.; FAYYAD M. Translocation of heavy metals to tomato (*Solanum lycopersicom* L.) fruit irrigated with treated wastewater. **Sci. Hortic**. v. 113, p. 250–254, 2007.

ALMEIDA O. Á. **Qualidade da Água de Irrigação**. Dados eletrônicos. - Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: <http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro_qualidade_agua.pdf>

ALMEIDA R. G. Aspectos legais para a água de reuso. **Vértices**. v. 13, n.2, p. 31-43, 2011.

AL-NAKSHABANDI G. A.; SAQQAR M. M.; SHATANAWI M. R.; FAYYAD M.; AL-HORANI H. Some environmental problems associated with the use of treated waste water for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management**. v. 34, n.1, p.81-94, 1997.

ALVARES C.A.; STAPE J.L.; SENTELHAS P.C.; GONÇALVES J.L.M; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDREWS D.M.; ROBB T.; ELLIOTT H.; WATSON J.E. Impact of long-term wastewater irrigation on the physicochemical properties of humid region soils: "The Living Filter" site case study. **Agricultural Water Management**. v. 178, p. 239–247, 2016.

ANGELAKIS A.N.; BONTOUX L.; LAZAROVA V. Challenges and perspectives for water recycling and reuse in EU countries. **Water Sci. Technol. Water Supply**, v. 3, p. 59-68, 2003.

AYERS R. S.; WESTCOOT D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 218p,1991.

AZEVEDO J.; DUTRA I. C. B.; COSTA F. G. B.; BATISTA R. O.; COSTA L. R. Alterações químicas de cambissolo fertirrigado com água residuária doméstica tratada. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**. v. 9, n. 2, p. 66-76, 2013.

AZEVEDO L. P. **Avaliação da qualidade microbiológica e da produção de alface americana sob diferentes sistemas de irrigação utilizando águas residuárias**. Dissertação Mestrado. UNESP, Botucatu. 77p. 2004.

AZEVEDO L. P.; OLIVEIRA E. L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e na produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. **Engenharia Agrícola**. v.25, n.1, p.253-263, 2005.

BENITES V. M.; CARVALHO M. C. S.; RESENDE Á. V.; POLIDORO J. C.; BERNARDI A. C. C.; OLIVEIRA F. A. **O potássio, o cálcio e o magnésio na agricultura brasileira**. Capítulo 16. 2010.

BEUSICHEM M. L.; KIRKBY E. A. & BAAS R. Influence of nitrate and ammonium nutrition and the uptake, assimilation, and distribution of nutrients in *Ricinus communis*. **Plant Physiol**. v. 86, p. 914-921, 1988.

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

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução N.430**. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução N. 375**. de 29 de agosto de 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução N.357**. de 18 de março de 2005.

BRESSAN D. F.; PEREIRA F. F. S.; ORNELHAS M.; ALVES M. C. G.; LOZANO M. R. L. O reuso de água na agricultura: teoria e prática. **Manual de utilização de águas residuárias em irrigação**. Coord.: Eduardo Luiz de Oliveira. Botucatu: FEPAF, 192p, 2012.

BURBARELLI R. C.; PIRES M. S. G.; COURACCI FILHO B.; SIVIERO A. R.; GUIMARÃES J. R. Avaliação microbiológica do solo em área irrigada com efluente de lagoa de estabilização. Artigo técnico. **Revista DAE especial**. Edição comemorativa. p. 65-68, 2010.

CAOVILLA F. A.; SAMPAIO S. C.; PEREIRA J. O.; VILAS BOAS M. A.; GOMES. B. M.; FIGUEIREDO. Lixiviação de nutrientes proveniente de águas residuárias em

colunas de solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 9, p. 283-287, 2005.

