Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Reúso agrícola em planta forrageira: impacto pela irrigação com
efluente tratado de abatedouro no fluxo de gases e na solução do
solo

Luma Danielly Dominical

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Engenharia
de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2018

Luma Danielly Dominical
Engenheira Agrônoma

**Reúso agrícola em planta forrageira: impacto pela irrigação com efluente
tratado de abatedouro no fluxo de gases e na solução do solo**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:

Profa. Dra. **TAMARA MARIA GOMES**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Engenharia
de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Dominical, Luma Danielly

Reúso agrícola em planta forrageira: impacto pela irrigação com efluente tratado de abatedouro no fluxo de gases e na solução do solo / Luma Danielly Dominical. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011 - - Piracicaba, 2018.

90 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Águas residuárias 2. *Coastcross* 3. Emissão dos gases do efeito estufa 4. Solutos no solo 5. Produtividade da água l. Título

Aos meus pais e irmãos
Eterna gratidão e amor
Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, pois colocou em meu caminho as pessoas que fizeram parte desta conquista e concedeu este mestrado.

À minha família, por estarem ao meu lado em todos os momentos.

À Escola de Agricultura 'Luiz de Queiroz' e Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos pela oportunidade de aprimoramento profissional.

À Professora Doutora Tamara Maria Gomes, pela orientação no decorrer do mestrado.

Ao Professor Doutor Edson Eiji Matsura, por me encorajar a seguir a carreira acadêmica.

Ao James, por desempenhar os trabalhos pesados no experimento.

À Aline Nazário pela amizade e ensinamentos.

Aos amigos que contribuíram para a minha conquista, são eles: Ana Cristina, Gilberto, Laís e Natália.

Ao Grupo GEBio – Sistemas e Engenharia, em especial, aos alunos de pós-graduação e iniciação científica que ajudaram a conduzir o experimento.

À todas as irmãs da Igreja do Nazareno Central – Campinas, pelas orações e amizade.

E a coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa e ao CNPq pelo financiamento à pesquisa (Auxílio Pesquisa CNPq Universal Processo Nº 458213/2014-4).

“E sabemos que todas as coisas contribuem juntamente para o bem daqueles que amam a Deus, daqueles que são chamados segundo o seu propósito.”

Romanos 8:28.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT.....	9
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. Aplicação de águas residuárias na agricultura	13
2.1.1. Irrigação com efluente de abatedouro	14
2.1.2. Tratamento anaeróbio de águas residuárias.....	16
2.2. Capim <i>coastcross</i>	17
2.3. Manejo da irrigação.....	18
2.4. Solução do solo	19
2.5. Produtividade da água	20
2.6. Gases de efeito estufa.....	21
2.6.1. Ciclos biogeoquímicos	23
2.6.1.1. Ciclo do Nitrogênio	23
2.6.1.2. Ciclo do Carbono.....	24
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1. Área de estudo.....	27
3.2. Delineamento experimental	28
3.3. Efluente	28
3.4. Solo, adubação e manejo da cultura.....	30
3.5. Irrigação	33
3.5.1. Manejo da irrigação.....	34
3.6. Solução do solo	36
3.7. Gases de efeito estufa.....	37
3.8. Produtividade da água	37
3.9. Análises dos resultados	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1. Dados climáticos.....	39
4.2. Efluente e água superficial para irrigação	40

4.3. Manejo da irrigação.....	42
4.4. Aporte de nutrientes	45
4.5. Solo.....	47
4.5.1. Inverno – Primavera	47
4.5.2. Verão	52
4.6. Solução do solo	53
4.6.1. Inverno – Primavera	53
4.6.2. Verão	56
4.7. Produtividade da água	59
4.7.1. Inverno – Primavera	59
4.7.2. Verão – Outono	60
4.8. Fluxo de gases do solo.....	61
4.8.1. Gás carbônico (CO ₂).....	64
4.8.2. Metano (CH ₄)	66
4.8.3. Óxido Nitroso (N ₂ O)	68
5. CONCLUSÃO.....	71
REFERÊNCIAS.....	73

RESUMO

Reúso agrícola em planta forrageira: impacto no fluxo de gases e na solução do solo pela irrigação com efluente tratado de abatedouro

O reúso da água é uma prática amplamente estudada e recomendada por diversos pesquisadores como alternativa viável para suprir as necessidades hídricas e, parte das demandas nutricionais das plantas. No Brasil, esta atividade está em processo de desenvolvimento. Sua implantação está condicionada a especificidades locais, respeitando as legislações dos recursos hídricos, proteção ao meio ambiente e saúde pública. Além de fatores como qualidade do efluente tratado e seleção de culturas a serem irrigadas, faz-se necessário aplicar práticas adequadas de manejo, para conservação das propriedades físico-químicas e biológicas do sistema solo, planta e atmosfera. Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo a avaliação do comportamento dos íons na solução do solo e no solo, do fluxo de gases do efeito estufa e da produtividade da água da cultura, em um sistema de produção irrigado com efluente de abatedouro tratado por sistema anaeróbio, no cultivo de capim *coastcross* para feno, em diferentes doses de adubação nitrogenada. O delineamento experimental adotado foi em blocos ao acaso, com cinco tratamentos e quatro repetições, sendo estes: T1 – irrigação com água superficial e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN) recomendada; T2, T3, T4 e T5 – irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 0; 33%; 66% e 100 % de AN, respectivamente. Sendo a AN 50 kg ha⁻¹ corte⁻¹ de nitrogênio, na forma de ureia. O solo foi avaliado quimicamente nas profundidades de 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, para os parâmetros de fertilidade e sódio trocável. A solução do solo foi obtida por pasta de saturação para posterior análise dos íons Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻ e NH₄⁺. A produtividade da água foi determinada pela relação entre produção de massa seca do capim e lâmina de irrigação mais precipitação pluviométrica. A coleta de gases do solo foi realizada por câmaras estáticas e os gases analisados foram gás carbônico, metano e óxido nitroso, por cromatografia gasosa, para determinação do fluxo de gases do solo. Os dados foram avaliados nas estações inverno-primavera (ano 2017) e verão-outono (ano 2018). Os resultados comprovam o potencial do uso de efluentes tratados de abatedouro na irrigação do capim *coastcross*, como forma complementar ao tratamento anaeróbio. O manejo adotado concentrou os elementos químicos do solo na camada 0-0,20 m, profundidade efetiva do sistema radicular do capim. O aporte de sais ao solo ocorreu nos tratamentos com efluente, no período inverno-primavera, as precipitações ocorridas no período seguinte (verão) foram suficientes para lixiviar os sais para a camada inferior do solo. A análise de solução do solo comprovou o potencial de lixiviação de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito, durante todo o período estudado, principalmente para o tratamento com efluente tratado de abatedouro e 100% da AN. Os tratamentos não influenciaram a produtividade da água. A avaliação do fluxo de gases de efeito estufa do solo comprovou a influência das variáveis climáticas e da umidade do solo, ao longo do tempo. O fluxo de CO₂ foi maior na coleta de dezembro/2017, incrementado nos tratamentos com efluente. Considerando a dinâmica de solutos no solo, o potencial do aporte de nutrientes e o teor salino do efluente, assim como o fluxo de gases de efeito estufa do solo, o tratamento com efluente tratado de abatedouro, sem adubação nitrogenada, foi o tratamento mais adequado para as condições de desenvolvido do experimento.

Palavras-chave: Águas residuárias; *Coastcross*; Gases de efeito estufa; Solutos no solo; Produtividade da água

ABSTRACT

Agricultural reuse in pasture: impact on the flow of gases and soil solution by irrigation with treated effluent from slaughterhouse

Water reuse is a practice widely studied and recommended by several researchers as a viable alternative to meet water needs and part of the nutritional demands of plants. In Brazil, this activity is in the process of development. Its implementation is conditioned to local specificities, respecting the laws of water resources, protection of the environment and public health. In addition to factors such as the quality of the treated effluent and the selection of crops to be irrigated, it is necessary to apply appropriate management practices for the conservation of the physical-chemical and biological properties of the soil, plant and atmosphere system. In view of the above, the present work had the objective of evaluating the behavior of the ions in soil and soil solution, the greenhouse gas flow and the crop water productivity, in an irrigated production system with treated slaughterhouse effluent by anaerobic system, in the cultivation of coastcross grass for hay, at different doses of nitrogen fertilization. The experimental design was a randomized complete block design, with five treatments and four replications: T1 - irrigation with superficial water and addition of 100% of recommended nitrogen fertilization (AN); T2, T3, T4 and T5 - irrigation with treated effluent from slaughterhouse and addition of 0; 33%; 66% and 100% AN, respectively. Being the AN 50 kg ha⁻¹ cut⁻¹ of nitrogen, in the form of urea. The soil was chemically evaluated at depths of 0-0,20 m and 0,20-0,40 m, for fertility and exchangeable sodium parameters. The solution of the soil was obtained by saturation paste for later analysis of Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻ and NH₄⁺ ions. The water productivity was determined by the relation between dry mass production of the grass and irrigation blade plus rainfall. Soil gas collection was performed by static chambers and the gases analyzed were carbon dioxide, methane and nitrous oxides, all by gas chromatography, to determine the flow of soil gases. The data were evaluated in the seasons winter-spring (2017) and summer-autumn (2018). The results confirm the potential of the use of treated effluents from slaughterhouse on coastcross grass irrigation as a complementary form to the anaerobic treatment. The management adopted concentrated the chemical elements of the soil in the layer 0-0,20 m, effective depth of the grass root system. The contribution of salts in the soil occurred in the treatments with effluent, in the winter-spring period, the precipitations occurred in the following period (summer) were sufficient to leach the salts to the lower layer of the soil. The soil solution analysis showed the potential of nitrogen leaching in the form of nitrate and nitrite, during the whole studied period, mainly for treatment with slaughterhouse treated effluent and 100% AN. Treatments did not influence water productivity. The evaluation of the flow of greenhouse gases from the soil proved the influence of climatic variables and soil moisture over time. The CO₂ flux was higher in the collection of December / 2017, increased in the treatments with effluent. Considering the dynamics of solutes in the soil, the nutrient supply potential and the saline content of the effluent, as well as the greenhouse gas flow of the soil, treatment with treated effluent from slaughterhouse, without nitrogen fertilization, was the most appropriate treatment for the developed conditions of the experiment.

Keywords: Wastewater; *Coastcross*; Greenhouses gas fluxes; Soil solution; Water productivity

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são essenciais e indispensáveis à vida, além disso, exercem importância no sistema ambiental, nas necessidades pessoais do ser humano, na economia e no desenvolvimento das civilizações (SOUZA et al., 2014).

Devido à escassez deste recurso no setor da agricultura, em determinadas regiões, os efluentes tratados representam uma fonte de água e nutrientes disponíveis para uso em irrigação durante os períodos de estiagem e/ou em regiões com pouca oferta de água. Neste contexto, o reúso planejado de água apresenta-se como uma oportunidade de valorização e manutenção da atividade agrícola (BARBOSA, 2014).

A reutilização de águas para a irrigação de culturas ainda é uma prática recente no Brasil, porém quando avaliadas as produtividades de diferentes culturas pela aplicação da irrigação com águas residuárias tratadas podem ser observados os benefícios que a prática pode oferecer. Dentre estas avaliações, podemos destacar as realizadas em milho forrageiro (AZEVEDO et al., 2007), tifton 85 (MATOS et al., 2008), cana-de-açúcar (GONÇALVES et al., 2017), beterraba (GOMES et al., 2015), feijão-de-porco (LACERDA et al., 2011) e tomate (MANSO et al., 2016). A escolha da cultura a receber águas residuárias deve, não só apresentar características produtivas favoráveis, como por exemplo, tolerância à salinidade, mas também garantir a segurança do alimento, ou seja, a produção final deve ser isenta de contaminações microbiológicas.

O capim produzido para feno é uma alternativa a receber irrigação com efluentes tratados. Um exemplo é o capim *coastcross*, além das características nutricionais e morfológicas, esta forragem possui a capacidade em receber irrigação com águas residuárias ricas em sais sem comprometer a sua produtividade, pois é uma cultura tolerante a salinidade (AYERS & WESTCOT, 1999).

Uma vez que o crescimento e o desenvolvimento adequado das plantas dependem do teor de água e nutrientes no solo além de se empregar os recursos hídricos de forma racional, o conhecimento e monitoramento do teor de água presente no solo tem significativa importância (KITIC; CRNOJEVIC-BENGIN, 2013).

Em sua totalidade, a qualidade das águas utilizadas em irrigação é determinada em função da concentração e a importância dos seus constituintes, que pode variar significativamente conforme o tipo e a quantidade de sais dissolvidos. A qualidade dos efluentes terá influência direta no desenvolvimento das culturas, quando estas forem irrigadas e consequentemente na dinâmica de solutos no solo (BRITO; ANDRADE, 2010).

O fornecimento de nutrientes pelas águas residuárias tratadas é variável não só no tipo de indústria, mas também no produto a ser fabricado, por exemplo, no abatedouro, dependendo do

abate (suíno, bovino, frango, etc.), os resíduos terão cargas orgânicas diferenciadas, dessa forma os nutrientes disponíveis para a irrigação, também serão alterados. Nos efluentes orgânicos a carga de nitrogênio, mesmo após tratamento por sistema biológico, ainda é alta, por isso a disponibilidade aos cultivos pode reduzir a adubação nitrogenada (GOMES et al., 2009; FONSECA et al., 2007).

O impacto na atmosfera ocasionado pela substituição de fertilizantes químicos pela irrigação com águas residuárias é avaliado pelo fluxo de gases de efeito estufa do solo, principalmente pela emissão de óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e emissão ou sequestro de dióxido de carbono (CO_2). Pesquisas demonstram que a irrigação com efluentes possuem potencial de aumento nas emissões de N_2O e CO_2 (YAN-DONG et al., 2012).

A hipótese levantada é que a irrigação por aspersão com efluente tratado de abatedouro altera o comportamento de solutos e o fluxo de gases do efeito estufa do solo. Diante do cenário exposto, a pesquisa em questão, teve como objetivo avaliar a concentração dos íons na solução do solo e no solo, fluxo de gases de efeito estufa do solo e a produtividade da água em um sistema de produção de capim *coastcross* irrigado por aspersão com efluente de abatedouro tratado por sistema anaeróbio, em diferentes doses de adubação nitrogenada.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Aplicação de águas residuárias na agricultura

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), o Brasil é o país com maior proporção de água doce do planeta. Avalia-se que a disponibilidade seja aproximadamente de 12%. Porém, sua fragmentação dentro do país se comporta de maneira desequilibrada, sendo a região Norte a porção com elevada quantidade de água no território nacional.

No setor agrícola, o país consome em torno de 60% de água disponível e está entre os dez países com maior área equipada para irrigação do mundo, distribuídos em um território de 6,95 milhões de hectares. Evidenciando um desenvolvimento mais expressivo desta atividade nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Tocantins, Bahia, Rio Grande do Sul e Goiás (ANA, 2017).

Entretanto, uma maior demanda de água para a irrigação associada ao crescimento demográfico têm ocasionado pressões sobre os recursos hídricos devido as diversas atividades requeridas pelo sistema agrícola e urbano. Neste contexto, uma alternativa que têm auxiliado na minimização deste problema é a adoção da reutilização ou reuso da água (SILVA et al., 2014).

O reuso da água é definido como uma tecnologia que consiste no conjunto de procedimentos e técnicas, realizadas de maneira combinada ou isolada, a fim de promover a reutilização da água com menor ou maior grau de tratamento (MANCUSO; SANTOS, 2003).

As águas residuais tratadas constituem uma aplicação que tem sido empreendida em todo o mundo. São exemplos de países que compõem a realização desta atividade: Israel, França, Grécia, Itália, Portugal, Espanha, Estados Unidos e Austrália (BARBOSA et al., 2014). O Brasil, no entanto, está iniciando o processo implantação das práticas de reúso, apoiadas pelas legislações ambientais federais CONAMA 357/2005 e CONAMA 430/2011.

A garantia de sucesso da aplicação desta novidade está relacionada com a aceitação do público consumidor dos produtos irrigados com essa água de menor qualidade. Os motivos dentre os quais determinam a rejeição pela sociedade desta prática podem ser: informação inadequada aos riscos relacionados à prática; complexidade das práticas para instalação de rotinas de pesquisas epidemiológicas; gestão pouco eficiente das concepções sociais associados com a prática; falta de convergência de interesses e informações entre cientistas e formuladores de políticas no âmbito sanitário, ambiental e de recursos hídricos. Os aspectos que associam a atitude da sociedade devem ser levados em consideração, por exemplo, locais onde verifica-se pouca disponibilidade de água as pessoas costumam ter maior aceitabilidade da prática de reúso. Uma vez que instaladas estas áreas, ocorre a viabilidade de aprovação social (SALGOT, 2008).

No aspecto ambiental, a utilização do reúso na irrigação de plantas tem se tornado atraente por proporcionar uma alternativa ao consumo de água de boa qualidade, preservando os recursos

hídricos e diminuição da poluição. Estes benefícios se estendem à população, uma vez que por meio das pesquisas elas adquirem uma mentalidade de uso racional da água e, como resultado, também influencia na conservação do meio ambiente (ALMEIDA, 2011). Além disso, salienta-se que a exploração agrícola das águas residuárias pode promover a substituição parcial de fertilizantes químicos, fornecendo nutrientes para as plantas e solo, uma vez que estão presentes em sua composição (DANTAS et al., 2009).

Porém, segundo Fonseca (2001), deve-se ficar atento, pois não é uma prática isenta de riscos. Especialmente devido pela persistência de determinados constituintes no pós-tratamento do efluente e de organismos patogênicos. Pode ainda conter sólidos suspensos, prejudiciais ao solo e às plantas, ao ser humano e aos sistemas de irrigação, respectivamente. Além disso, Lira et al., (2015), afirmam que a irrigação com águas residuais pode ocasionar contaminações nas plantas da área vizinha aos campos irrigados e no ar.

2.1.1 Irrigação com efluente de abatedouro

A cadeia produtiva do setor pecuário de criação de gado de corte tem grande importância na produção e comércio no cenário brasileiro. O rebanho em todo território nacional corresponde a 218,23 milhões de cabeças (IBGE, 2016). Além disso, a atividade possui estável mercado consumidor interno e crescente comércio externo com receitas de 6 bilhões de reais e PIB próximo à 45% e potencial abate de animais devido ao inovador parque industrial (GOMES et al., 2017).