CESAN. Companhia Espírito Santense de Saneamento. Apostila Tratamento de Esgoto. **Julho de 2013.**

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Instrução técnica 31.** Orientação para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura. 2006.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Histórico da legislação hídrica no Brasil.** 2010.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **DECISÃO DE DIRETORIA Nº 045/2014/E/C/I, DE 20 DE FEVEREIRO DE 2014.**

CIRELLI G.L.; CONSOLI S.; LICCIARDELLO F.; AIELLO R.; GIUFFRIDA F.; LEONARDI C. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. **Agricultural Water Management**. v. 104, p. 163-170, 2012.

CNRH - CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS - **Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010.** Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br>.

CORNELLI, R.; AMARAL F. G.; DANILEVICZ, Â. M. F. e GUIMARÃES L. B. M. Métodos de tratamento de esgotos domésticos: uma revisão sistemática. **REA – Revista de estudos ambientais**. v. 16, n. 2, p. 20-36, 2014.

CUNHA T. J.; MENDES A. M. S.; GIONGO V. **Matéria orgânica do solo.** Capítulo 9, 2015.

DANTAS I. L. A.; FACCIOLI, L. C. M.; NUNES T. P.; VIEGAS P. R. A.; SANTANA L. O. G. Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus* L.) **Revista Ambiente e Água**. v. 9, p. 109-117, 2014.

DREWES J.E.; REINHARD M.; FOX P. Comparing microfiltration-reverse osmosis and soil-aquifer treatment for indirect potable reuse of water. **Water Res.** v. 37, p. 3612-3621, 2003.

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. Bras. Engenharia. Agrícola. Ambiental**. v. 12, n. 3, p. 302–310, 2008.

EATON AD et al. (Edts). **Standard methods for the examination of water & wastewater**. 21st. ed. USA: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), 2005.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T. de; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.

ENSINK H.H.; MEHMOOD T.; HOECK W. V.; RASCHID-SALLY L.; AMERASINGHE F.P. A nation-wide assessment of wastewater use in Pakistan: an obscure activity or a vitally important one?. **Water Policy**. v. 6, p. 197-206, 2004.

FADIGAS F.; AMARAL SOBRINHO N.M. B.; MAZUR N.; ANJOS L.H.C. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiras. **Bragantia**. v. 62, p. 151-59, 2002.

FEIGIN A.; RAVINA I.; SHALHEVET J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin. Springer-Verlag. 224p, 1991.

FIGUEIREDO C.C.; RESCK D.V.; CARNEIRO M.A.; RAMOS M.L. G.; SÁ J.C. M. Stratification ratio of organic matter pools influenced by management systems in a weathered Oxisol from a tropical agro-ecoregion in Brazil. **Soil Research**. v. 51, p. 133-141, 2013.

FIRMINO M.C.; FARIAS M.S.; MEDEIROS S.S.; GUERRA H.O.C.; GUIMARÃES J.P. Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária tratada sob cultivo do pinhão manso. **Agropec Cient Semiárido**, 2015.

FONSECA A. F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. Piracicaba: ESALQ.110p. Dissertação Mestrado, 2001.

FONSECA A. F. **Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem**. Piracicaba, 174p. Tese de Doutorado - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2005.

FONSECA A. F.; HERPIN U.; PAULA A. M.; VICTORIA R. L.; MELFI A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Sciencia Agrícola**. v. 64, n. 2, p. 194-209, 2007a.

FONSECA A. F.; MELFI A. J.; MONTEIRO F.; MONTES C. R.; ALMEIDA V. V.; HERPIN U. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85. bermudagrass. **Agricultural Water Management**. v. 87, p. 328-336, 2007b.

GALAVI M. A.; RAMROODI J. M.; MOUSAVI S.; GALAVI H. Effects of treated municipal wastewater on soil chemical properties and heavy metal uptake by sorghum (*Sorghum bicolor* L.) **J. Agric. Sci.** v. 2, n. 3, p. 235-241, 2010.

GHARAIBEH M. A.; GHEZZEHEI T. A.; ALBALASMEH A. A.; ALGHZAWI M. Z. Alteration of physical and chemical characteristics of clayey soils by irrigation with treated waste water. **Geoderma**. v. 276, p. 33-40, 2016.

GHARAIBEH M.A.; ELTAIF N.I.; AL-ABDULLAH B. Impact of field application of treated wastewater on hydraulic properties of vertisols. **Water Air Soil Pollut.** v. 184, p. 347-353, 2007.

GLOAGUEN T. V. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluente. **Agricultural Water Management.** v. 88, p. 119–131, 2007.

GOMES E. R. S.; SAMPAIO S. C.; CORRÊA M. M.; VILAS BOAS M. A.; ALVES L. F. A.; SOBRINHO T. S. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. **Engenharia Agrícola.** v.24, p.557-568, 2004.

GROFFMAN P. M. Nitrogen in the environment. In: SUMNER, M. E., ed. Handbook of soil science. Boca Raton, CRC Press, p. 190-200, 2000.

HOWARTH R. W.; SWANEY D. P.; BOYER E. W.; MARINO R.; JAWORSKI N.& GOODALE C. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States. **Biogeochem.** v. 79, p. 163-186, 2006.

HOWARTH R.W. & MARINO R. Nitrogen as the limiting nutriente for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. **Limnol. Oceanog.** v. 51, p. 364-376, 2006.

JORDÃO E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 5. ed. Rio de janeiro: ABES, 2009.

KHAN S.; CAO Q.; ZHENG Y.M.; HUANG Y.Z.; ZHU Y.G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China/ **Environmental Pollution.** v. 152, p. 686-692, 2008.

KIZILOGLU F.M.; TURAN .M.; SAHIN U.; ANGIN, I.; ANAPALI O.; OKUROGLU M. Effects of wastewater irrigation on soil and cabbage-plant (*Brassica oleracea* var. capitata cv. yalova-1) chemical properties. **J. Plant Nutr. Soil Sci.** v. 170, p. 166-172, 2007.

KOLCHINSKI E.M. & SCHUCH L.O.B. Eficiência no uso do nitrogênio por cultivares de aveia branca de acordo com a adubação nitrogenada. **R. Bras. Ci. Solo.** v. 27, p. 1033-1038, 2003.

KONDATOU I. M.; MICHAEL C.; DUAN X.; HE, X.; DIONYSION D. D.; MILLS M. A.; KASSINOS D. F. Dissolved effluent organic matter: Characteristics and potential implications in wastewater treatment and reuse applications. **Water Research.** v. 77, p. 213-248, 2015.

KOURAA A.; FETHI F.; LAHLOU A.; OUAZZANII N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane (Marocco). **Urban Water.** v. 4, p.373-378, 2002.

LEAL R.M.P.; FIRME L.P.; MONTES C.R.; MELFI A.J.; PIEDADE S.M.S. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola**. v. 66, n. 2, p. 242-249, 2009.

LEAL R. M. P. **Efeitos da irrigação com efluente de esgoto tratado em propriedades químicas de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 110p. 2007.

LEVINE A.D.; TCHOBANOGLIOUS G.; ASANO T. Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications **J. Water Pollut. Control Fed.** v. 57, n. 7, p. 805-816, 1985.

LIU W.H.; ZHAO, J.Z.; QUYANG Z.Y.; SÖDERLUND L.; LIU, G.H. Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. **Environ. Int.** v. 31, p. 805–812, 2005.

LO MONACO P. A.; MATOS A. T.; MARTINEZ H. E. P.; FERREIRA P. A.; MOTA, M. M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. **Irriga**. v. 14, n. 3, p. 348-364, 2009.

MAGGI C. F.; FREITAS, P. S. L. DE; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.15, n. 2, p. 170-177, 2011.