O complexo cárneo, segundo Djekic et al., (2015), é composto por quatro subsistemas. O primeiro, consiste nos locais onde os animais recebem todos os cuidados e condições necessárias para seu desenvolvimento. O próximo subsistema equivale ao abatedouro. Neste, ocorrem as atividades de recepção e confinamento dos animais vivos, seguido do abate e refrigeração das carcaças. Logo em seguida, acontecem as práticas de recepção da preparação das carcaças, tratamentos térmicos e de resíduos até o armazenamento final dos produtos cárneos. Para este conjunto de atividades, dá-se o nome de planta de processamento da carne. E finalmente o quarto subsistema, representado pelos estabelecimentos de comercialização dos produtos cárneos. Neste texto, daremos ênfase ao segundo subsistema, ou seja, abatedouro - matadouro.

De acordo com Pacheco e Yamanaka (2006), abatedouro-matadouro constitui-se em uma área nos quais os abates dos animais são efetuados a fim de produzir carcaças (carne com ossos) e vísceras comestíveis. Algumas unidades também fazem a desossa das carcaças e produzem os chamados “cortes de açougue”, no entanto, não industrializam a carne.

Os sedimentos originários desta atividade detêm grande impacto ambiental, dado que apresentam alta taxa de matéria orgânica e resíduos poluentes (PARDI et al., 2006). Além disso, ocorrem lançamentos gasosos provenientes de diversas etapas do processo produtivo (SCHENINI et al., 2014). Esta circunstância encoraja pesquisas, uma vez que as empresas desejam alcançar e exibir uma evolução ambiental apropriada (THEBALDI et al., 2010; COSTA et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2015; PIERRE et al., 2017). Portanto, antes de serem lançados no ecossistema, os resíduos carecem de uma separação e tratamento convenientes.

A identificação dos elementos nos efluentes é fundamental para decidir o tratamento, em virtude dos rejeitos serem de diferentes procedências (PACHECO E YAMANAKA, 2008). Suas particularidades mais importantes, de acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2008), correspondem pelo elevado conteúdo de fósforo, sal e alta carga orgânica, devido a existência de componentes como: sangue, gordura, esterco, conteúdo estomacal não-digerido e conteúdo intestinal e finalmente, por flutuações de pH em função do uso de agentes de limpeza ácidos e básicos.

Para selecionar a técnica adequada de tratamento de efluentes, segundo Metcalf et al. (2015), há a necessidade de uma análise aprimorada dos fatores com base nos processos, cinética de reação, coeficientes cinéticos e equações de taxas, tipos de reatores, transferência de massa, critério de carga, permissão de descarga e finalmente, banco de testes. Habitualmente, para o tratamento dos efluentes de agroindústrias são utilizados reatores biológicos anaeróbios, tendo como modelo principal os Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente, preferencialmente reatores UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (VON SPERLING, 2005).

Os parâmetros microbiológicos e físico-químicos, deste resíduo líquido, alteram conforme alguns fatores, dentre eles destacam-se as características e teores de água consumida no período do abate, quantidade de animais abatidos e o grau de reaproveitamento de subprodutos. Além do processo de limpeza das instalações, considerando, neste caso, os currais de chegada e a sessão de atordoamento (MASSÉ; MASSÉ, 2000). Os indicadores relevantes na caracterização de águas residuais e principais padrões de poluição nas atividades de matadouros constituem na Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos em Suspensão (SS), nitrogênio total (N), fósforo total (P) e pH (VON SPERLING, 2005; PARDI et. al., 2006).

Pesquisas de processamento de carne bovina em geram efluentes com os seguintes valores médios $DBO = 2649 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, $DQO = 5577 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, Sólidos Solúveis Totais (SST) = 3092 mg L^{-1} , Nitrogênio Total (NT) = 156 mg L^{-1} , Fósforo Total (PT) = $42,8 \text{ mg L}^{-1}$ e $pH = 6,5$ (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015), enquanto, Pereira et al., (2016) alcançaram valores médios de $DBO = 2401 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, $DQO = 6242 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, Sólidos Totais (ST) = 7528

mg L⁻¹, Nitrogênio Total (NT) = 466 mg L⁻¹, pH = 7,3, nitrogênio amoniacal = 410 mg L⁻¹ e Fósforo Total (PT) = 28 mg L⁻¹.

Desta maneira, é relevante inteirar-se sobre a constituição dos efluentes, parâmetros físico-químicos, biológicos e impactos ambientais causados pelos lançamentos no ambiente, para o desenvolvimento de pesquisas e tomada de decisões referente ao tratamento mais adequado e para a aplicação da prática da irrigação com efluentes tratados de abatedouro – matadouro.

2.1.2 Tratamento anaeróbio de águas residuárias

Inicialmente, esclarece-se brevemente que em tratamento biológico de resíduos orgânicos os sistemas mais utilizados são os aeróbios e/ou anaeróbios. Neste texto, será abordado o tratamento biológico anaeróbio, visto sua importância no tratamento de efluentes gerados pela agroindústria.

A digestão anaeróbia consiste no processo de degradação biológica da matéria orgânica dos resíduos provenientes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), efluentes resultantes de produções agrícolas e de dejetos de suínos, aves e bovinos mediante os grupos de microrganismos pertencentes aos domínios de *Bactérias* e *Archaeas* que trabalham em condições de ausência de oxigênio que dentre os subprodutos gera metano, dióxido de carbono, água, gás sulfídrico e amônia (BRASIL, 2015).

Dentre as referências para os sistemas de tratamento por digestão anaeróbia estão os filtros anaeróbios e os reatores de alta taxa, capazes de receber maiores quantidades de carga orgânica por unidade volumétrica, como os reatores UASB ou RAF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado), lagoas anaeróbias e os tanques sépticos (FARRUGIA, 2012). No Brasil, as experiências com elevado potencial de tratamento de esgoto em sistemas anaeróbios têm se mostrado bem-sucedidas quando há o uso de reatores UASB (CHERNICHARO, 2007).

A operação do reator UASB consiste em um sistema de compartimentos associados. A infiltração do afluente ocorre por intermédio de um sistema de distribuição no fundo do reator, posteriormente a um tratamento preliminar ao qual o resíduo é submetido a fim de eliminar as partículas grosseiras do rejeito. Na sequência, o esgoto entra por fluxo ascendente pelo sistema de digestão, composto pela manta e leito de lodo, e sofre degradação pelos microrganismos anaeróbios gerando biogás, biomassa e efluente tratado (SANTOS et al., 2017). A Figura 1, apresenta os compartimentos e um esquema do funcionamento de um reator.

Figura 1 - Compartimento e esquema de funcionamento de um reator UASB. Fonte: BARROS, 2016.

Os produtos da digestão anaeróbia pelo tratamento com reator UASB possuem diferentes destinos. A biomassa, em sua maior parte, permanece no compartimento inferior do reator, embora uma pequena parcela é arrastada com o efluente e bolhas de gás para o separador trifásico. Sua porção mais pesada irá ser removida do efluente pelo compartimento de decantação e retornará para o leito e manto de lodo, já a mais leve irá compor o efluente tratado. O biogás, formado na interface líquido-gás do separador trifásico será conduzido por intermédio das tubulações existentes na parte superior do reator para a atmosfera. E o efluente tratado tem como destino final o meio urbano, industrial ou agrícola (BRASIL, 2015).

Os benefícios da aplicação do UASB para o tratamento por digestão anaeróbia de resíduos orgânicos consistem em um tratamento de efluentes com elevada carga de matéria orgânica com baixo valor aquisitivo (AMORIM, 2015). Além disso, geram baixo teor de lodo e biogás, compondo uma estrutura compacta capaz de ocupar uma pequena área (BARROS, 2016). No entanto, como fatores limitantes do sistema tem-se que o reator possui uma eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) entre 60-70% e seu desempenho sujeita-se a quantidade de sólidos suspensos totais existente nos resíduos brutos (RODRIGUES, 2010).

2.2 Capim *coastcross*

O gênero *Cynodon*, forma um conjunto de forrageiras originárias da África que de acordo com sua disposição geográfica se evidencia em oito espécies. A peculiaridade que descreve esta espécie africana é a existência de rizomas subterrâneos nas *Cynodon dactylon*, conhecidas como Gramas Estrela (sem rizoma) e Grama Bermuda (com rizoma). Entre as gramíneas com rizoma

destaca-se a de nome científico *Cynodon dactylon* (L.) Pers ou *coastcross*, que corresponde a uma cultivar híbrida, lançada nos Estados Unidos em 1995 (PEDREIRA, 2005).

De acordo com o mesmo autor, a utilidade desta gramínea constitui-se em alimentar animais de elevada produção em pastejo direto, associação com espécies de leguminosas de inverno para melhorar a produção de forragem e fenação, uma vez que os melhores fenos de gramíneas do gênero *Cynodon* são obtidos do cultivar *coastcross*.

No Brasil, avalia-se que 75% da área empregada pela agricultura seja ocupada por pastagens, que correspondem a aproximadamente em termos totais 20% do país. Além disto, 88% do produto do setor cárneo do país é oriundo de rebanhos de animais que se alimentam de plantas forrageiras (AMORIM et al., 2017).

As particularidades da *Cynodon dactylon* (L.) Pers traduzem-se em plantas de crescimento prostrado e de caráter colonizador. Além disso, são perenes, não rizomatosas, que apresentam colmos variando de 10 a 25 cm de comprimento. Suas folhas encontram-se curtas com bainhas estriadas, comprimidas e pouco pubescentes. O meristema apical está próximo ao nível do solo, conferindo resistência ao pastejo e pisoteio. Adaptam-se melhor em áreas com boa distribuição de chuva ao longo do ano e requerem o pH do solo variando entre 5,6 a 6,5. Exigem solos de alta fertilidade bem como adubações fosfatadas e potássicas anteriormente ao plantio (LEITE; MACHADO, 1999).

Em busca de inovações para o aperfeiçoamento do sistema produtivo com pastagem a aplicação da irrigação com efluentes tratados tem sido estudada. As plantas forrageiras selecionadas para estes fins devem ser perenes, com alta capacidade de extração de nutrientes, produção de matéria seca, cortes frequentes e sucessivos ao longo da maior parte do ano, que cubram bem o solo e sejam palatáveis aos animais. Além disto, precisam adaptar-se às condições de clima e solo locais, baixa susceptibilidade a pragas e doenças e tolerância à salinidade e toxicidade a íons específicos (ERTHAL et al., 2010).

Neste contexto, a utilização do capim do gênero *Cynodon* é uma alternativa, sendo uma forrageira tropical que apresenta satisfatório potencial em receber irrigação com águas residuárias mantendo produtividade (QUEIROZ et al., 2004; FONSECA et al., 2001).

2.3 Manejo da irrigação

A irrigação tem se tornado uma das alternativas aplicadas pelos agricultores a fim de intensificar as atividades de corte e leite, minimizando as perdas de qualidade das forragens causados pelos processos edafoclimáticos das cultivares do gênero *Cynodon* e aumentando a

distribuição de água ao longo do ano nas regiões onde ocorre escassez de recursos hídricos (REIS et al., 2017).

Além disso, a aplicação de água em pastagens também é associada ao aumento da produtividade da pastagem (VOLTOLINI et al., 2011). Em estudo com o objetivo de caracterizar a fase de estacionalidade de produção de matéria seca de seis espécies forrageiras irrigadas em um período de dois anos, Rassini (2004), observou que a espécie *Cynodon dactylon* cv. *coastcross* obteve uma produção de 16,1 t ha⁻¹ para o sistema irrigado contra 12,7 t ha⁻¹ no sistema não irrigado.

A aplicação de água via irrigação em plantas do gênero *Cynodon* tem crescido nos últimos anos, dos quais os fatores importantes em projeto e manejo da irrigação que devem ser levados em consideração, segundo Alencar et al., (2009), são: quantidade e qualidade da água, planta plani-altimétrica, estimativa de evapotranspiração (ET), estimativa da lâmina de irrigação, profundidade efetiva do sistema radicular (Z), capacidade real de água do solo (CRA), lâmina de irrigação real necessária (IRN), fator de disponibilidade de água no solo (f), lâmina de irrigação real necessária (ITN), turno de rega e jornada diária de serviço, seleção de aspersores e impactos dos parâmetros de irrigação.

Esta técnica, além de garantir vantagens produtivas para o agricultor, também promove eficiências qualitativas nas forragens (REIS et al., 2017), tornando-se essencial para diminuir as deficiências que ocorrem na planta, devido ao déficit de água que ocorrem em momentos específicos do ano (AMARAL, 2014).

2.4 Solução do solo

O solo é um sistema trifásico composto pelas fases gasosa, líquida e sólida do qual um equilíbrio dinâmico e adequado entre estas três fases permite a capacidade de produção agrícola (SODRÉ, 2012). A fase líquida do solo consiste em uma solução que interfere no crescimento das plantas e ocupa normalmente parte dos poros do solo (MIRANDA et al., 2006) ou a fase aquosa do solo que em um dado instante apresenta substâncias orgânicas e minerais dissolvidas (BLANCO, 2006).

Geralmente, o teor líquido do solo, é abordado ora pelos íons dissolvidos e a decorrência da sua concentração no desempenho das plantas e no solo, referindo-se qualitativamente como solução do solo. Ora sendo descrita de maneira quantitativa, conceituando como água no solo. Neste ponto, enfatiza-se a quantidade de água real no solo, seu deslocamento em função de gradientes de energia e permeabilidade de solo (NUNES; REZENDE, 2015). No entanto, sob ponto de vista biogeoquímico, este último não é uma perspectiva adequada, pois o termo “água

do solo” pressupõe certo estado de pureza desconsiderando a importância da quantidade de solutos dissolvidos (LEPSCH, 2011).

Sua composição depende dos elementos e compostos químicos adsorvidos em torno dos colóides, nos quais inclui diferentes teores de sais minerais e gases dissolvidos (LEPSCH, 2010). Os principais íons existentes (cátion trocáveis e ânions) compartilham o ambiente com um elevado teor de complexos hidrofílicos orgânicos e inorgânicos, metalo-complexos, partículas hidrofóbicas dispersas, microrganismos e minerais de dimensões coloidais (SODRÉ, 2012).

Além disso, a solução do solo dispõe fundamental interesse em pesquisas de contaminação do ambiente incluindo a dinâmica da determinação e análise de solos afetados por sais e monitoramento da acessibilidade de nutrientes para as plantas (SOUZA et al., 2013). O seu entendimento proporciona a compreensão das modificações físico-químicas e na relação dos nutrientes na dinâmica do sistema atmosfera-solo-planta, como também, o acompanhamento das diferentes técnicas de melhoramento do solo (NUNES; REZENDE, 2015).

A amostragem da solução do solo pode ser feita em campo ou em laboratório. Estudiosos têm buscado métodos eficazes de extração da solução devido à dificuldade em conseguir um valor de concentração iônica mais próximo da realidade (NUNES; REZENDE, 2015). Dentre eles ressalta-se os métodos por cápsulas extratoras porosas (SALOMÃO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2011; SILVA et al., 2000), centrifugação (NAMBU et al., 2005), pasta de saturação do solo (RUIZ et al., 2004) e extratos aquosos em diferentes relações solo e água (MOTA et al., 2006).

O método da pasta saturada sugerida por Richards (1954) é bastante utilizado no Brasil e traduz-se em uma técnica bastante empregada na calibração dos demais processos de extração de solução de solo. Todavia, representa em um procedimento destrutivo, produzindo alterações na estrutura do solo. Além disso, apresenta uma extração vagarosa e pode ser subjetivo com relação ao ponto indicador de saturação do solo (SOUZA et al., 2013).

2.5 Produtividade da água

No Brasil, o sistema de irrigação em plantas forrageiras mais utilizado é aspersão. No entanto, tem sido realizada de maneira inadequada, pelo excesso de água aplicada, resultando em danos ao ambiente, gastos desnecessários de energia elétrica e de recursos hídricos, lixiviação de nutrientes e aumento da compactação do solo. Consequentemente, a um manejo de água inapropriado, o capim irá apresentar diminuição do tempo de cultivo e produção (ALENCAR et al., 2009).

Em consideração aos princípios de conservação da água e energia, sem diminuir a produção econômica da cultura, deu-se o conceito de Produtividade da Água (CAMARGO,

2016). Segundo Lima et al. (2012) a produtividade da água pode ser definida como a razão entre o teor de produto agrícola colhido por unidade de uso da água para obter essa produção. Ou, pode ser expressa como a relação dos indicadores econômicos pela quantidade de água utilizada, em determinado período.

Os parâmetros avaliados por este indicador de desempenho da irrigação indicam os impactos ocasionados pelas técnicas de exploração agrícola com déficit de água, oferecem uma visão de onde e quando a água poderia ser racionada, deduz o crescente potencial da produtividade das culturas e consequente aumento da disponibilidade de água. A obtenção destas informações, torna-se essencial pela possibilidade de planejamento de um manejo de irrigação eficiente (FRIZZONE, 2015).

Tendo em vista o crescimento no rendimento da cultura mediante ao aprimoramento do uso dos recursos hídricos para a produção agrícola, Ali e Talukder (2008), indicaram em seus estudos fatores relacionados a cultura, manejo e ambiente que afetam a produtividade da água e técnicas agrícolas que modificam este indicador. Entretanto, ao definir produtividade da água, devemos especificar se para a determinação foram considerados o total ou parte do volume de matéria vegetativa produzida, como também, o meio de consumo de água (PERRY et al., 2009).

Em referência às aplicações desta metodologia, diversas pesquisas foram realizadas nas culturas da alface (Peres et al., 2016), arroz (Belder et al., 2004; Cabangon et al., 2004), milho (Brito et al., 2008; Martin et al., 2012), cevada (Cantero-Martinez et al., 2003), trigo (Bluemling et al., 2007), banana (Coelho et al., 2015), meloeiro (Sousa et al., 2000) cana-de-açúcar (Silva et al., 2009; Oliveira et al., 2011), considerando, essencialmente a produtividade da água por meio da alteração das frequências de irrigação. Porém, não foram encontrados estudos que empregaram este indicador em capins da espécie *Cynodon dactylon*, de modo que, a relação entre o rendimento comercial e o volume de água aplicado necessita de mais pesquisas.

2.6 Gases de efeito estufa

O clima na Terra é regulado pelo fluxo constante de energia solar que atravessa a atmosfera na forma de luz visível. Parte dessa energia é devolvida pela Terra na forma de radiação infravermelha e outra parte é bloqueada por gases existentes na atmosfera, que são conhecidos como gases de efeito estufa (GEE). Estes gases estão presentes naturalmente na atmosfera e são essenciais para a manutenção da vida terrestre, uma vez que sem eles o planeta seria em média 30°C mais frio, impossibilitando a existência dos seres vivos. Como exemplos, dos gases de efeito estufa que ocorrem naturalmente na atmosfera, podemos citar o vapor d'água, dióxido de carbono, metano, óxido nitroso e ozônio (ACOT, 2007).

Porém, segundo o mesmo autor, as atividades antrópicas realizadas para atender a demanda do desenvolvimento populacional trouxeram como consequência uma crescente concentração desses gases na atmosfera, além da geração de gases artificiais, que são produzidos somente pelo homem.

No setor da agricultura, as principais ações que emitem gases de efeito estufa (GEE) são as atividades agrícolas provenientes do desmatamento e da queimada que liberam em maior concentração o dióxido de carbono (CO_2); já o metano (CH_4) é originado pela fermentação entérica (21%), manejo de esterco (8%), do cultivo do arroz e da queimada agrícola, e o óxido nitroso (N_2O), cujas as aplicações de fertilizantes nitrogenados e práticas de cultivo contribuem com 78% na emissão total de N_2O nos Estados Unidos (FLACH et al., 1997; REICOSKY et al., 2000; USEPA, 2005, 2007).

No Brasil, o segundo inventário nacional de emissões de GEE identificou que as principais fontes foram a agropecuária (87% do N_2O e 90% do CH_4), as mudanças no uso da terra (76% do CO_2) e a geração de energia (19,2% do CO_2 , 3% do CH_4 e 2,2% do N_2O), sobremaneira pela queimada incompleta de combustíveis e também devido à fuga de CH_4 durante os processos de produção e transporte de gás natural e mineração de carvão. Das emissões totais, a agricultura no país contribui com aproximadamente 20% de CO_2 , e com 50-70% de N_2O e CH_4 , gases cujas taxas anuais de aumento na atmosfera são de 0,5%, 1,0% e 0,8%, respectivamente (IPCC, 2007; ZANONI et al., 2015).

A elevada demanda por água potável para a produção de alimentos fez com que houvesse a necessidade de utilização de fontes alternativas de recursos hídricos para a irrigação das culturas, este representado pelo reuso agrícola. As águas residuárias geralmente são diferenciadas a partir das fontes obtidas, em relação a concentração de nutrientes, de microrganismos e dos sólidos suspensos após o tratamento secundário, gerando riscos ao desenvolvimento da cultura, ao solo e ao meio-ambiente com a volatilização da amônia, lixiviação de nitrato e emissões de óxido nitroso (N_2O), dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) (NEETESON; CARTON, 2001; FERNÁNDEZ-LUQUEÑO et al., 2010).

Diversos estudos indicaram que a irrigação por efluentes tratados vem aumentando significativamente as emissões de N_2O e CH_4 (MASTER et al., 2003, 2004; ZOU et al., 2009) e o potencial de aquecimento global através das emissões de CO_2 , N_2O e CH_4 (FERNÁNDEZ-LUQUEÑO et al., 2010). A possível explicação para esse fenômeno é a quantidade de carbono e nitrogênio disponível na água residuária, o qual poderia estar beneficiando as comunidades bacterianas no processo de nitrificação e desnitrificação no solo, gerando aumentos nas emissões de N_2O (RAMIREZ-FUENTES et al., 2002; NDOUR et al., 2008).

Mediante o exposto é imprescindível o entendimento sobre os ciclos biogeoquímicos, posto que as formas como um elemento ou composto químico transcorre entre os seres vivos e o meio ambiente esclarece os potenciais impactos ambientais causados pelas atividades antrópicas no ecossistema e meios de minimizar os seus efeitos.

2.6.1 Ciclos biogeoquímicos

Os ciclos biogeoquímicos são movimentos naturais intimamente relacionados aos processos geológicos, hidrológicos e biológicos que por diferentes vias reciclam a água, o carbono, o enxofre, o oxigênio, o cálcio, o nitrogênio e o fósforo do meio ambiente para os organismos como também o processo inverso, ou seja, do meio biótico para o abiótico (ROSA et al., 2003). Neste texto, serão abordados o ciclo do nitrogênio e do carbono em decorrência da relevância para a compreensão da dinâmica do óxido nitroso, dióxido de carbono e metano no sistema terrestre.

2.6.1.1 Ciclo do Nitrogênio

O nitrogênio é uma substância química distribuída entre as rochas, oceanos e sedimentos, necessário para o metabolismo de um indivíduo e requerido em elevada quantidade, pois é elemento fundamental de proteínas, ácidos nucleicos e outros constituintes celulares. Porém, é considerado um fator limitante no crescimento de plantas uma vez que a condição em que se encontra na atmosfera faz com que este elemento se apresente indisponível para a maioria dos organismos vivos (VIEIRA, 2017). Para torná-lo acessível é necessário que a ligação tripla covalente existente entre as moléculas de nitrogênio seja quebrada (CARVALHO; ZABOT, 2012).

A fixação biológica natural possibilita a redução molecular do nitrogênio atmosférico a amônia, por intermédio das bactérias fixadoras de nitrogênio presentes em nódulos de raízes de plantas leguminosas e cianobactérias do gênero *Rhizobium*. A partir da amônia ocorre a nitrificação. Este processo de quimiossíntese é caracterizado pela nitrosação e nitratação, do qual a amônia depositada no solo é transformada em nitrito e este, por sua vez em nitrato. A primeira, ocorre pela ação das bactérias do gênero *Nitrossomonas* e a oxidação dos nitritos a nitratos é realizada pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* (FERREIRA, 2014).

De acordo com o mesmo autor, como consequência das ações biológicas sucedidas para converter o nitrogênio inorgânico na forma disponível têm-se a assimilação, ou seja, é o processo do qual o nitrogênio em sua condição reduzida ou oxidada é aproveitado pelos microrganismos que realizam a decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados, sendo a porção não

assimilada disponibilizada no meio ambiente e absorvida pelas raízes das plantas. Assim, ao final do ciclo do nitrogênio pela cadeia alimentar, os consumidores primários, secundários e terciários adquirem o nitrogênio necessário para as suas atividades metabólicas por intermédio da ingestão dos produtores e dos herbívoros, respectivamente.

No entanto, deve-se ressaltar que o nitrato resultante da redução dos nitritos que permanecem no solo também pode ser reduzido e perdido para a atmosfera na forma de gás pela atividade de respiração anaeróbia das bactérias, caracterizando o processo de desnitrificação (VIEIRA, 2017). Outro processo de conversão da forma disponível de nitrogênio para a não disponível é a imobilização dos materiais orgânicos existentes no solo.

Figura 2- Processos responsáveis pela produção do óxido nitroso no ciclo do nitrogênio

Fonte: Próprio autor

A emissão total do óxido nitroso (N_2O) é estimada em 65% derivado dos processos microbiológicos no solo (Figura 2) de nitrificação (oxidação do amônio em nitrito) e desnitrificação (transformação do nitrato em gás nitrogênio – N_2), sendo a maior causa da contribuição da agricultura nas emissões N_2O relacionada com o uso intensivo de fertilizantes nitrogenados e esterco animal (GRANLI; BÖCKMAN, 1994; STOREY, 1997; MONTENY et al., 2006; SMITH; CONEN, 2004).

2.6.1.2 Ciclo do Carbono

O carbono é uma partícula química distribuída no solo, água, atmosfera e entre os organismos vivos. A combinação entre os grupos de elementos de carbono com oxigênio ou hidrogênio dão origem, respectivamente, às moléculas de dióxido de carbono e metano, ambas encontradas na atmosfera (ROCHA et al., 2005).

A conversão deste elemento para a forma disponível acontece por meio da ação dos seres bióticos através da fotossíntese. A fixação do carbono é envolvida por plantas e o plâncton oceânico, caracterizando os organismos autotróficos. O carbono disponível na forma de compostos hidrocarbonados assimilado pelos consumidores primários, posteriormente podem ser acumulados e estabilizados no solo ou consumidas pelos seres constituídos pelos seguintes estádios da cadeia alimentar. Caso ocorra a segunda situação, estes organismos herbívoros ou carnívoros estarão adquirindo carbono de maneira indireta através da alimentação. Caso contrário, a via do carbono atmosférico com o meio terrestre será por meio da mineralização de

substratos orgânicos encontrados no solo e consequente liberação de CO_2 para a atmosfera através da respiração dos seres bióticos (PULROLNIK, 2009). A Figura 3 mostra a representação do ciclo biogeoquímico do carbono.

Figura 3 - Ciclo do carbono

Fonte: Próprio autor

No entanto, vale ressaltar ainda que os gases metano e óxido nitroso apresentam, respectivamente, potencial de aquecimento 23 e 296 vezes maior do que o CO_2 , porém é o dióxido de carbono que é emitido em maiores quantidades para a atmosfera devido as queimas de combustíveis fósseis e mudanças de uso da terra exercidas pelo homem (MACHADO, 2005).

Uma vez compreendidas como ocorrem as relações entre as moléculas químicas com a estrutura da Terra é claro observar como as práticas antrópicas alteraram as trocas de saída e entrada de carbono e nitrogênio no sistema atmosfera- solo – água, ocasionando um desequilíbrio e gerando o aquecimento global. Com base nisto, diversos estudos têm aplicado métodos de quantificação de gases a fim de conhecer os efeitos que as atividades agrícolas causam nos fluxos de gases de efeito estufa.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O experimento foi conduzido na Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, em área de pastagem cedida pela Prefeitura da USP, Campus “Fernando Costa”, adjacente ao Matadouro Escola, Pirassununga/SP. Sendo a localização geográfica do campus 21°59' de latitude sul e 47°26' de longitude oeste e altitude média de 635 metros. O clima da região é do tipo Cwa na classificação de Köppen, e a temperatura média anual é de 20,8°C, com precipitação pluviométrica média anual de 1.298 mm.

Figura 4 – Vista aérea da área experimental (A) Abatedouro – Matadouro Escola; (B) Canal de água superficial; (C) Área plantada com capim *coastcross*; (D) Sistema de tratamento de efluente proveniente do abatedouro e reservatórios de água e efluente; (E) lagoas de descarte. Fonte: Camargo (2017).

A fim de registrar os valores médios mensais da precipitação volumétrica durante o período experimental foi instalado na área de estudo um pluviômetro de material plástico, com escala de 0 a 150 mm.

3.2 Delineamento experimental

A condução do experimento foi realizada de junho/2017 a maio/2018. Para avaliação dos resultados foram considerados dois períodos de estudo, nomeados: inverno-primavera de 2017 e verão-outono de 2018. Os tratamentos empregados foram: (i) T1 – irrigação com água superficial (AS) com 100% da adubação nitrogenada (AN), anual recomendada para a cultura, na forma de ureia; (ii) T2, T3, T4 e T5 – irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0; 33%; 66% e 100% de AN, respectivamente distribuídos em quatro blocos casualizados em parcelas distantes cinco metros entre si, com dimensão de 8 x 8 metros e área útil por unidade experimental de 36 m² (Figura 3).

Figura 5 – Delineamento Experimental

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. Fonte: Próprio autor.

3.3 Efluente

Os efluentes dos abates das produções de bovinos, suínos e aves foram provenientes do Abatedouro-Matadouro Escola localizado no Campus da USP em Pirassununga, dois quais foram tratados por sistema anaeróbio utilizando o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) instalado em área próxima ao cultivo, com volume útil de 12 m³, taxa de aplicação variando de 2 a 4 kg de DQO/m³, tempo de detenção variando de 24 a 48 horas e eficiência de remoção de matéria orgânica prevista próxima de 80% (Figura 4). A caracterização química das fontes (água superficial e efluente) foram realizadas com frequência quinzenal, visto que anteriormente à condução do experimento houve uma caracterização inicial. As coletas das amostras foram realizadas conforme o Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras de água

(CETESB/ANA, 2011) e analisadas pelos Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento CENA/USP e pelo Laboratório de Biotecnologia Ambiental/FZEA/USP, pela metodologia descrita por APHA/AWWA/WEF (2012) (Tabela 2). Após as análises químicas de sódio, cálcio e magnésio foram calculadas as razões de adsorção de sódio (RAS) das fontes de águas, pela equação descrita por Ayers & Westcot (1999).

Figura 6 – Série para o tratamento do efluente: (A) Caixa de recepção de resíduo sólido e líquido; (B) Tanque de sucção de efluente; (C) Reator UASB (D) Detalhe do tanque de sucção. Fonte: Próprio autor.

Tabela 2 – Variáveis avaliadas, metodologia e local utilizados para a determinação dos parâmetros avaliados.

Variáveis avaliadas	Método	Local
Demanda química de oxigênio	Calorimetria (APHA, 2012)	Laboratório de Biotecnologia Ambiental /FZEA/USP
Nitrogênio Total e Amoniacal	Kjeldahl e Titulação	Laboratório de Biotecnologia Ambiental /FZEA/USP
N-NO ₃ ⁻ ; N-NO ₂ ⁻ , Cl ⁻	Análise por Injeção em Fluxo (FIA) – Condutividade Elétrica	Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento/CENA/USP
Na, K	Fotometria de chama	Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento/CENA/USP
Ca, Mg, Fe, Mn, SO ₄	ICP OES	Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento CENA/USP

Fonte: Próprio autor.

3.4 Solo, adubação e manejo da cultura

A caracterização físico-química do solo foi realizada anteriormente a aplicação dos tratamentos nas parcelas experimentais, no mês de junho/2016, nas camadas de 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, por amostras compostas (Tabelas 3 e 4). As análises foram realizadas no Laboratório de Ciências Agrárias/Solos da FZEA, segundo metodologia descrita em Raij et al., (2001), com determinação também do sódio trocável. Os resultados das análises foram utilizados para definir a correção do solo e a adubação, conforme recomendação para gramínea para pasto (Raij et al., 1996), dos quais apresentaram diferenças estatísticas entre os tratamentos apenas para os parâmetros matéria-orgânica e carbono total.

Tabela 3 - Características químicas do solo anterior a instalação do experimento, na camada de 0 – 0,20 m.

Trat.	pH CaCl ₂	P resina -----	S mg dm ⁻³ -----	K resina	Ca	Mg	Na	H+Al	M.O g kg ⁻¹
T1	5,42 a	12,25 a	8,75 a	1,45 a	32,00 a	11,00 a	0,60 a	27,17 a	25,00 ab
T2	5,32 a	17,00 a	7,75 a	1,65 a	30,00 a	11,25 a	0,22 a	32,66 a	26,25 ab
T3	5,40 a	12,00 a	10,00 a	0,83 a	32,75 a	9,75 a	0,48 a	27,25 a	26,30 ab
T4	5,40 a	11,75 a	6,25 a	1,52 a	34,25 a	11,00 a	0,60 a	28,54 a	27,60 a
T5	5,45 a	17,25 a	5,50 a	1,52 a	36,00 a	9,50 a	0,47 a	29,18 a	23,42 b
C.V(%)	3,44	29,55	70,02	43,51	17,78	22,52	39,89	11,21	6,36
Trat.	C.T. g kg ⁻¹	SB ---- mmolc dm ⁻³ ----	CTC %	V	B	Cu	Zn	Mn	Fe
T1	14,50 ab	45,05 a	72,50 a	61,80 a	0,39 a	4,98 a	2,30 a	11,08 a	33,00 a
T2	15,23 ab	43,13 a	76,00 a	57,28 a	0,60 a	5,85 a	2,45 a	9,55 a	37,25 a
T3	15,26 ab	43,80 a	71,00 a	61,35 a	0,33 a	4,48 a	2,27 a	10,40 a	34,75 a
T4	16,01 a	47,38 a	75,75 a	62,97 a	0,60 a	4,63 a	2,28 a	11,25 a	36,25 a
T5	13,59 b	47,49 a	76,75 a	62,05 a	0,40 a	4,17 a	1,78 a	9,48 a	35,25 a
C.V(%)	6,35	17,50	9,38	9,72	45,11	26,05	23,40	36,00	11,22

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada mineral (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. C.V: coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Tabela 4 - Características químicas do solo anterior a instalação do experimento, na camada de 0,20 – 0,40 m.

Trat.	pH CaCl ₂	P resina -----	S mg dm ⁻³ -----	K resina	Ca	Mg	Na	H+Al	M.O g kg ⁻¹
T1	5,17 a	7,50 a	9,00 a	0,93 a	28,25 a	7,50 a	0,65 a	29,18 a	20,45 a
T2	4,80 a	11,25 a	12,00 a	0,98 a	21,25 a	6,50 a	0,33 a	36,43 a	21,25 a
T3	5,00 a	8,50 a	11,50 a	0,45 a	24,75 a	7,00 a	0,44 a	29,82 a	20,55 a
T4	5,10 a	7,75 a	9,75 a	0,93 a	26,00 a	6,75 a	0,48 a	29,46 a	21,05 a
T5	5,05 a	10,00 a	7,75 a	0,93 a	23,25 a	7,00 a	0,50 a	33,07 a	20,73 a
C.V(%)	4,97	32,57	53,89	48,63	24,09	19,75	53,07	11,94	8,99
Trat.	C.T. g kg ⁻¹	SB --- mmolc dm ⁻³ ---	CTC %	V	B	Cu	Zn	Mn	Fe
T1	11,86 a	37,33 a	66,50 a	55,80 a	0,31 a	4,55 a	1,75 a	10,65 a	31,50 a
T2	12,33 a	29,06 a	65,50 a	44,43 a	0,27 a	3,82 a	1,33 a	5,63 a	30,25 a
T3	11,92 a	32,64 a	62,50 a	52,55 a	0,28 a	4,27 a	1,88 a	8,65 a	35,00 a
T4	12,21 a	34,15 a	63,50 a	53,70 a	0,47 a	4,18 a	1,55 a	7,20 a	35,00 a
T5	12,02 a	31,67 a	65,00 a	49,00 a	0,40 a	4,70 a	2,00 a	8,53 a	37,25 a
C.V(%)	8,99	21,14	9,31	13,47 a	57,75	15,19	21,58	31,16 a	13,74

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada mineral (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. C.V: coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

O solo foi classificado como Latossolo Vermelho Eutrófico, textura argilosa (EMBRAPA, 2013). Durante a condução do experimento, a análise química do solo foi realizada da forma descrita anteriormente, com frequência trimestral (setembro/2017, dezembro/2017 e março/2018). Todas as parcelas receberam cloreto de potássio e fertilizante mineral nitrogenado, na forma de ureia, conforme recomendação para gramínea para pasto (RAIJ et al., 1996) e em função dos tratamentos aplicados. A aplicação inicial de nitrogênio (junho/2017) seguiu a dose de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, parcelado em quatro vezes. Após essa aplicação (outubro/2017) foi decidido a mudança do valor para $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ corte}^{-1}$.