MAPANDA F.; MANGWAYANA E.N.; NYAMANGARA J.; GILLER K.E. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soil under vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agric. Ecosyst. Environ.** v. 107, p. 151–165, 2005.

MARTINS E. C. **Práticas agrícolas relacionadas à calagem do solo**. Minas Gerais: Embrapa Gado Leite, 6p. Boletim Técnico, v. 47, 2005.

MASS E.V. Crop tolerance to saline sprinkling water. **Plant and soil**. v. 89, p. 273-284, 1985.

MEDEIROS S. S.; SOARES A. A.; FERREIRA P. A.; MATOS A. T.; SOUZA J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Ver. Bras. de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande. v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.

MELI S.; PORTO M.; BELLIGNO A.; BUFO S.A.; MAZZATURA A.; SCOPA A. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. **The Science of the Total Environment**. v. 285, p. 69–77, 2002.

MELO V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**. Parte II. v. 2. Aplicações. Viçosa, MG: SBCS, 2009.

MELO V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**. Parte I. v. 1. Conceitos básicos. Viçosa, MG: SBCS, 2009.

MENDES I. C.; REIS JUNIOR, F.B. **Microrganismo e disponibilidade de fósforo (P) nos solos: Uma análise crítica**. Planaltina, DF, Embrapa Cerrado, 2003.

MOJIRI A. Effects of Municipal Wastewater on Physical and Chemical Properties of Saline Soil, **Journal of Biological & Environmental Sciences**, Bursa. v. 5, n. 14, p. 71-76, 2011.

NORTHCOTE J. H. & SKENE J. K. M. Australian soils with saline and sodic properties. Melbourne, CSIRO. 61p. (Soil Publication, 27).1972.

NORTON-BRANDÃO D.; SCHERRENBERG S.M.; LIER J.B. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes – a review of treatment Technologies. **J. Environ. Manage.** v. 122, p. 85-98, 2013.

NOVAIS R. F.; ALVARES V. V. H.; BARROS N. F.; FONTES R. L. F.; CANTARUTTI R. B. NEVES J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 1017p. 2007.

NUNEZ J.E. V.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. & MAZUR N. Sistema de preparo do solo e acúmulo de metais pesados no solo e na cultura do pimentão (*Capsum Annum L.*). **Ciência Rural**. v. 36, p. 113-119, 2006.

OLIVEIRA A. F. M.; FERNANDES F. G. B. C.; BATISTA R. O.; SOUZA L. D.; GURGEL M. T. Teores de metais pesados em cambissolo irrigado com água residuária doméstica e água de poço. **Rev. Ambient. Água**. v. 9, n. 2, 2014.

PASCHOALATO C. F. P. R.; MELLIS G. V.; CIRINO T. M. A. O **Enquadramento legal específico para o reúso de águas residuárias de ETE frente ao CONAMA 20**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 29, Paraná. 2004.

PEDRERO F.; ALLENDE A.; GIL M. I.; ALARCÓN J. J. Soil chemical properties, leaf mineral status and crop production in a lemon tree orchard irrigated with two types of wastewater. **Agricultural Water Management**. v. 109, p. 54–60, 2012.

PEDRERO F.; KALAVROUZOTIS I.; ALARCÓN J. J.; KOUKOULAKIS P.; ASANO T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture-Review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management**. v. 97, p. 1233–1241, 2010.

PINTO M. C. K.; CRUZ R. L.; FRIGO E. P.; FRIGO M. S.; HERMES E. Contaminação das águas subterrâneas por nitrogênio devido á irrigação com efluente do tratamento de esgoto. **Irriga**. v. 18, n. 2, 2013.

PRADO R. M. **Manual de nutrição de plantas forrageiras**. Jaboticabal (SP): Funep, 500p. 2008.

QADIR M.; WICHELNS D.; RASCHID-SALLY L.; MCCORNICK P.G.; DRECHSEL P.; BAHRI A.; MINHAS P.S. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. **Agricultural Water Management**. v. 97, p. 561–568, 2010.