As Tabelas 5 e 6 apresentam o histórico das dosagens aplicadas em cada tratamento de nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente. Todas as fertilizações subsequentes a primeira, foram realizadas até cinco dias após o corte do capim. Posteriormente às adubações, foram programadas em todos os tratamentos uma lâmina de irrigação de 10 mm para evitar a volatilização da amônia (PRIMAVESI et al., 2001).

Tabela 5 – Quantidades aplicadas de NPK, durante o período experimental

Estação	Meses	N	P ₂ O ₅	KCl
		(kg há ⁻¹)	(kg há ⁻¹)	(kg há ⁻¹)
I-P	Jun/17	75	-	40
	Out/17	50	40	50
	Dez/17	50	-	50
V-O	Jan/18	50	20	50
	Fev/18	50	-	50
	Mar/18	50	-	50

(I-P): inverno-primavera e (V-O): verão- outono. Fonte: Próprio autor.

Tabela 6 – Dosagens de N (kg ha⁻¹) aplicados por tratamentos

Estação	Data	Tratamento				
		T1	T2	T3	T4	T5
I-P	Jun/17	75,00	0	24,75	49,50	75,00
	Out/17	50,00	0	16,50	33,00	50,00
	Dez/17	50,00	0	16,50	33,00	50,00
V-O	Jan/18	50,00	0	16,50	33,00	50,00
	Fev/18	50,00	0	16,50	33,00	50,00
	Mar/18	50,00	0	16,50	33,00	50,00

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN, respectivamente. (I-P): inverno-primavera e (V-O): verão-outono. Fonte: Próprio autor.

O capim *coastcross* (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) foi implantado na área em 2012 na forma de mudas. No início da condução do experimento a área experimental apresentava infestação de *Brachiaria decumbens*. Para realização do controle das ervas daninhas foram aplicados dois herbicidas: Diuron e MSMA na dose de 1120 + 2880 g há⁻¹ (CARVALHO et al., 2005), de forma localizada, sendo as aplicações realizadas nos dias: 22/12/2016, 27/03/2017, 30/05/2017 e 11/01/2018.

O corte do capim para avaliação da produção de massa seca foi realizado manualmente, quando as plantas atingiam 0,25 m de altura, conforme recomendado por Guimarães (2012). Para coleta de amostras foi utilizado uma moldura de 0,25 m², com suportes que o mantinham a 0,10 m de altura (altura de corte do resíduo), em relação ao solo. A moldura foi alocada quatro vezes dentro da área útil da parcela experimental, totalizando uma amostra de 1 m². Após cada corte de avaliação foi realizado o corte de uniformização de toda a área experimental, sendo retirado da área o resíduo resultante dessa uniformização.

O material coletado no campo foi acondicionado em saco plástico, identificado e enviado ao Laboratório de Biosistemas/FZEA/USP, onde foi pesado para massa fresca e, posteriormente, retirada uma amostra representativa da forragem, que foi colocada em estufa de ventilação forçada de ar, com temperatura de 65°C, até massa constante, para determinação da matéria seca. A produção de massa seca de forragem foram obtidas com os dados do peso da forragem da área cortada, transformado em kg ha⁻¹.

No total foram realizados cinco cortes do capim, sendo um no mês de dezembro/2017 (inverno-primavera), devido a interrupção do crescimento vegetal do capim *coastcross* associado a temperatura (RASSINI, 2004) e outros quatro, nos meses de janeiro, fevereiro, março e maio/2018 (verão-outono). O valor da produção de massa seca foi considerado por estação, ou seja, no período verão-outono foi realizado o somatório dos quatro cortes.

Menegassi (2018), na mesma área experimental e no mesmo período, avaliou as características agrônômicas do cultivo do capim *coastcross*.

3.5 Irrigação

A irrigação foi realizada por sistema de aspersão convencional. Os aspersores utilizados foram da marca *Senninger*, modelo 3123-PC360, tipo setorial regulável para operação em ângulo de 90°, vazão de 0,5 m³ h⁻¹, pressão de serviço de 25 m.c.a, instalados com regulador de pressão. Foram dispostos dois aspersores em diagonais opostas de cada parcela experimental, a uma altura de um metro em relação à superfície do solo.

Os volumes dos reservatórios para o armazenamento de efluente tratado de abatedouro (ETA) e água superficial (AS) foram de 10.000 e 3.000 L, respectivamente. A água superficial correspondeu ao tratamento testemunha do experimento, sendo captada em um canal localizado nas proximidades da área. O escoamento da água e do efluente do ponto de coleta até o sistema de aspersão foi realizado por moto-bomba centrífuga com rotor semi-aberto e tubos de PVC (diâmetros de 25 e 32 mm). Na saída de cada bomba foram utilizados para retenção de impurezas um filtro de disco e um manômetro para o controle da pressão. O tempo de irrigação foi regulado por controlador modelo *Hunter® Pro-C* e válvulas solenoides, para individualização dos tratamentos.

3.5.1 Manejo da irrigação

A sonda de reflectância no domínio da frequência (FDR), modelo *Diviner 2000*, foi utilizada para quantificar o teor de umidade do solo e determinar a lâmina de irrigação, para repor a umidade do solo à capacidade de campo, nos diferentes tratamentos. Os tubos de acessos para introdução da sonda foram instalados na parte central das parcelas experimentais, até a profundidade de 0,65 m, em três repetições (blocos 1, 2 e 4), totalizando quinze pontos de amostragem (Figura 5).

Figura 7 – (A) Instalação do tubo de acesso da sonda FDR (B) Tubo de acesso. Fonte: Próprio autor.

A sonda FDR foi submetida a normalização, segundo as recomendações do fabricante da sonda, para as condições de ar e água. A normalização foi realizada em um recipiente envolto por água e ar no Laboratório de Biosistemas FZEA/USP (Figura 6).

Figura 8 – Normalização da Sonda FDR no ar (A) e na água (B). Fonte: Próprio autor.

A calibração da sonda FDR foi realizada por amostragens de solo próximos aos tubos de acesso, nas profundidades de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m e posterior determinação da umidade do solo pelo método padrão, ou seja, umidade volumétrica obtida pelo produto da umidade do solo à base de massa e densidade do solo (EMBRAPA, 1997).

Com a comparação entre a umidade volumétrica gerada por meio das leituras com a sonda FDR e a umidade volumétrica pelo método padrão, foi gerada a equação de ajuste (Equação 1), para ser utilizada no manejo da irrigação.

$$\theta_{\text{padrão}} = 0,747 \times \theta_{\text{FDR}} + 0,0488 \quad (\text{Eq.1})$$

Onde:

$\theta_{\text{padrão}}$ = umidade do solo determinada pelo método padrão ($\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$)

θ_{FDR} = umidade do solo medida pela sonda FDR ($\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$)

A curva característica de retenção da água no solo (CCRAS) foi elaborada por amostras indeformadas coletadas nas profundidades de 0-0,20 e 0,20-0,40 metros nos tratamentos T_1 (irrigação com água superficial e adição de 100% de AN) e T_5 (irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 100% de AN), para comparação das alterações das propriedades físicas do solo pela aplicação de efluentes de abatedouro. A CCRAS foi realizada no Laboratório de Física do Solo do Instituto Agronômico de Campinas, pelos métodos de mesa de tensão e câmara de Richards, nas tensões de 0; 6; 10; 30 e 1500 kPa. As curvas foram confeccionadas pelo programa RETC versão 6.02, ajustados pelo modelo de Van Genuchten (1980). A Tabela 7 exibe os resultados para os parâmetros determinados pelas curvas de retenção nas duas profundidades, que foram considerados iguais para todas as parcelas nos dois tratamentos analisados, uma vez que os mesmos não apresentaram variação para uma mesma profundidade.

Tabela 7 – Parâmetros das curvas de retenção ajustados pelo modelo de Van Genuchten (1980), nos tratamentos T1 e T5 em duas profundidades.

Prof. (m)	θ_R (cm ³ cm ⁻³)	θ_s (cm ³ cm ⁻³)	α	m	n
0-0,20	0,2406	0,5651	0,1209	0,4338	1,78
0,20-0,40	0,2318	0,5607	0,2023	0,4627	1,88

θ_R : umidade residual, θ_s : umidade na saturação, α , m, n: parâmetros de ajuste para solo. Fonte: Próprio autor.

A planilha de manejo da irrigação foi elaborada considerando os parâmetros gerados pelo ajuste da CCRAS (Tabela 7), as características dos aspersores (vazão e espaçamento) e os Coeficientes de Uniformidade de Christiansen (CUC) (1942) determinados em campo, por malha de coletores, espaçados a um metro dentro da parcela experimental, em cada tratamento e três repetições. Os valores determinados dos CUCs foram 83%, 85%, 83%, 85%, 84% para T1, T2, T3, T4 e T5, respectivamente, classificando o sistema de irrigação por aspersão com bom desempenho. Os valores medidos pela sonda FDR eram ajustados e correlacionados com os parâmetros de manejo para determinação do tempo de irrigação.

Foi adotado um turno de rega de dois dias, para a reposição da lâmina de irrigação à umidade na capacidade de campo (10 kPa – 0,29 cm³ cm⁻³), para a camada de solo de 0,20 m, segundo Ribeiro et al., (2011) considerada a profundidade efetiva do sistema radicular. A umidade do solo adotada como crítica para a cultura foi de 0,25 cm³ cm⁻³, correspondente a tensão de 60 kPa, conforme preconizado por Marcelino et al., (2003).

3.6 Solução do Solo

Amostras de solo compostas foram coletadas em todas as parcelas experimentais nas camadas de 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, nos meses de setembro/2017, dezembro/2017 (inverno-primavera) e março/2018 (verão), como descrito no item 3.4, sempre após o corte do capim e antes da adubação, com exceção do mês de setembro/2017, onde não houve corte da planta forrageira.

Para a confecção das pastas de saturação as amostras de solo foram processadas no Laboratório de Biossistemas/FZEA/USP, de acordo com a metodologia descrita por Richards (1954). As amostras de solução de solo obtidas pelas pastas de saturação foram acondicionadas para posterior análise no Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento/CENA/USP.

Os parâmetros avaliados do extrato de saturação foram os íons: Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻ e NH₄⁺, segundo a metodologia APHA/AWWA/WEF (2012). Os valores de pH e condutividade elétrica (CE) foram analisados na sequência da extração da solução, no próprio Laboratório de Biossistemas/FZEA/USP.

3.7 Gases de efeito estufa

Os fluxos de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e o óxido nitroso (N_2O) foram determinados pelo método da câmara estática fechada. O material das câmaras era de PVC, do tipo *defifo*, com 0,23 m de altura e 0,25 m de diâmetro interno. Em cada parcela foi instalada uma base (4 repetições por tratamento) a uma profundidade de 0,03 metros no solo (Figura 3). Além disso, havia um cap de PVC, como tampa, cujo interior possuía um ventilador do tipo *cooler*, para garantir a mistura do ar.

As coletas de gases foram realizadas quinze dias após a adubação, período necessário para que a emissão dos gases provenientes da fertilização fosse estabilizada (SANTIN, 2012; SIGNOR, 2010 e NOGUEIRA, 2008), nos meses de setembro, novembro, dezembro de 2017 (inverno-primavera) e fevereiro e março de 2018 (verão-outono).

A coleta do gás do interior da câmara foi realizada nos tempos 0, 10, 20 e 30 minutos, utilizando seringas com volume de 60 mL e posteriormente transferidas para frascos de vidro sob vácuo, com septos de borracha lacrados.

No mesmo instante que os gases foram retirados, foram registrados os valores de umidade do solo, pela sonda FDR, temperatura do solo por meio de um termômetro de solo instalado ao lado da câmara, em profundidade de 0,05 m. Além disso, com o auxílio de um termo - Higrôanemômetro - Luxímetro digital portátil, foram medidos os valores de temperatura e umidade relativa do ar, assim como velocidade do vento.

Os procedimentos realizados em campo, materiais utilizados na pesquisa e o cálculo dos fluxos de gases analisados seguiram a metodologia proposta pelo protocolo para medição de fluxos de gases de efeito estufa conforme recomendado por ZANATTA et al., 2014. Após a coleta, as amostras foram levadas para análise por cromatografia gasosa, no Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento/CENA/USP.

3.8 Produtividade da água

O cálculo da produtividade da água, Equação 2, foi obtido pela relação entre a produção de massa seca do capim e o consumo de água (irrigação e precipitação), conforme proposto por Perry (2009) e adaptado por Frizzzone (2015).

$$\text{Produtividade da água (kg/ha)} = \frac{\text{Matéria seca}}{\text{Irrigação} + \text{Precipitação}} \quad (\text{Eq.2})$$

Os valores das lâminas de irrigação, precipitação pluvial e matéria seca foram contabilizados por estação do ano. A estação considerada inverno-primavera teve início em 02/06/2017, com

um único corte (05/12/2017). A partir de 06/12/2017 até 25/05/2018, deu início ao período intitulado verão-outono, dos quais foram realizados quatro cortes do capim nos meses de janeiro, fevereiro, março e maio/2018.

3.9 Análises dos resultados

Os resultados da caracterização físico-química dos efluentes e água superficial foram apresentados por valores médios e desvio padrão.

As variáveis químicas do solo e do extrato de saturação do solo, assim como produtividade da água e fluxos de gases do solo, dentro do período considerado inverno-primavera e verão-outono, foram submetidas à análise da variância, comparando os tratamentos entre si. Nas situações que foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) foram realizadas comparações de médias entre os tratamentos, pelo teste de Tukey com nível de significância a 5%. O programa utilizado para a análise estatística dos dados gerados no experimento foi o software SISVAR (FERREIRA, 2011).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Dados climáticos

Na Figura 9, estão representados os volumes de precipitação média registrados na área experimental durante os meses de estudo.

Figura 9 – Precipitação média registrada pelo pluviômetro instalado na área experimental durante o período de estudo

No mês de junho, agosto, outubro, novembro e dezembro de 2017 (inverno-primavera), os valores pluviométricos registrados foram respectivamente: 5,00; 22,50; 136,00; 171,00 e 53,20 mm. As precipitações obtidas no ano de 2018 entre os meses de janeiro, fevereiro, março e abril (verão-outono) corresponderam a 382; 82; 134 e 5 mm, respectivamente, caracterizando um inverno seco e verão chuvoso.

Na Figura 10 são apresentados os valores da temperatura máxima, mínima e média obtidas durante os dois períodos de estudo, registradas a partir da estação meteorológica da Universidade de São Paulo campus “Fernando Costa”.

Figura 10 – Médias mensais da temperatura do ar média (T média); temperatura máxima (T máx); temperatura mínima (T min) nos períodos de estudo inverno-primavera e verão-outono.

Fonte: <http://www.agrariasusp.com.br/agrariasusp01/estacao.html>

Santos et al., (2008) em estudo avaliando o índice climático de crescimento do Tifton 85, afirmaram que a temperatura máxima, mínima e ótima para o desenvolvimento desta gramínea são de 35; 5 e 19 °C, respectivamente. Nota-se pelo gráfico da Figura 10, que a temperatura máxima no período verão-outono permaneceu na faixa recomendada pela literatura, favorecendo o desenvolvimento da cultura.

4.2 Efluente e água superficial para irrigação

A caracterização química da água aplicada via irrigação é necessária, pois esses dados possibilitam a obtenção de informações úteis, como a identificação e composição dos elementos químicos e espécies iônicas presentes nas soluções aquosas analisadas (PARRON et al., 2011). A Tabela 8, apresenta os valores médios e os desvios padrões obtidos pela caracterização físico-química das fontes de águas, efluente tratado de abatedouro (ETA) e água superficial (AS), utilizadas na irrigação do capim.

Tabela 8 – Caracterização química das fontes de águas utilizadas para irrigação do capim *coastcross*

Parâmetro	Unidade	Efluente	Água
N-NTK		211,00 ± 63,32	1,76 ± 1,51
N-NO ₃ ⁻		0,96 ± 0,80	0,29 ± 0,18
N-NO ₂ ⁻		0,12 ± 0,12	0,00 ± 0,00
N-NH ₄ ⁺		146,04 ± 44,63	0,09 ± 0,16
N _{total}		175,99 ± 52,32	1,34 ± 1,09
Ca	mg L ⁻¹	15,90 ± 3,23	2,21 ± 0,26
Mg		3,52 ± 1,38	1,64 ± 0,56
Na		67,17 ± 29,13	2,82 ± 0,74
K		24,53 ± 8,67	2,42 ± 0,65
P-PO ₄		2,06 ± 0,87	0,06 ± 0,04
S-SO ₄ ²⁻		4,44 ± 2,03	0,18 ± 0,07
Cl		61,40 ± 23,11	1,99 ± 0,36
Fe		0,12 ± 0,04	0,05 ± 0,01
Mn		0,07 ± 0,02	0,00 ± 0,00
pH		7,37 ± 0,35	7,10 ± 0,26
C.E.	dS m ⁻¹	1,46 ± 340,09	0,03 ± 3,33
RAS	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}	3,90 ± 1,35	0,35 ± 0,13

ETA: efluente tratado de abatedouro; AS: água superficial; CE: condutividade elétrica; RAS: razão de adsorção de sódio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NT: nitrogênio total.

O valor médio de Demanda Química de Oxigênio (DQO) na entrada do reator foi de $1.923,89 \pm 1.256,87$ mg L⁻¹ e na saída após o tratamento pelo UASB foi de $235,62 \pm 104,58$ mg L⁻¹, havendo uma eficiência de remoção de matéria orgânica de $83,40\% \pm 13,84\%$. Rodrigues et al., (2014), Capassi et al., (2013) e Torkian et al., (2003) avaliaram a eficiência do reator UASB no tratamento de efluentes provenientes de abatedouros e obtiveram valores médios de eficiência de remoção de matéria orgânica de 81,26%, 67% e 75%, respectivamente. O presente trabalho apresentou valores superiores quando comparados a literatura consultada.

De acordo com o padrão de lançamento de efluentes estabelecido pela Resolução n° 430/2011 (CONAMA, 2011) os teores máximos de qualidade de água para ferro (Fe), manganês (Mn) e nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) são respectivamente: 15; 1,0 e 20 mg L⁻¹. Quando comparados aos valores médios obtidos na caracterização química do efluente tratado de abatedouro são menores, exceto pela concentração do nitrogênio amoniacal ($146,04 \pm 44,63$ mg L⁻¹), resultante do tratamento anaeróbico, indicando a capacidade de disponibilização de nitrogênio para a cultura sugerindo uma economia na adubação mineral, é uma alternativa complementar a disposição desses efluentes nos corpos hídricos.

Em relação aos macronutrientes cálcio, magnésio, fósforo, potássio e enxofre nota-se que mesmo em menor proporção quando contrastados à concentração de nitrogênio, quando

comparados à água superficial (AS) apresentam valores superiores, reforçando o potencial de redução desses fertilizantes minerais e enfatizando o caráter positivo do reuso.

As concentrações de sódio e cloreto estão relacionadas ao potencial salino das águas. Os resultados de cloreto (Cl^-) para ETA ($61,40 \pm 23,11 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram valores superiores quando comparado ao AS ($1,99 \pm 0,36 \text{ mg L}^{-1}$). O mesmo ocorreu para as concentrações médias obtidas para sódio, $67,17 \pm 29,13 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,82 \pm 0,74 \text{ mg L}^{-1}$, para ETA e AS, respectivamente. Segundo Parron et al., (2011) a concentração de ânions cloreto é maior em águas residuais quando comparadas às águas superficiais, pois o cloreto de sódio formado pela associação do ânion (Cl^-) com o cátion (Na^+) passa inalterado pelo sistema digestivo dos animais. Segundo o documento publicado em 2006 pela CETESB, os valores máximos recomendados de sódio e cloreto para a aplicação de água residuária em cultivos agrícolas são de 69 mg L^{-1} e $106,5 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Sendo assim, as concentrações obtidas quanto a salinidade do ETA estão dentro dos valores preconizados pelo órgão regulamentador (CETESB, 2006), indicando baixo potencial de salinização do solo.

Da mesma forma, a razão de adsorção de sódio (RAS) e a condutividade elétrica (CE) apresentaram valores adequados ($3,90 \pm 1,35 \text{ mmol/L}^{0,5}$ e $1,46 \pm 340,09 \text{ dS m}^{-1}$). Segundo a CETESB (2006) uma RAS com valores entre 3-6 $\text{mmol/L}^{0,5}$ devem apresentar valores de condutividade elétrica mínimos e máximos de 1,2 e 2,9 dS m^{-1} , respectivamente. Além disso, é proposto que condutividade elétrica entre 0,75 e 2,9 dS m^{-1} dos efluentes devem ser aplicados em espécies que apresentam alta tolerância salina. Sabe-se que o capim *coastcross* tolera salinidade de águas de até 4,6 dS m^{-1} , sem comprometer a sua produtividade (AYERS & WESTCOT, 1999).

Ainda é relevante salientar que a variação representada por altos valores de desvio padrão para determinados constituintes foi característica da sazonalidade de produção do abatedouro.

4.3 Manejo da irrigação

Na Figura 11 são apresentados os dados da umidade do solo obtidas pela leitura da sonda FDR e corrigidas pela equação de ajuste nos dias de aplicação das lâminas de irrigação para a camada de 0-0,20 m, durante a condução do experimento (02/06/2017 a 14/05/2018), e os valores de umidade para capacidade de campo e umidade crítica para o capim.

Figura 11 – Umidade do solo no período de 02/06/2017 a 14/05/2018.

T1: irrigação com água superficial e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. θ_{CC} : umidade do solo na capacidade de campo; $\theta_{crítica}$: umidade do solo crítica para a cultura. Fonte: Próprio autor.

O gráfico do teor de umidade do solo ao longo do período experimental, nota-se que as umidades do solo registradas pela sonda FDR e corrigidas pela equação de ajuste durante a maior parte do tempo comportaram-se de maneira semelhante em todos os tratamentos.

No início do manejo, período correspondente a junho de 2017, todos os tratamentos apresentaram a umidade do solo próxima ou superior a capacidade de campo. Entretanto, nos meses de julho/2017 a outubro/2017, um período de estiagem ocorreu, onde a demanda por recursos hídricos da planta superou a capacidade de geração de efluentes do abatedouro e dos reservatórios do experimento. Porém, em agosto e outubro do mesmo ano, um pico de umidade do solo foi observado devido as precipitações registradas, 22,50 e 136 milímetros, respectivamente (Figura 8).

A partir do mês de novembro de 2017 até março de 2018, as umidades do solo em todos os tratamentos apresentaram-se acima da capacidade de campo, fato relacionado aos altos valores de precipitação pluviométrica registrados na área experimental. Entretanto, nos meses de abril e maio de 2018 o solo voltou a atingir umidade abaixo do valor crítico.

Dentre os tratamentos aplicados no experimento, pode-se notar que o tratamento irrigado com efluente tratado proveniente de abatedouro e adição de 66% da adubação nitrogenada exigida pela cultura (T4), foi o que apresentou os maiores valores de umidade ao longo do

experimento, em relação aos demais, com exceção dos dois últimos meses de estudo (abril e maio de 2018) do qual o tratamento T5 (irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 100% de adubação nitrogenada) foi maior. Os picos de umidade apresentados durante o mês junho (1/07/17; 07/07/17 e 22/07/17) e em setembro (15/09/17) no tratamento T4 foram devidos a aplicação de água para a realização do teste de uniformidade dos aspersores em campo. Considerando apenas a realização desta atividade, foram utilizados respectivamente 44,60 e 13,95 mm de água.

Os dados referentes as lâminas aplicadas no início até o final do experimento, com água superficial e efluente tratado de abatedouro em cada tratamento, nos dois períodos analisados, estão representados na Tabela 9.

Tabela 9 – Lâminas de irrigação (mm) aplicadas por tratamento na estação inverno-primavera e verão-outono

Estações	Meses	Tratamentos								
		T1	T2		T3		T4		T5	
		AS	AS	ETA	AS	ETA	AS	ETA	AS	ETA
I-P	Jun-17	40,32	30,38	21,24	35,04	23,17	62,07	25,33	31,10	19,89
	Jul-17	82,45	1,05	67,98	1,07	74,32	0,00	79,32	0,00	84,04
	Ago-17	90,61	15,08	50,56	14,28	62,50	14,12	74,03	11,54	78,73
	Set-17	135,97	36,50	97,45	50,83	88,78	31,60	100,85	34,45	95,07
	Out-17	82,99	9,48	71,99	5,02	64,86	7,46	55,05	5,68	68,03
	Nov-17	31,95	0,00	23,35	0,00	26,20	0,00	20,90	0,00	28,76
	Dez-17	36,79	0,00	31,38	0,00	35,21	0,00	29,66	0,00	37,84
	Total	501,08	92,49	363,95	106,24	375,04	115,25	385,14	82,77	412,36
V-O	Jan-18	6,40	0,00	7,20	0,00	7,54	0,00	7,09	0,00	7,74
	Fev-18	40,14	0,00	24,76	0,00	23,70	0,00	20,95	0,00	18,45
	Mar-18	13,31	0,00	10,35	0,00	8,60	0,00	4,98	0,00	10,29
	Abr-18	84,25	0,00	66,02	0,00	73,32	0,00	73,95	0,00	75,16
	Mai-18	83,35	0,00	74,83	0,00	71,50	0,00	76,11	0,00	68,09
	Total	227,45	0,00	183,16	0,00	184,66	0,00	183,08	0,00	179,73

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. (I-P): inverno-primavera e (V-O): verão-outono. Fonte: Próprio autor.

Nota-se que para as duas estações, o tratamento T1 (água superficial e adição de 100% de adubação nitrogenada) foi o que apresentou maior demanda hídrica da planta entre todos os tratamentos, apresentando valores de 501,08 mm na estação inverno-primavera e 227,45 mm, ao longo dos meses caracterizados como verão-outono.

No entanto, quando são considerados apenas os tratamentos irrigados com efluente tratado de abatedouro, temos que o tratamento T4 (irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 66% de adubação nitrogenada) se destacou entre os demais na estação inverno-primavera, com valores totais de lâminas de irrigação aplicados no tratamento de 500,39 mm. Destes, 385,14 mm são provenientes de ETA e 115,25 mm de AS, que foram utilizados para complementar a demanda hídrica requerida pela cultura durante os cinco primeiros meses de experimento, já que o abatedouro não produziu efluente suficiente e a capacidade de armazenamento era reduzida.

O tratamento T3 apresentou o maior valor total de lâminas aplicadas no ano de 2018 (verão-outono), dentre os tratamentos irrigados com água residuária. Foram exibidos ao longo dos meses estudados nesta estação, uma lâmina total de 184,66 mm, dos quais esse volume foi totalmente proveniente do efluente tratado de abatedouro.

É importante destacar que para os meses em que houveram valores consideráveis de precipitação (outubro de 2017 a março de 2018) foi o período de menor volume irrigado para todos os tratamentos (Tabela 9).

4.4 Aporte de nutrientes

A Tabela 10 apresenta o aporte de nutrientes para as duas fontes de água (ETA e AS), no período correspondente as estações inverno-primavera e verão-outono.

Tabela 10 – Aporte de nutrientes, sódio e cloro (kg ha^{-1}) pela lâmina de irrigação em cada tratamento durante as estações inverno-primavera e verão-outono

Estação	Tratamentos	N _{TOTAL}	P-PO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl ⁻	S-SO ₄	Fe	Mn
		kg/ha									
I-P	T1	6,53	0,32	13,91	12,53	11,42	8,96	9,98	0,95	0,22	0,02
	T2	652,85	8,89	240,23	86,21	57,34	14,82	225,30	15,72	0,47	0,27
	T3	672,89	9,17	247,85	89,11	59,34	15,46	232,39	16,22	0,49	0,27
	T4	691,09	9,42	254,70	91,67	61,07	15,99	238,77	16,67	0,50	0,28
	T5	739,40	10,06	271,57	97,13	64,46	16,39	254,83	17,77	0,52	0,30
V-O	T1	3,51	0,05	6,32	5,69	5,19	4,07	0,00	0,00	0,13	0,00
	T2	298,53	2,23	141,03	56,27	36,42	5,23	0,00	13,35	0,21	0,10
	T3	300,97	2,25	142,19	56,73	36,72	5,27	0,00	13,46	0,21	0,10
	T4	298,40	2,23	140,97	56,24	36,40	5,23	0,00	13,35	0,21	0,10
	T5	292,94	2,19	138,39	55,21	35,74	5,13	0,00	13,10	0,10	0,10

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. (I-P): inverno-primavera e (V-O): verão-outono. Fonte: Próprio autor.

Ao analisar o período inverno-primavera, nota-se que o tratamento T5 recebeu o maior aporte para todos os nutrientes avaliados, quando comparado aos demais tratamentos. Este resultado está relacionado ao fato de que neste período o tratamento em questão apresentou lâmina de irrigação proveniente do efluente tratado de abatedouro elevada (412,36 mm), como observado na Tabela 9. Porém, o tratamento T2 (irrigação com efluente tratado de abatedouro sem adição de adubação nitrogenada) foi o que apresentou menores teores de aporte de nutrientes, uma vez que neste período o teor de lâmina de irrigação proveniente do ETA aplicado nas parcelas deste tratamento correspondeu a apenas 363,95 milímetros (Tabela 9).

No período verão-outono verificou-se um comportamento inverso ao que aconteceu na estação anterior para o tratamento T5, ou seja, foi observado para o tratamento anteriormente mencionado valores reduzidos em relação aos demais tratamentos aplicados. O T3 apresentou os maiores valores para todos os nutrientes analisados, quando comparados aos demais tratamentos na estação verão-outono, embora os valores entre todos os tratamentos irrigados com efluente tenham sido bem próximos nesta estação sugerindo a importância da irrigação com efluentes tratados.

O tratamento testemunha (T1) apresentou, como esperado, nas duas épocas de estudo (inverno-primavera e verão-outono) menores aportes de nutrientes, visto que a irrigação era realizada apenas com água proveniente do canal adjacente à área experimental. A Tabela 8 apresenta as baixas concentrações de nutrientes que foram obtidos pela caracterização química neste tratamento, justificando os resultados de aporte de nutrientes.

Quando analisados o aporte de nutrientes total, provenientes das duas fontes de água aplicadas (Tabela 8) e da fertilização fornecida à cultura durante a condução do experimento, pelas dosagens de NPK apresentadas nas Tabelas 5 e 6, nas duas épocas estudadas, T5 tem os maiores valores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), em comparação aos demais tratamentos irrigados com efluente tratado de abatedouro (T2, T3 e T4) e água superficial (T1) no inverno-primavera. Porém, no verão-outono o tratamento T5 apresenta o mesmo comportamento descrito acima, apenas para a variável nitrogênio, uma vez que as concentrações de potássio e fósforo neste período foram maiores no tratamento T3, em relação aos demais tratamentos aplicados no estudo.

Os valores obtidos para os nutrientes P e K no inverno-primavera estão ligados ao fato do tratamento T5 ter apresentado maiores irrigações no período mencionado (Tabela 9), uma vez que as dosagens de fósforo e potássio foram as mesmas para todos os tratamentos durante o estudo (40 e 140 kg ha⁻¹). O resultado para o teor de nitrogênio no mesmo período, mostra a importância da associação entre a irrigação de águas provenientes de efluentes tratados e

adubação nitrogenada, uma vez que o tratamento T5 obteve maiores valores quando comparado à T2 (irrigação com efluente sem adubação nitrogenada) e a T1. Como pode ser verificado na Tabela 6, o valor elevado de fertilizante nitrogenado aplicado contribuiu para que o tratamento T5 tivesse aporte maior que o T2. E, os nutrientes provenientes da fonte ETA colaboraram para que os resultados do tratamento T5 fossem maiores quando comparados ao tratamento controle (T1) (Tabela 8).

No verão-outono, o nitrogênio se comportou de maneira idêntica ao descrito para o período inverno-primavera, ou seja, o tratamento T5 apresentou os maiores valores de aporte total em comparação aos demais tratamentos aplicados devido adubação nitrogenada (Tabela 6) e pelos nutrientes provenientes da ETA (Tabela 8). Neste tratamento, 292,94 kg ha⁻¹ foram provenientes do efluente tratado e 150 kg ha⁻¹ provenientes da fertilização. Porém, na análise de aporte de nutrientes totais para as variáveis P e K, nota-se que os maiores valores foram obtidos para T3, resultante dos maiores teores de nutrientes advindos do ETA (Tabela 8), uma vez que a dosagem da fertilização mineral de fósforo e potássio permaneceram fixos (20 e 150 kg ha⁻¹, respectivamente) entre todos os tratamentos estudados.

4.5 Solo

Nos tópicos seguintes estão apresentados os resultados relacionados aos parâmetros químicos do solo nos períodos inverno-primavera (setembro e dezembro de 2017) e verão (março de 2018) em diferentes profundidades de coleta, para os tratamentos avaliados.

4.5.1 Inverno-primavera

Ao avaliar aos 77 e 172 dias (setembro e dezembro de 2017) após o início da aplicação dos tratamentos, boro, cobre e saturação por alumínio não apresentaram diferenças significativas em suas concentrações, quando submetidas à análise de variância para avaliar a influência dos tratamentos e da profundidade em ambas as coletas. Entretanto, quando analisados pH, fósforo, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, ferro, manganês, zinco, CTC, V%, matéria orgânica, carbono total e soma de bases observou-se, diferenças em relação a profundidade (Tabela 11 e 12), aos tratamentos (Tabela 13 e 14) e pela interação dos tratamentos e profundidade (Tabela 15 e 16).

Tabela 11 – Parâmetros químicos do solo nas profundidades 0-0,20 m e 0,20-0,40 m aos 77 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, setembro/2017)

Profundidade (m)	pH CaCl ₂	P ---- mg dm ⁻³ ----	S	K	Ca ----- mmolc dm ⁻³ -----	Mg
0 - 0,20	5,20 a	16,58 a	5,75 b	1,34 a	29,68 a	8,90 a
0,20 – 0,40	4,96 b	12,10 b	9,26 a	1,19 b	22,61 b	6,20 b
CV(%)	1,05	7,58	24,97	10,75	11,41	9,97
Continuação...						
Profundidade (m)	Fe ----- mg dm ⁻³ -----	Mn	Zn	Al ---- mmolc dm ⁻³ ----	CTC	V %
0 - 0,20	37,13 a	14,39 a	1,87 a	0,09 b	69,05 a	57,24 a
0,20 - 0,40	23,61 b	8,90 b	0,58 b	0,76 a	62,35 b	48,02 b
CV(%)	26,24	26,11	41,76	94,98	9,77	4,72

CV: coeficiente de variação; CTC: capacidade de troca de cátions, V%: saturação de bases. Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

A avaliação da composição química do solo, em diferentes profundidades, é um indicador de da mobilidade dos nutrientes. Nota-se, pela Tabela 11, que as concentrações médias dos macros e micronutrientes foram maiores na camada superficial do solo e menores na camada mais profunda do solo. Porém, o alumínio e o enxofre, apresentaram acréscimos em suas concentrações médias na profundidade maior. Isso pode ser explicado, porque as mobilizações de enxofre e alumínio estão relacionadas com o valor do pH do solo, que pode ou não permitir uma difusão dos nutrientes. Para ambos, quanto mais baixo o pH maior é a disponibilidade do nutriente para a absorção das plantas (RAIJ, 2011). Além disso, os dados da Tabela 11, indicam que os valores obtidos para o pH foram um pouco abaixo do adequado para o cultivo do capim, que exigem valores que variam entre 5,6 e 6,5 (LEITE; MACHADO, 1999).

Foi verificado que a CTC e V% foram maiores na profundidade 0-0,20 m e menores para a profundidade de 0,20-0,40 m. Esses resultados podem estar relacionados pelo fato das concentrações de cálcio, magnésio e potássio serem superiores na camada superficial do solo e inferiores na camada profunda do solo, como mostra a Tabela 11. Além disso, os valores da CTC variam de acordo com o pH. Solos com maior capacidade de troca de cátions apresentam aumento do pH.

Os resultados obtidos para saturação por bases para as duas profundidades são adequados para o cultivo de plantas do gênero *Cynodon*, uma vez que indicam-se manter valores próximos a 60% (PEDREIRA, 2005).

Como observado em dezembro/2017, a Tabela 12 confirma a concentração dos parâmetros químicos do solo na camada superior (0-0,20 m), com exceção do enxofre. Além disso, nota-se a

presença de sódio em maior concentração na camada superior do solo, indicando incrementos proveniente da irrigação com efluente tratado nos teores deste cátion.