QURESHI A. S.; HUSSAIN M. I.; ISMAIL S.; KHAN Q. M. Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater. **Chemosphere**. v. 163, p. 54-61. 2016.

RAIJ B.VAN.; ANDRADE J.C.; CANTARELLA H.; QUAGGIO J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas. 285p, 2001.

RICHARDS L.A. (Ed.). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Salinity Laboratory,. 160p. (Agriculture Handbook, 60). 1954.

RICHARDS. L. A. (Ed.). **Diagnóstico y rehabilitacion de suelos salinos y sodicos**. 5. ed. México: Centro Regional de Ayuda Técnica. il (Centro Regional de Ayuda Técnica. Manual de Agricultor, 60). 172p, 1970.

ROMEIRO J. C. T. **Atributos químicos do solo e crescimento de laranjeiras 'Pêra' irrigadas com efluente de esgoto tratado e fertilizadas com lodo de esgoto compostado**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, 2012.

RUSAN M.J.M.; HINNAWI S.; ROUSAN L. Long term effect of wastewaterirrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. **Desalination**. v. 215, p. 143–152, 2007.

SABESP. **Empresa Brasileira de Saneamento Básico no Estado de São Paulo**. www.sabesp.com.br. Acesso: Maio de 2018.

SALGOT M.; VERGE'S C.; ANGELAKIS A.N. Risk assessment in wastewater recycling and reuse. **Water Sci. Technol**. Water Supply, v. 3, p. 301-309, 2003.

SANTOS G. O. Aplicação de efluente de tratamento de esgoto, via aspersão, no solo e em *Brachiaria*. **Tese doutorado**, 197 p. Jaboticabal (SP). 2015.

SANTOS, G. O.; FARIA, R. T.; RODRIGUÊS, G. A.; DANTAS, G. F.; DALRI, A. B.; PALARETTI, L. F. Forage yield and quality of marandugrass fertigated with treated sewage wastewater and mineral fertilizer. **Maringá**. v. 39, n. 4, p. 515-523, 2017.

SANTOS H. G.; JACOMINE P. K. T.; ANJOS L. H. C.; OLIVEIRA V. A.; OLIVEIRA J. B.; COELHO M. R.; LUMBRERAS J. F.; CUNHA T. J. F.. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa. 353p. 2013.

SANTOS M. B. H.; SANTOS A. W.; LIMA V. L. A.; HAANDEL A. V.; MACEDO N. E.; SOUZA P. Salinidade de um solo, irrigado com água residuária e adubado com biossólido. **Revista Agropecuária Técnica**, Areia. v. 27, n. 1, p. 30–36, 2006.

SHARMA R.K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL F.M.; Heavy metals contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** v. 66, p. 258–266, 2007.

SILVA A. G. B. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto rico em sódio em propriedades químicas e físico-hídricas de um Argissolo e produtividade de capim Tifton 85 no município de Lins.** Dissertação de mestrado. 83p. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2013.

SILVA F. C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2º Edição **revista e ampliada.** – Brasília, DF. Embrapa Informação tecnológica. 2009.

SILVA J. B. G.; MARTINEZ M. A.; PIRES C. S.; ANDRADE I. P. S.; SILVA G. T. Avaliação da condutividade elétrica e pH da solução do solo em uma área fertirrigada com água residuária de bovinocultura de leite. **Irriga.** p. 250-263, 2012.

SILVA JÚNIOR W. R. **Atributos químicos do solo fertirrigado com efluente de esgoto tratado e fenometria de cultura do pimentão.** Dissertação de mestrado em agronomia. Brasília, 2016.

SILVA R.M. E. S. Matéria orgânica do solo. In: **Fertilidade do solo.** NOVAIS, R.F. et al (ed). Viçosa; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 1-64. 2007.