Tabela 12 – Parâmetros químicos do solo nas profundidades 0-0,20m e 0,20-0,40m aos 172 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, dezembro/2017)

Profundidade (m)	pH CaCl ₂	P --- mg dm ⁻³ ---	S	K ----- mmolc dm ⁻³ -----	Ca	Mg	Na
0 - 0,20	5,57 a	19,46 a	5,10 b	2,32 a	37,66 a	12,00 a	0,55 a
0,20 – 0,40	5,15 b	12,85 b	8,50 a	1,91 b	25,48 b	8,00 b	0,38 b
CV(%)	4,78	9,09	23,10	13,04	14,75	10,00	12,85
Continuação...							
Profundidade (m)	Fe ----- mg dm ⁻³ -----	Mn	Zn	SB ---- mmolc dm ⁻³ ----	CTC	V %	PST
0 - 0,20	27,28 a	16,32 a	2,28 a	53,88 a	77,55 a	66,15 a	0,72 a
0,20 – 0,40	19,60 b	10,20 b	1,04 b	37,53 b	64,48 b	52,84 b	0,59 b
CV(%)	26,67	25,22	45,43	6,99	9,36	6,76	14,68

CV: coeficiente de variação; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V%: saturação por bases.

Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Na Tabela 13 são observados os resultados da influência dos tratamentos nos valores de fósforo e potássio. Os maiores valores ocorreram em T5, no qual as concentrações médias obtidas foram de 15,95 mg dm⁻³ e 1,52 mmolc dm⁻³ para fósforo e potássio, respectivamente, sem apresentar diferença para T2, sem aplicação de fertilizante e T1, irrigação com água superficial. No entanto, T4 apresentou as menores concentrações para os macronutrientes mencionados, com concentrações iguais à 12,75 mg dm⁻³ para o fósforo e 1,14 mmolc dm⁻³ para o potássio.

Tabela 13 – Fósforo e potássio no solo para os tratamentos aos 77 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, setembro/2017)

Tratamento	P	K
	mg dm ⁻³	mmolc dm ⁻³
T1	14,29 abc	1,21 ab
T2	15,75 ab	1,20 ab
T3	12,95 bc	1,23 ab
T4	12,75 c	1,14 b
T5	15,95 a	1,52 a
CV (%)	24,70	31,36

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV: coeficiente de variação. Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Porém, aos 172 dias após a irrigação, os valores de sódio e PST foram incrementados pelos tratamentos com efluente, mostrando o potencial salino dessa água residuária. Da mesma forma, houve incremento de fósforo, sendo que, a maior diferença foi observada em T5, em relação à T1 (Tabela 14). Quanto à questão de salinidade e sodicidade do solo, embora os valores que indicam o risco de salinidade tenham incrementado com o aumento das lâminas de efluente aplicadas ao solo, os valores encontrados de PST são inferiores ao valor de 6% preconizado pela CETESB (2006), para suspensão de aplicação de efluentes no solo.

Tabela 14 – Sódio e fósforo no solo para os tratamentos aos 172 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, dezembro/2017)

Tratamento	Na	P	PST
	mmolc dm ⁻³	mg dm ⁻³	%
T1	0,21 c	13,29 b	0,31 b
T2	0,56 ab	17,00 ab	0,84 a
T3	0,51 ab	15,87 ab	0,68 a
T4	0,43 b	15,87 ab	0,61 a
T5	0,61 a	18,75 a	0,82 a
CV (%)	21,05	21,44	21,11

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV: coeficiente de variação. Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Avaliando o comportamento dos nutrientes pela interação dos tratamentos com as profundidades estudadas, apenas a matéria orgânica, carbono total e soma de bases apresentaram diferenças significativas aos 77 dias após a irrigação (Tabela 15).

Tabela 15 – Matéria orgânica (MO), carbono total (CT) e soma de bases (SB) pela interação dos tratamentos pela profundidade aos 77 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, setembro/2017).

Tratamento	MO		CT		SB	
	0-0,20m	0,20-0,40m	0-0,20m	0,20-0,40m	0-0,20m	0,20-0,40m
T1	26,95 Bb	32,66 Aab	15,63 Ac	21,57 Aa	39,59 Aa	33,07 Ba
T2	27,36 Bb	35,52 Aa	15,88 Bbc	20,60 Aa	38,69 Aa	28,62 Ba
T3	33,07 Aa	34,90 Aa	19,18 Aa	18,75 Ab	37,64 Aa	31,27 Ba
T4	30,00 Aab	30,70 Ab	17,40 Ab	17,80 Ab	44,00 Aa	25,94 Ba
T5	28,57 Bb	32,06 Aab	16,57 Bab	18,60 Ab	42,76 Aa	27,71 Ba
CV1(%)	8,37		14,29		18,12	
CV2(%)	3,41		2,50		5,84	

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV1: coeficiente de variação do

tratamento. CV2: coeficiente de variação da profundidade. Média seguidas de letras diferentes minúscula na coluna e maiúscula na linha, diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

A matéria orgânica foi superior na camada de 0-0,20 m em T3, sem diferir de T4. Contudo, quando analisada a camada de 0,20-0,40 m vê-se que o maior valor médio de matéria orgânica foi para o tratamento T2, do qual apresentou teor médio igual a 35,52 g kg⁻¹. Além disso, observa-se que o tratamento que foi irrigado com água superficial (T1) não teve diferença dos tratamentos com ETA. Ao considerar os resultados de concentração matéria orgânica do solo obtidos entre profundidades, constata-se que T3 e T4 não diferiram entre as profundidades (Tabela 14).

O carbono total foi superior na camada de 0-0,20 m em T3, sendo que os menores valores foram encontrados em T1 e T2. Entretanto, quando analisada a camada de 0,20-0,40 m o maior valor ocorreu em T1. Ao avaliar o comportamento entre profundidades, nota-se que apenas os tratamentos T2 e T5 apresentaram diferenças estatísticas entre as médias, das quais foram superiores na profundidade de 0,20-0,40 m. Os valores de SB não foram influenciados pelos tratamentos em ambas as profundidades estudadas, mas em todas as situações foram superiores na camada superior.

Porém, aos 172 dias após a irrigação, o teor médio de matéria orgânica e carbono total para a camada 0-0,20 m do solo foram superiores no tratamento T4 e inferior para o tratamento T3 para ambos parâmetros químicos do solo, resultado oposto ao obtido na coleta anterior. Quando avaliada a camada 0,20-0,40 m do solo, o teor médio de matéria orgânica e carbono total foram superiores no tratamento T2. Além disso, entre profundidades, as concentrações médias de MO e CT diminuíram em profundidade em todos os tratamentos aplicados no estudo (Tabela 16).

Tabela 16– Matéria orgânica (MO) e carbono total (CT) do solo pela interação dos tratamentos pela profundidade aos 172 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, dezembro/2017)

Tratamento	MO		CT	
	0-0,20	0,20-0,40	0-0,20	0,20-0,40
T1	27,45 Ab	21,67 Bb	15,92 Ab	12,57 Bb
T2	27,07 Ab	24,45 Ba	15,70 Ab	14,18 Ba
T3	25,67 Ac	22,02 Bb	14,89 Ac	12,77 Bb
T4	29,70 Aa	22,50 Bb	17,22 Aa	13,34 Bb
T5	28,35 Aab	23,00 Bb	16,44 Aab	13,05 Bb
CV 1 (%)	9,09		9,09	
CV 2 (%)	1,45		1,46	

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV1: coeficiente de variação do tratamento. CV2: coeficiente de variação da profundidade. Média seguidas de letras diferentes minúscula na coluna e maiúscula na linha, diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

A matéria orgânica do solo é essencial para a estabilidade e fornecimento de nutrientes para os solos. Além disso, consiste em um indicador da qualidade do solo (CUNHA; MENDES; GIONGO, 2015).

4.5.2 Verão

A seguir são apresentados os resultados de química do solo para março de 2018, para os parâmetros que apresentaram diferenças estatísticas (Tabela 17 e 18).

A Tabela 17 mostra a concentração dos elementos analisados na camada superior do solo (0-0,20 m), assim como já observado nas coletas anteriores, aos 77 e 172 dias após o início da irrigação. Esse comportamento indica que o manejo da irrigação foi adequado para manter a concentração dos nutrientes na zona radicular efetiva do capim, sem provocar lixiviação.

Tabela 17 – Parâmetros químicos do solo nas profundidades 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, aos 270 dias após o início da irrigação (período verão, março/2018)

Profundidade (m)	pH CaCl ₂	P ---- mg dm ⁻³ ----	S	K	Ca	Mg
0 - 0,20	5,38 a	20,68 a	10,31 a	1,72 a	28,90 a	8,70 a
0,20 – 0,40	5,11 b	14,35 b	7,40 b	0,77 b	25,60 b	6,15 b
CV(%)	3,27	25,21	30,28	16,33	6,73	20,68
Continuação ...						
Profundidade (m)	Fe mg dm ⁻³	SB mmolc dm ⁻³	MO ----- g kg ⁻¹ -----	CT	V	
0 - 0,20	25,56 a	40,64 a	24,93 a	14,46 a	59,52 a	
0,20 – 0,40	16,28 b	32,65 b	19,74 b	11,44 b	50,20 b	
CV(%)	30,51	7,05	10,99	10,97	4,12	

C.V(%): coeficiente de variação; SB: soma de bases; MO: matéria orgânica; CT: carbono total; V%: saturação por bases. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na coluna diferiram pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: próprio autor.

Os resultados obtidos para saturação por bases para as duas profundidades são adequados para o cultivo de plantas do gênero *Cynodon*, como ocorreu no mês de dezembro de 2017, uma vez que indicam-se manter valores próximos a 60% (PEDREIRA, 2005) (Tabela 17).

Avaliando o comportamento das propriedades químicas do solo no período verão para os tratamentos, foram encontradas diferenças significativas apenas para cálcio, potássio e manganês. A Tabela 18, exibe os valores obtidos para os três nutrientes nos cinco tratamentos avaliados durante as estações mencionadas.

Tabela 18 – Cálcio, potássio e manganês do solo para os tratamentos aos 270 dias após o início da irrigação (período verão, março/2018)

Tratamento	Ca	K	Mn
	--mmolc dm ⁻³ --		mg dm ⁻³
T1	28,62 a	1,71 a	15,06 a
T2	28,50 a	0,88 b	7,10 b
T3	29,75 a	1,00 b	8,31 b
T4	26,62 ab	1,38 ab	10,02 b
T5	22,75 b	1,25 ab	5,89 b
CV (%)	6,73	32,23	17,75

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. C.V(%) = coeficiente de variação. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na coluna diferiram pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: próprio autor.

Os teores de K e Mn foram inferiores nos tratamentos com efluentes quando comparado com a testemunha (T1). As respostas das culturas em relação a absorção de potássio podem ser influenciadas pela quantidade de nitrogênio disponível às plantas (WEBER & SARRUGÉ, 1985). O Ca teve a menor concentração em T5, também diferenciando de T1. Este resultado pode ter acontecido, pois o cálcio é um nutriente, em grandes aplicações e aportes, pode ser lixiviado (RAIJ, 2011) (Tabela 18).

4.6 Solução do Solo

Nos tópicos seguintes estão apresentados os resultados relacionadas as características químicas da solução do solo nos períodos inverno-primavera (setembro e dezembro de 2017) e verão (março de 2018) em diferentes profundidades de coleta, para os tratamentos avaliados.

4.6.1 Inverno – Primavera

- **Setembro**

Por ocasião da avaliação química da solução do solo, aos 77 dias após o início da aplicação dos tratamentos (setembro/2017), não foi observado influência dos tratamentos para RAS, NO₂, NH₄ e SO₄⁻. Os demais parâmetros avaliados apresentaram diferenças estatísticas quando avaliados em profundidade do solo, conforme a Tabela 19.

Tabela 19 – Características químicas da solução do solo na camada 0-0,20m e 0,20-0,40m aos 77 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, setembro/2017)

Profundidade (m)	CE dS m ⁻¹	Na	K	Ca	Mg	NO ₃
		mg L ⁻¹				
0-0,20	0,27 a	9,40 a	13,15 a	10,26 a	5,88 a	1,17 b
0,20-0,40	0,16 b	6,06 b	6,53 b	5,75 b	2,30 b	3,29 a
C.V (%)	26,36	39,32	56,61	39,02	45,79	64,91

CV: coeficiente de variação; CE: condutividade elétrica. Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor

Os resultados apresentados na Tabela 19, apontam que a concentração de sódio, potássio, cálcio e magnésio na solução do solo foram maiores na profundidade do solo de 0-0,20m e menores na 0,20-0,40m do solo. Analisando os teores de potássio, cálcio e magnésio observa-se que os resultados foram semelhantes aos obtidos pela análise do solo no mesmo período (Tabela 11), comprovando que esses elementos permaneceram na camada adotada para manejo da irrigação.

Na Tabela 19 observa-se que os íons dissolvidos na solução do solo tiveram comportamento semelhante aos resultados obtidos para pH e CTC na análise química do solo (Tabela 11). Isso se deve ao fato destes atributos químicos do solo afetarem a lixiviação dos nutrientes. Solo com CTC alta apresenta elevada capacidade de adsorção dos cátions, reduzindo a lixiviação. A medida que o pH aumenta, a CTC do solo se eleva, fazendo com que os cátions apresentem maior número de carga para adsorção (SANTOS et al., 2002).

Contudo, a concentração de nitrato na solução do solo foi maior na camada de 0,20-0,40 m, indicando risco de lixiviação. Em casos nos quais o nitrato da solução do solo não é absorvido pelas plantas ou não sofre imobilização pela microbiota do solo, ocorre a lixiviação. Além disso, a lixiviação pode apontar que a quantidade de nitrogênio aplicada na área excedeu aos teores requeridos pela planta. Geralmente, somente o nitrogênio abaixo de 80 centímetros poderia ser considerado sujeito à lixiviação (PRIMAVESI et al., 2006). Devido ao predomínio de cargas negativas na parte arável do solo, a adsorção eletrostática do nitrato é insignificante, desta forma permanece na solução do solo, o que favorece o deslocamento do ânion ao longo do perfil do solo (CERETTA & FRIES, 1997).

A condutividade elétrica da solução do solo, conforme a Tabela 19, apresentou diferença estatística entre as distintas profundidades, dos quais observou-se decréscimo da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo no perfil do solo. Resultados semelhantes ao desta pesquisa foram obtidos por Medeiros et al (2011), que utilizaram água residuária proveniente da suinocultura e Costa et al (2009) sob fertirrigação com diferentes concentrações de ureia.

- **Dezembro**

Aos 172 dias após o início da aplicação dos tratamentos (dezembro/2017), ainda no período inverno-primavera, não foi observado influência dos tratamentos na solução do solo em CE e nas concentrações de Na, Ca, Mg e RAS. Os demais parâmetros avaliados apresentaram diferenças estatísticas quando avaliados em profundidade do solo, além do K que também teve influência das fontes de água e das doses de nitrogênio aplicadas (Tabela 20 e Tabela 21).

Tabela 20 – Características químicas da solução do solo na camada 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, aos 172 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, dezembro/2017)

Profundidade (m)	K	SO ₄	NH ₄	NO ₂	NO ₃
	mg L ⁻¹				
0-0,20	8,77 a	15,30 a	1,43 a	0,04 a	0,07 b
0,20-0,40	5,52 b	11,20 b	0,92 b	0,03 b	0,32 a
C.V (%)	33,91	26,16	24,57	27,78	119,21

CV: coeficiente de variação. Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

A maior parte parâmetros químicos da solução do solo apresentaram concentrações médias superiores na camada de 0-0,20 m do solo e inferiores na camada de 0,20-0,40 m do solo. No entanto, a concentração de nitrato na solução do solo foi novamente superior na camada 0,20-0,40 m.

A concentração de potássio observada no solo (Tabela 15) teve o mesmo comportamento obtido no extrato de saturação do solo, comprovando que não houve lixiviação deste nutriente ao longo do perfil. O resultado obtido para potássio e nitrato foi similar ao encontrado no mês de setembro/2017. Este resultado, como mencionado anteriormente, está relacionado ao valor de pH e CTC. Na Tabela 12, observa-se que os parâmetros químicos do solo diminuíram ao longo do perfil do mesmo modo que a concentração do íon potássio na solução do solo (Tabela 20).

Silva et al., (2000) avaliaram a disponibilidade de nitrato sob o efeito de fontes e doses de nitrogênio e constataram que o nitrogênio aplicado na forma de uréia aumenta a disponibilidade de potássio em função do pH do solo. Além disso, afirmaram que a baixa eficiência da uréia aplicada em condições de campo pode ser devido a maior intensidade de nitrificação do nitrogênio desse fertilizante e, conseqüentemente, a uma maior lixiviação de nitrato. Primavesi et al., (2006) avaliando a lixiviação de nitrato em pastagem de *coastcross* adubada com nitrogênio notaram pequenas lixiviações nos teores de NO₃. Di & Cameron (2002) também relataram perdas de nitrato no solo pela aplicação de uréia.

Piovesan et al., (2009) avaliaram a perda de NO_3^- , NH_4^+ e K pela aplicação de dejetos líquidos de bovinos e fertilizantes minerais em Latossolo e constataram que as quantidades perdidas foram maiores no nitrato, confirmando o potencial de lixiviação do mesmo.

A Tabela 21 apresenta a concentração de potássio na solução do solo pela influência dos tratamentos.

Tabela 21 – Potássio (K) na solução do solo para os tratamentos aos 172 dias após o início da irrigação (período inverno-primavera, dezembro/2017)

Tratamentos	K
	mg L ⁻¹
T1	12,63 a
T2	5,76 b
T3	5,67 b
T4	4,96 b
T5	6,71 ab
C.V (%)	69,83

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV: coeficiente de variação. Média seguidas de letras minúsculas diferem na coluna, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Os tratamentos com efluente apresentaram teores de K inferiores à testemunha (T1), com exceção de T5 que não diferiu de T1, ambos tratamentos que receberam 100% da adubação nitrogenada. Esse resultado novamente corrobora com Silva et al., (2000) que correlacionou o fertilizante ureia a aumento nos teores de potássio na solução do solo.

4.6.2 Verão

- **Março**

Quando avaliada a solução solo no mês de março/2018, após altos índices pluviométricos, foram observadas concentrações diferentes em profundidade para Na, RAS e SO_4 (Tabela 22), estes juntamente com nitrato, também foram influenciados pelos tratamentos (Tabela 23). No caso do nitrito os teores tiveram interação dos tratamentos e das profundidades (Tabela 24). Já os teores de CE, K, Ca, Mg e NH_4 não foram alterados.

Tabela 22 – Características químicas da solução do solo na camada 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, aos 270 dias após o início da irrigação (período verão, março/2018)

Profundidade (m)	Na -----mg L⁻¹-----	SO₄	RAS (mmol L⁻¹)^{0,5}
0-0,20	8,12 b	31,24 a	0,59 b
0,20-0,40	10,21 a	9,81 b	0,74 a
CV (%)	19,41	22,04	12,11

CV: coeficiente de variação; RAS: razão de adsorção de sódio. Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Os resultados apresentados na Tabela 22, mostram que a concentração de sulfato presente na solução do solo foi maior na profundidade do solo de 0-0,20 m. O teor do ânion SO_4^{2-} , na solução do solo, aparece em menor quantidade que os cátions trocáveis e pode estar presente em solos com grande quantidade de matéria orgânica (NUNES; REZENDE, 2015). Nota-se que pela análise química do solo realizada no mês de março (Tabela 17) que o teor de matéria orgânica do solo foi maior na mesma profundidade em que houve maior concentração média de SO_4 no extrato de saturação do solo.

Contudo, os valores de sódio e RAS na solução do solo foi menor na camada 0-0,20m e superior na camada de 0,20-0,40m, indicando uma translocação do elemento, provavelmente pela alta precipitação do período. O aumento da RAS indica a elevação da proporção de sódio na fase solúvel do solo, com a diminuição dos cátions Ca e Mg, o que pode promover desequilíbrios nutricionais pela dificuldade de absorção dos elementos essenciais às plantas (PESSOA et al., 2010) e promover dispersão dos coloides presentes nos solos e sua movimentação no perfil, obstruindo os poros e dificultando a condução de água e ar ocasionando danos nas propriedades físicas do solo (SILVA et al., 2014).

As concentrações de sódio, nitrato e sulfato na solução do solo e a RAS, para os tratamentos são apresentadas na Tabela 23. A RAS foi superior nos tratamentos com efluente, com exceção de T5. Da mesma forma, o sódio foi superior em T2 e T4, entretanto T5 e T3 não diferiram de T1. O nitrato foi superior em T5 (ETA e 100% AN), em relação aos demais tratamentos. O nitrogênio quando aplicado na forma de ureia eleva a intensidade da taxa de nitrificação nos solos e consequentemente, o teor de nitrato (SILVA et al., 2000).

Tabela 23 – Na, RAS, NO₃ e SO₄ na solução do solo para os tratamentos aos 270 dias após o início da irrigação (período verão, março/2018)

Tratamentos	RAS	Na	NO ₃	SO ₄
	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}	-----mg L ⁻¹ -----		
T1	0,35 b	5,61 b	1,51 b	30,42 a
T2	0,90 a	10,68 a	0,67 b	23,54 ab
T3	0,79 a	9,31 ab	1,49 b	18,37 ab
T4	0,79 a	10,52 a	0,71 b	18,16 ab
T5	0,43 b	9,12 ab	5,90 a	14,72 b
C.V (%)	23,88	22,87	79,40	22,04

T1: irrigação com água superficial e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV: coeficiente de variação. RAS: Razão de Adsorção de Sódio. Média seguidas de letras minúsculas diferem na coluna, pelo teste de Tukey a ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Os valores de Na e RAS na solução do solo observados na Tabela 26 estão relacionados com o teor de sódio encontrado nas águas utilizadas para a irrigação do capim, nota-se pela Tabela 8, que a fonte de ETA e a AS apresentaram concentrações médias de sódio iguais a 67,17 e 2,82 mg L⁻¹, respectivamente.

Os resultados para a concentração de ânion sulfato na solução do solo mostram que o tratamento T1 teve concentração média significativamente superior ao tratamento T5, e que não houve diferença entre T1, T2, T3 e T4 e entre T2, T3, T4 e T5.

O nitrito na solução do solo (Tabela 24), assim como o nitrato (Tabela 23) foi superior em T5, quando comparado aos demais tratamentos. Quando avaliado em profundidade não foi observada diferença para os tratamentos, com exceção de T5 onde o nitrito foi maior em 0-0,20 m.

Tabela 24– Nitrito (NO₂) na solução do solo pela interação dos tratamentos pela profundidade aos 270 dias após o início da irrigação (período verão, março/2018)

Tratamentos	Profundidade	
	0-0,20m	0,20-0,40m
T1	0,19 Ab	0,24 Aa
T2	0,02 Ab	0,03 Aa
T3	0,02 Ab	0,11 Aa
T4	0,03 Ab	0,04 Aa
T5	1,03 Aa	0,15 Ba
CV1 (%)	57,53	
CV2 (%)	70,86	

T1: irrigação com água superficial e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV1: coeficiente de variação do tratamento. CV2: coeficiente de variação da profundidade. Média seguidas de letras diferentes minúscula na coluna e maiúscula na linha, diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

4.7 Produtividade da água

4.7.1 Inverno – Primavera

As variáveis produção de matéria-seca do capim *coastcross* e produtividade da água dentro do período inverno-primavera foram submetidas a análise de variância comparando os tratamentos entre si. Não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos para as variáveis analisadas.

Os valores de produtividade da água em função da produção de matéria-seca do capim *coastcross*, pela lâmina de irrigação e precipitação, nos diferentes tratamentos aplicados na estação inverno-primavera são apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 – Produtividade da água (PA) em função da produção de matéria-seca do capim *coastcross*, da lâmina de irrigação e precipitação, para os diferentes tratamentos, estação inverno-primavera

Tratamentos	Produção MS (kg ha ⁻¹)	Lâmina I+P (m ³ ha ⁻¹)	PA (kg m ⁻³)
T1	1842,49 a	8317,3	0,22 a
T2	1891,37 a	7925,2	0,24 a
T3	1860,31 a	7996,2	0,23 a
T4	1749,96 a	8243,8	0,22 a
T5	2317,56 a	8108,6	0,29 a
CV(%)	18,98		19,36

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. C.V (%): coeficiente de variação. MS: matéria seca. I: irrigação. P: precipitação. Médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferiram pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Na Tabela 28 a PA, assim como a produção de MS, não foram influenciadas pelos tratamentos aplicados, embora devemos considerar que o tratamento sem aplicação de ureia e com ETA (T2) não difere do tratamento testemunha, AS com 100% do teor de ureia recomendada para a cultura. Os fatores que influenciam o rendimento da cultura e a água aplicada aumentam ou reduzem a produtividade da água (FRIZZONE, 2015).

Erthal et al., (2010) avaliando as características fisiológicas, nutricionais e o rendimento de forrageiras fertirrigadas com água residuária de bovinocultura (ARB), observaram que a utilização da ARB propiciou absorção de nutrientes pelas plantas e consequentemente rendimento de produção próximos aos recomendados. Em um trabalho de Primavesi et al., (2004) sobre o efeito de doses e fontes de nitrogênio na extração de nutrientes em capim *coastcross*, altas produções para a fonte de nitrogênio uréia foram obtidas nos tratamentos onde a dose de adubação foi elevada (500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N).

4.7.2 Verão – Outono

As variáveis produção de matéria-seca do capim *coastcross* e produtividade da água dentro do período verão-outono foram submetidas a análise de variância comparando os tratamentos entre si. Apenas a variável produção matéria-seca apresentou diferença significativa entre os tratamentos.

Os valores de produtividade da água em função da produção de matéria-seca do capim *coastcross*, pela lâmina de irrigação e precipitação, nos diferentes tratamentos aplicados na estação verão-outono são apresentados na Tabela 26.

Tabela 26 – Produtividade da água (PA) em função da produção de matéria-seca do capim *coastcross*, pela lâmina de irrigação e precipitação, nos diferentes tratamentos, estação verão-outono

Tratamentos	Produção MS (kg ha ⁻¹)	Lâmina I+P (m ³ ha ⁻¹)	PA (kg m ⁻³)
T1	8766,22 a	10612,40	0,83 a
T2	6428,57 b	8552,60	0,75 a
T3	6131,92 b	8627,70	0,71 a
T4	6043,62 b	8557,00	0,70 a
T5	6730,23 b	9313,00	0,72 a
CV(%)	11,23		11,00

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. C.V (%): coeficiente de variação. MS: matéria seca. I: irrigação. P: precipitação. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na coluna diferiram pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

A produção de MS no período verão-outono foi maior em T1, não havendo diferenças entre os tratamentos que receberam ETA. Entretanto, a PA não diferiu entre todos os tratamentos avaliados. Esse índice comprova que o manejo da irrigação foi adequado para garantir a eficiência do uso da água, nos tratamentos que produziram menos MS as lâminas de irrigação aplicadas também foram reduzidas, ou seja, houve atendimento a demanda hídrica do capim.

Pereira et al., (2002) afirmam que para o aumento ou redução da produtividade da água devem-se considerar entre outros parâmetros, àqueles que estão relacionados à resposta produtiva da cultura. O rendimento de matéria-seca do capim *coastcross* pode ser atribuído pela adubação nitrogenada. Avaliando os efeitos de três diferentes doses de adubação nitrogenada (250, 500 e 750 kg de N/ha.ano) na produção do *coastcross* em dois períodos (seca e úmido), Alvim et al. (1996) obtiveram como resposta uma taxa de aumento na produção de 43% nos tratamentos irrigados e adubados quando comparados com a produção do período de inverno. O mesmo efeito foi observado no estudo realizado por Oliveira et al. 2011, sob as doses 0, 100, 200, 300 e 400 kg de N/ha.ano. A utilização da adubação nitrogenada trouxe uma resposta positiva na produção do capim *coastcross* que variou de 8,0 a 17,2 t/ha.ano para as doses de 0 a 400 kg/ha.ano de N.

4.8 Fluxos de gases do solo

As variáveis climáticas e do solo são importantes para explicar os fluxos de gases de dióxido de carbono, óxido nitroso e metano do solo. Na figura 12 estão apresentadas a umidade do solo, a umidade relativa do ar, a temperatura do solo e do ar, medidas no momento em que foram realizadas as coletas de gases em campo.

Figura 12 – Variáveis climáticas e do solo medidas no momento de coleta de gases do efeito estufa no campo (A) umidade do solo; (B) umidade relativa do ar; (C) temperatura do solo e (D) temperatura do ar. T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. Fonte: Próprio autor.

Na figura 12-A, é observado o comportamento do teor de umidade do solo durante as cinco coletas de gases do efeito estufa realizadas para a pesquisa. Dentre os cinco meses analisados, o período de setembro de 2017 foi o que apresentou os menores teores de umidade do solo em todos os tratamentos, sendo registrados pelos dados obtidos durante esse mês valores de 0,22 e 0,23 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$. A ausência de chuva, como visto na Figura 9 e 11, contribuíram para que fossem obtidos estes resultados. Entretanto, nota-se que no mês de fevereiro de 2018, foi o que apresentou os maiores valores de umidade do solo em relação aos demais meses de coleta em todos os tratamentos. Os teores registrados neste período foram de 0,30 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 e 0,29 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ para o tratamento T5. O fator que contribuiu para

este resultado está relacionado a chuva de 92 milímetros que ocorreu durante os dois dias que antecederam a coleta.

A umidade relativa do ar (Figura 12-B), na coleta do mês de setembro de 2017, apresentou os menores valores registrados em todos os tratamentos. Como mencionado, esta coleta caracterizou como período seco.

Nota-se que os valores de umidade relativa do ar nos dias de coleta de gases mantiveram-se relativamente constantes nos meses de novembro, dezembro de 2017, fevereiro e março de 2018, onde os valores obtidos em campo variaram entre 58-62% ao longo dos meses mencionados. Porém, nota-se uma pequena elevação da umidade relativa do ar para o tratamento T1 na coleta realizada em março de 2018. Isto ocorreu porque neste mês a coleta dos gases do efeito estufa, entre os tratamentos, foram em dias diferentes, por ocasião do tratamento testemunha ter apresentado crescimento mais rápido em relação aos demais tratamentos aplicados. O corte e a adubação do capim determinavam a contagem para a realização da coleta de gases.

A temperatura do solo (Figura 12-C) apresentou o maior valor na coleta que ocorreu no mês de setembro de 2017. Dentre os tratamentos, o T2 exibiu o maior valor (29,16°C), enquanto os demais tratamentos da mesma coleta apresentaram valores que variaram entre 27-28°C. Entretanto, no ano seguinte, em fevereiro de 2018 foram registrados os menores valores de temperatura do solo em relação as cinco coletas realizadas. Dentre os tratamentos, foram registrados valores médios que variaram entre 23-26 °C.

Na figura 12-D, foram registrados o comportamento da temperatura do ar. Igualmente a variável temperatura do solo, nota-se que o mês de setembro de 2017 exibiu as maiores temperaturas. Entre os tratamentos, o maior valor foi para T2=37°C e o menor valor foi para T1=34°C. No mês de fevereiro de 2018, foram obtidos os menores valores, dos quais a temperatura do ar registrada manteve-se constante durante a coleta de gases em todos os tratamentos (26°C). Entretanto, um pequeno decréscimo foi observado no mês de março de 2018 para o tratamento T1, pelo mesmo motivo descrito para umidade do ar, devido a coleta antecipada deste tratamento.

Ao comparar os resultados obtidos pela temperatura do solo e do ar (Figura 11-C e 11-D) nota-se que as temperaturas no solo e do ar apresentam uma defasagem. Essas variações de temperatura ocorrem devido as trocas de calor entre o ar e o solo e pela existência de cobertura vegetal na superfície do solo (DANTAS et al.,2017).

4.8.1 Gás carbônico (CO₂)

O fluxo de dióxido de carbono do solo apresentou comportamento diferente quando avaliado no tempo (inverno-primavera e verão-outono). Os fluxos médios de CO₂ obtidos nas coletas realizadas no período inverno-primavera apresentaram diferenças estatísticas significativas ao longo do tempo (TABELA 27). Entretanto, quando analisado o período verão-outono, foram observados valores significativos para interação entre os tratamentos aplicados e aos dias de coleta (TABELA 28).

Tabela 27 – Fluxo médio de dióxido de carbono na estação inverno-primavera

Data	CO ₂ (mgC m ⁻² h ⁻¹)
Set/17	138,95 c
Nov/17	226,54 b
Dez/17	328,47 a
CV(%)	32,97

CV: coeficiente de variação. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na coluna diferiram pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: Próprio autor.

Analisando os fluxos médios de dióxido de carbono emitido pelo solo ao longo da estação inverno-primavera, verifica-se que a maior média entre todos os tratamentos ocorreu na coleta realizada no mês de dezembro 2017. Sendo o valor do fluxo médio obtido neste período de 328,47 mgC m² h⁻¹. Entretanto, a menor emissão de CO₂ pelo solo entre todos os tratamentos deu-se no mês de setembro de 2017, onde o valor médio foi igual à 138,95 mgC m² h⁻¹ (TABELA 30).

Como pode ser visto na Figura 9, o maior fluxo médio de CO₂ emitido pelo solo ocorreu no mês em que a umidade do solo estava acima da capacidade de campo, devido a ocorrência de chuvas. Já, o menor fluxo de CO₂ emitido pelo solo ocorreu no período de menor umidade do solo (setembro/2017). As variáveis climáticas e do solo mensuradas no momento da coleta dos gases do efeito estufa (Figura 10), também mostram que em dezembro de 2017 a umidade relativa e umidade do solo foram superiores em relação a coleta de setembro de 2017.

Sabe-se que a umidade do solo pode elevar as emissões do dióxido de carbono para a atmosfera, por favorecer as atividades dos microrganismos no solo (CARVALHO et al., 2009). Resultados similares ao experimento foram observados por Signor et al. (2014) e Siqueira Neto et al. (2011).

Tabela 28 – Fluxos de dióxido de carbono ($\text{mgC m}^{-2} \text{h}^{-1}$) para a interação dos tratamentos na estação verão-outono

Data	Tratamento				
	T1	T2	T3	T4	T5
Fev-18	199,77 Ab	219,73 Aa	150,80 Aa	188,52 Aa	202,36 Aa
Mar-18	456,52 Aa	289,45 Ba	175,90 Ba	203,78 Ba	219,28 Ba
CV1(%) 17,98					
CV2(%) 24,65					

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. CV1: coeficiente de variação do tempo. CV2: coeficiente de variação do tratamento. Letra diferente maiúscula na linha e minúscula na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: próprio autor.

Na estação verão-outono, os fluxos médios de dióxido de carbono emitidos pelo solo na coleta de gases realizada no mês de fevereiro de 2018 não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Porém, no mês de março de 2018, a maior emissão aconteceu no tratamento irrigado com água superficial e adição de 100% de adubação nitrogenada (T1 = $456,52 \text{ mgC m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e os tratamentos irrigados com ETA não diferiram entre si. Diferentemente aos resultados obtidos nesta pesquisa, González-Méndez et al. (2015), Matos et al. (2014), Fernández-Luqueño et al. (2010), Barton et al. (2001), observaram aumento nas emissões de dióxido de carbono nos tratamentos que receberam aplicação de efluente tratado devido ao incremento de matéria orgânica no solo.

Vale ressaltar que a coleta de gases referente ao mês de março de 2018 do tratamento testemunha foi realizado sete dias antes das coletas dos demais tratamentos (T2, T3, T4 e T5), os resultados apresentados para o tratamento T1 podem estar relacionados as condições climáticas encontradas no momento da coleta. Nota-se pela Figura 10-B e 10-D, que a umidade relativa e temperatura do ar média para o tratamento T1 foram distintas ao comparar com os demais tratamentos.

De maneira geral, a Figura 13 apresenta a dinâmica dos fluxos médios de dióxido de carbono emitidos pelo solo em cada tratamento nas coletas realizadas durante a pesquisa.

Figura 13 – Fluxos médios de dióxido de carbono nos cinco tratamentos ao longo das coletas

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. Fonte: Próprio autor.

Durante os três primeiros meses (setembro, novembro e dezembro de 2017) de coleta, é verificado maiores fluxos de CO_2 nos tratamentos irrigados com ETA (T2, T3, T4 e T5), em relação a testemunha (T1). Dentre os quais, o tratamento T3 apresentou maior valor nos dois primeiros meses, com valores iguais à 198,44 e 262 $\text{mgC m}^2 \text{h}^{-1}$, respectivamente. É possível observar em dezembro de 2017, que os tratamentos irrigados com ETA e adição de 0 e 100% de adubação nitrogenada apresentaram fluxos médios de CO_2 próximos. Os valores obtidos em campo foram respectivamente 374,83 e 370,56 $\text{mgC m}^2 \text{h}^{-1}$.