SILVA C. C.; SANTOS A. C. dos; SILVA G. F. da; ROCHA J. M. L. da; PIRES C. C.; OLIVEIRA L. B. T. de. Resposta do capim Marandu (*Brachiaria brizantha* Stapf) a aplicação de NPK e fontes de matéria orgânica. **Revista Amazônia: Ciência e Desenvolvimento.** v.7, n.17, 2012.

SINGH K.P.; MOHAN D.; SINHA S.; DALWANI R. Impact assessment oftreated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatmentplants on health agricultural, and environmental quality in the waste water disposal area. **Chemosphere.** v. 55, p. 227–255, 2004.

SINGH P.K.; DESHBHRATAR P.B.; RAMTEKE D.S. Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties: crop yield and environment. **Agric. Water Manage.** v. 103, p. 100–104, 2012.

SMANHOTTO A.; SOUSA A. P.; SAMPAIO S. S.; NÓBREGA L. H. P.; PRIOR P. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola.** v. 30, p. 347-357, 2010.

SMITH S.R.; GILLER K.E. Effective Rhizobium leguminosarum biovar Trifolii present in five soils contaminated with heavy metals from long-term applications of sewage sludge or metal mine spoil. **Soil Biol. Biochem.** v. 24, n. 8, p. 781–788. 1996.

SOUZA, I. F. de. Caracterização da qualidade do efluente tratado por lagoas de estabilização de esgoto no campus da UNESP, Botucatu, SP. **Tekhne e Logos,** v. 3, n. 3, 2012.

SUMNER M. E. Sodic soils: News perspectives. In: NAIDU R.; SUMNER M. E. & RENGASAMY P., eds. **Australian sodic soils: Distribution, properties and management**. National conference and workshop on sodic soils. Adelaide, Anais. 1995.

ŠRÁMKOVÁ M. V.; DIAZ-SOSA, V.; WANNER J. Experimental verification of tertiary treatment process in achieving effluent quality required by wastewater reuse standards. **Journal of Water Process Engineering**. v. 22, p. 41-45, 2018.

TUTA, N.F. **Desenvolvimento e produtividade da cana-de-açúcar no ciclo da cana-planta com aplicação de efluente de esgoto tratado via gotejamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, 131p, 2013.

URBANO V. R.; GRANDIZOLI T. M.; BASTOS R G., SOUZA C. F. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. **Agricultural Water Management**. v. 181, p. 108–115, 2017.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidelines for water reuse. 2 nd ed. Washington DC: USEPA, (ReportnEPA/625/R-4/108). 2004.

USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Guidelines for Water Reuse**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. 2012.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Land treatment of municipal wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow, EPA 625/1-81-013a. Cincinnati, Ohio, USA: Process design manual technology transfer. Center for Environmental Research Information.121p. 1984.

VELOSO M. E. C.; DUARTE S. N.; SILVA I. J. O. Potencial de uso de águas residuárias na agricultura como suprimento hídrico e nutricional. **Engenharia Rural**. v. 15, p. 79-86, 2004.

VILELA, L.; SOARES, W. V.; SOUSA, D. M. G. de; MACEDO, M. C. M. **Calagem e adubação para pastagens na região do cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrado. Circular Técnico 37. 1998. 16p.

WWDR (United Nations World Water Assessment Programme). **The United Nations World Water Development Report. Wastewater: The Untapped Resource**. Paris, UNESCO. 2017.

YAMADA T.; ABDALLA S. R. S.; **Fósforo na agricultura brasileira, POTAFOS**: Piracicaba, 726p. 2004.

YANG J.; HUANG Z.C.; CHEN T.B.; LEI M.; ZHENG Y.M.; ZHENG G.D.; SONG B.; LIU Y.Q.; ZHANG C.S. Predicting the probability distribution of Pb-increased lands in sewage-irrigated region: a case study in Beijing, China. **Geoderma**. v. 147, p. 192–196, 2008.