O comportamento dos fluxos médios de dióxido de carbono emitidos pelo solo nos cinco tratamentos ao longo das coletas de fevereiro e março de 2018, mencionados anteriormente e apresentado pela Tabela 31, podem ser vistos graficamente pela Figura 12.

4.8.2 Metano (CH_4)

Em relação aos fluxos de metano do solo, não foram constatadas diferenças estatísticas entre os tratamentos nas duas estações de estudo (inverno-primavera e verão-outono). Entretanto, quando os teores de metano são analisados separadamente ao longo das coletas realizadas, podem ser observados diferentes comportamentos da concentração deste gás no solo nos cinco tratamentos avaliados (Figura 14).

Figura 14 – Fluxos médios de metano nos cinco tratamentos ao longo das coletas

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. Fonte: Próprio autor.

Ao longo das coletas de gases do efeito estufa, apenas no mês de setembro de 2017 o tratamento T1 apresentou o maior fluxo médio de metano emitido pelo solo, com valor médio equivalente à $119,36 \mu\text{gC m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Isso pode ter acontecido devido a elevada temperatura do ar registrada no momento em que ocorreu a coleta para este tratamento. Nota-se pela Figura 10-D que a temperatura registrada foi de 34°C . A produção de metano é dependente da temperatura, com uma temperatura ótima para produção em torno de 30°C (BOONE, 2000).

Nos meses de novembro, dezembro de 2017 e março de 2018, nota-se que o tratamento T4 predominou em relação aos demais. Os fluxos médios obtidos em campo para este tratamento ao longo dos meses foram de $341,69$; $280,49$ e $48,76 \mu\text{gC m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente. As emissões de metano em ambientes irrigados com efluentes podem ocorrer devido a matéria orgânica dissolvida particulada (ZOU et al., 2009). Nota-se pela Tabela 18, que o tratamento T4 apresentou maior teor médio de matéria orgânica em dezembro/2017.

No mês de fevereiro de 2018, o solo se comportou como dreno de metano para todos os tratamentos (T1= $-47,46$; T2= $-52,79$; T3= $-39,94$; T4= $-73,09$ e T5= $-14,15 \mu\text{gC m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Diferentemente dos resultados obtidos por Chen et al. (2011), Fernández- Luqueño et al. (2010) e Zou et al. (2009) que observaram aumento do fluxo de metano pela aplicação de água residuária no solo. Pesquisas com diversas culturas apresentaram comportamento semelhante ao verificado na Figura 12 (Carmo et al., 2012; Denmead et al., 2009 e Mariko et al., 2007). O resultado obtido

pode ter acontecido porque em solos onde são cultivadas gramíneas há reduzida desestruturação do solo, diminuindo o potencial de oxidação de metano (WILLISON et al., 1995).

Vale ressaltar que o tratamento irrigado com efluente tratado de abatedouro sem adubação nitrogenada teve, de forma geral, ao longo do tempo a menor emissão.

4.8.3 Óxido Nitroso (N_2O)

Da mesma forma que o metano, não foram encontradas diferenças significativas entre as médias de tratamentos nas estações inverno-primavera e verão-outono para os fluxos de óxido nitroso. A Figura 15, apresenta a dinâmica deste gás nas coletas que ocorreram ao longo dos meses de estudo.

Figura 15 – Fluxos médios de óxido nitroso nos cinco tratamentos ao longo das coletas

T1: irrigação com água superficial (AS) e adição de 100% de adubação nitrogenada (AN). T2, T3, T4 e T5: irrigação com efluente tratado de abatedouro (ETA) e adição de 0, 33%, 66% e 100% de AN. Fonte: Próprio autor.

Os fluxos médios de óxido nitroso emitidos pelo solo do tratamento irrigado com água superficial e adição de 100% de adubação nitrogenada ao longo dos meses de setembro, novembro e dezembro de 2017 foram os menores dentre todos os tratamentos avaliados. Os valores obtidos em campo nestes meses para o tratamento T1 foram de -2,43; -7,48 e -49,94 $ugN\ m^{-2}h^{-1}$, respectivamente. A irrigação com águas residuária traz importantes consequências ambientais, como a volatilização da amônia, a lixiviação de nitrato (NO_3), o escoamento superficial e a erosão, que podem afetar a qualidade e gerar a emissão de N_2O (NEETESON; CARTON, 2001). Na literatura podem ser encontrados dados sobre a elevação da emissão do

fluxo de óxido nitroso pela aplicação de efluente doméstico tratado (Chen et al. 2011; Zou et al. 2009 e Master et al. 2004).

Ao avaliar o comportamento apenas dos tratamentos irrigados com efluente tratado de abatedouro, nota-se que houveram efeitos variáveis ao longo dos meses de coleta. Em setembro de 2017, observa-se que o tratamento T3 apresentou elevado fluxo médio de óxido nitroso emitido pelo solo ($189,57 \text{ ugN m}^{-2}\text{h}^{-1}$). Mas em novembro de 2017, fevereiro e março de 2018, já é observado que o tratamento predominante é o T5, com fluxos médios obtidos em campo equivalentes à 8,51; 126,82 e 20,41 $\text{ugN m}^{-2}\text{h}^{-1}$, respectivamente. Apenas em dezembro de 2017, que o tratamento T4 apresentou maior fluxo médio de óxido nitroso na coleta de gases do efeito estufa ($144,15 \text{ ugN m}^{-2}\text{h}^{-1}$).

Em estudo realizado por Carmo et al. (2013) ao aplicar 60 kg ha^{-1} de ureia para adubação de cobertura para cana-de-açúcar, realizaram análise de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ quinze dias após a aplicação do fertilizante, e obtiveram um fluxo médio de $1250 \text{ } \mu\text{gN m}^{-2}\text{h}^{-1}$. Já Barbosa (2014), ao aplicar esgoto doméstico tratado (EDT) obteve valores variando de 45,83 a 2358,30 $\text{ } \mu\text{gN m}^{-2}\text{h}^{-1}$.

Os valores obtidos neste experimento, para a aplicação dos efluentes se aproximam dos encontrados pelos autores citados acima. Além disso, vale ressaltar, que o tratamento irrigado com efluente sem adubação nitrogenada teve, de forma geral, ao longo do tempo a menor emissão.

5. CONCLUSÃO

O reuso agrícola de efluentes de abatedouro no cultivo do capim aparece como alternativa ao tratamento dessas águas residuárias, visto que após o sistema anaeróbico a concentração de nitrogênio amoniacal não atendeu os padrões de lançamento.

O manejo da irrigação com a sonda de reflectância no domínio da frequência foi adequado para as fontes de água (efluente tratado de abatedouro e água superficial) e para o solo do experimento.

Os tratamentos com efluentes aportaram quantidades superiores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro, manganês, além de sódio e cloro, quando comparado ao tratamento com água superficial.

A composição química do solo quando avaliada em profundidade mostrou uma concentração da maioria dos elementos entre 0-0,20 m, confirmando o adequado manejo, que considerou o sistema radicular efetivo do capim nessa mesma camada de solo.

As análises de solução do solo comprovaram o risco de lixiviação do nitrogênio, em todos os momentos de coleta, com teores maiores de nitrato e nitrito na camada inferior do solo (0,20-0,40 m), principalmente no tratamento com efluente tratado de abatedouro e 100% da adubação nitrogenada, constado na coleta de março/2018 (verão).

A solução do solo confirmou os resultados das análises de solo, quanto ao risco de salinização e sodificação, os valores de sódio e RAS foram maiores na camada de 0,20-0,40 m, no verão, demonstrando a capacidade de lixiviação dos sais no período das águas.

A produtividade da água não foi influenciada pelos tratamentos estudados tanto no período inverno-primavera, quanto no período verão-outono.

A avaliação do fluxo de gases do solo para CO₂ comprovou a influência das variáveis climáticas e da umidade do solo, na emissão, ao longo do tempo e nos tratamentos.

O tratamento T1 apresentou maior fluxo de CO₂, na coleta de março/2018, quando comparado com os tratamentos com efluente.

Considerando a dinâmica de solutos no solo, o potencial do aporte de nutrientes e o teor salino do efluente, assim como o fluxo de gases de efeito estufa do solo, o tratamento com efluente tratado de abatedouro, sem adubação nitrogenada, foi o tratamento mais adequado para as condições de desenvolvido do experimento.

REFERÊNCIAS

- ACOT, P. Breve história do Clima. **Ciência & Ambiente**. Campinas – SP, v.34, p.13 – 24, 2007.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Panorâma das Águas – quantidade da água**. Disponível em: <[ww3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama -das-aguas/quantidade-da-agua](http://ww3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua)>. Acesso: 15 de junho de 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Atlas de Irrigação: uso da água na agricultura irrigada. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos**. Brasília – DF, 2017.
- AGUILAR, M. I.; SÁEZ, J.; LLORÉNS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. Nutrient removal and sludge production in the coagulation – flocculation process. **Water research**, v.36, n°11, p. 2910 – 2919, 2002.
- ALENCAR, C. A. B.; CUNHA, F. F.; MARTINS, C. E.; CÓSER, A. C.; ROCHA, W. S. D.; ARAÚJO, R. A. S. Irrigação de pastagem: atualidade e recomendações para uso e manejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**. Viçosa- MG. Supl. Especial, v.38, p.98 – 108, 2009
- ALI, M.H.; TALUKDER, M.S.U. Increasing water productivity in crop production – A synthesis. **Agricultural Water Management**. Amsterdam, v.95, n°11, p.1201 – 1213, 2008.
- ALMEIDA, R.G. Aspectos legais para a água de reuso. **Vértices**. Campo dos Goytacazes – RJ, v.13, n°2, p.31–43, 2011.
- ALVIM, M. J., RESENDE, H., BOTREL, M. A **Efeito da frequência de cortes e do nível de nitrogênio sobre a produção e qualidade da matéria seca do “coast-cross”** In: Workshop sobre o potencial forrageiro do gênero *Cynodon*. Juiz de Fora - MG, abril, 1996. Anais ... Juiz de Fora: EMBRAPA-CNPGL, 1996. 181 p.(45 – 56).
- AMARAL, M. A. C. M. **Desempenho produtivo de *Cynodon spp.* cv. Tifton 85 sob diferentes condições de manejo da irrigação e momentos de aplicação da adubação nitrogenada**. 2014. 68p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) – Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.
- AMORIM, D. S.; SILVA, A. L.; SOUSA, S. V.; SOUSA, P.H. A. A.; LIMA, B. S. L. Caracterização e restrições de forrageiras para as diferentes espécies de animais de produção – revisão. **Revista Eletrônica Científica da UERGS**. Porto Alegre – RS, v.3, n°1, p.215 – 237, 2017.
- AMORIM, F.; FIA, R.; FRANÇA, F. A.; TERRA, L. M.; LUIZ FIA, F. R. Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura – parte I carga orgânica removida. **Revista Engenharia Agrícola**. Jaboticabal – SP, v.35, n°6, p.1149 – 1159, 2015.

APHA/AWWA/WEF - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION/ AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION/ WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 22. ed. Washington, 2012, 1496p.

AZEVEDO, M. R. Q. A.; KONIG, A.; BELTRÃO, N. E.; AZEVEDO, C. A. V.; TAVARES, T.L.; SOARES, F. A. Efeito da irrigação com água residuária sobre a produção de milho forrageiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. Recife - PE, v.2, n°1, p.63 – 68, 2007.

AYRES, R. S., WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de H. R. Gheyi, J. F. de Medeiros, F. A. V. Damasceno, v. 29 revisado 1 (FAO). Tradução de Water quality for agriculture. Campina Grande– PB: UFPB, 1999, 218p.

BARBOSA, E. A. A. **Sustentabilidade ambiental da produção de cana-de-açúcar irrigada com esgoto doméstico via gotejador subsuperficial**. 2014. 133p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

BARBOSA, M. S.; SANTOS, M. E. P.; MEDEIROS, Y. D. P. Viabilidade do reúso de água como elemento mitigador dos efeitos da seca no semiárido da Bahia. **Revista Ambiente & Sociedade**. São Paulo – SP, v.17, n°2, p.17– 32, 2014.

BARROS, R. M. Energia de Biogás da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e de Aterros Sanitários. **Revista: O futuro da energia**. Itajubá – MG, v.1, n°1, p.32 – 41, 2016.

BARTON, L.; SCHIPPERAND, L. A. Regulation of nitrous oxide emissions from soils irrigated with dairy farm effluent. **Journal of Environmental Quality**. Amsterdam, v.30, n°3, p. 1881 – 1887, 2001.

BELDER, P., SPIERTZ, J.H.J., BOUMAN, B.A.M., LU, G., TUONG, T.P., 2004. Nitrogen economy and water productivity of lowland rice under water-saving irrigation. **Field Crops Research**. Amsterdam, v.93, n°3, p.169–185.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de irrigação, 8. ed. Viçosa: UFV, 2009. 625p.

BLANCO, F. F. Manual de construção e utilização de extratores de cápsula porosa para obtenção da solução do solo. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA**. Teresina – PI, 2006. 35 p.

BLUEMLING, B.; YANG, H.; PAHL – WOSTL, C. Making water productivity operational – A concept of agricultural water productivity exemplified at a wheat- maize cropping pattern in the North China plain. **Agricultural Water Management**. Amsterdam, v.61, p.11–23, 2017.

BOONE, D., 2000. **Biological Formation and consumption of methane**. In: KHALIL, M. (ed), Atmospheric Methane, 4, Springer Berlin Heidelberg.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás (2015). **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto**. Probiogás ; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores: SILVEIRA, B.et al. Brasília–DF. 183 p.

BRITO, R. A. L.; ANDRADE, C. de L. T. de Qualidade de água na agricultura e no ambiente. **Informe agropecuário**. Belo Horizonte– MG, v.31, n°259, p.50–57, 2010.

BRITO, R. A. L.; GOMIDE, R. L.; ALBUQUERQUE, P. E. P. **Produtividade da água na cultura do milho no centro-oeste de Minas Gerais**.EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Brasília – DF, 2008.

BUSTILLO – LECOMPTE, C.F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**, v.161, p.287-302, 2015.

CABANGON, R.J., TO PHUC TUONG, CASTILLO, E.G., LANG XING BAO, GUOAN LU, GUANHGO WANG, YUANLAI CUI, BOUMAN, B.A.M., YUANHUA LI, CHONGDE CHEN, JIANZHANG Wang, 2004. Effect of irrigation method and N-fertilizer management on rice yield, water productivity and nutrient-use efficiencies in typical lowland rice conditions in China. **Paddy Water Environmental**, n°2, p.195–206.

CAI, Z.C.; XING, G.X.; YAN, X.Y.; XU, H.; TSURUTA, H.; YAGI, K.; MINAMI, K. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. **Plant Soil**. Cham, v.196, p.7–14, 1997.

CAMARGO, D. C. Conservação, uso racional e sustentável da água. **Manejo da Irrigação: como, quando e quanto irrigar?** – Agência Nacional de águas (ANA). Fortaleza: Inovagri/ IFCE, 2016. 42p.

CANTERO-MARTINEZ, C., ANGAS, P., LAMPURLANE’S, J., 2003. Growth, yield and water productivity of barley (*Hordeum vulgare* L.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. **Field Crops Research**, n°84, p.341–357.

CAPASSI, C. M.; COSTA, J. C.; CANTIL, M. E. S.; NAVARRO, R. S.; ROMERA, Y. F.; SUBTIL, E. L.; CHAGAS, R. K. Dimensionamento de um reator UASB para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista de saúde, meio ambiente e sustentabilidade/Interfacehs**. São Paulo – SP, v.8, n°2, p.19 – 39, 2013.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Recycling of poorquality urban wastewater by drip irrigation systems. **Journal of Cleaner Production**, v.15, n°16, p.1529–1534, 2007.

CARMO, J. B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; NETO, E. R. S.; PITOMBO, L. M.; NETO, P. J. D.; VARGAS, V. P.; ANDRADE, C. A.; GAVA, G. J. C.; ROSSETO, R.; CANTARELLA, H.; NETO, A. E.; MARTINELLI, L. A. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy**, v.5, n°3, p. 267 – 280, 2012.

CARVALHO, J. A.; WERLANG, R. C.; PARO, P. H. Z.; NETO, E. F. Controle químico de *Brachiaria decumbens* em pastagem de *Cynodon dactylon* híbridos Coast-cross e Tifton 85. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v.4, n°1, p.105–111, 2005.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; HERPIN, U.; CERRI, C. C. Conversion of Cerrado into agricultural land in the South-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**. Piracicaba – SP, v.66, n°2, p.233 – 241, 2009.

CARVALHO, N.L.D.; ZABOT, V. Nitrogênio: nutriente ou poluente? **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental** (e-ISSN: 2236-1170), v.6, n°6, p.960 – 974, 2012.

CERETTA, C. A.; FRIES, M. R. Adubação nitrogenada no Sistema de plantio direto. In: NUERNBERG, N. J. Plantio direto: conceitos, fundamentos e práticas culturais. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul, 1997. P.111 – 120.

CHEN, G.C.; TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S.; YE, Y. Effect of wastewater discharge on greenhouse gas fluxes from mangrove soils. **Atmospheric Environment**. Amsterdam, v.45, p.1110 – 1115, 2011.

CHENICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte - MG, 2007.

CHRISTIANSEN, J. E. **Irrigation by sprinkling**. Berkeley: University of California, 1942. 124 p.

COELHO, E. F.; SIMÕES, W. L.; SANTOS, F. P.; MELO, D. M.; LIMA, L. W. F. Produtividade e eficiência do uso da água da bananeira caipira sob diferentes densidades de plantio e lâminas de irrigação. **Enciclopédia Biosfera**. Goiânia – GO, v.11, n°22, p.24–30, 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO/ AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - CETESB/ ANA. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras de água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Org. Carlos Jesus Brandrão et al. São Paulo: CETESB, Brasília: ANA, 2011. 326 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Guia técnico ambiental de frigoríficos: industrialização de carne bovina e suína. São Paulo: **CETESB**, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Orientação para apresentação de projeto visando à aplicação de água de reúso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura.** CETESB, 2006. 11 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357, de 18 de março de 2005;** p. 58–53.

COSTA, F. S.; COELHO, E. F.; CARVALHO, G. C.; BARROS, D. L.; SANT'ANA, J. A.V.; NASCIMENTO JUNIOR, A. L. Condutividade elétrica do solo sob fertirrigação com diferentes concentrações de ureia e nitrato de potássio na bananeira Terra. **In: XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2009, Fortaleza (CE). O Solo e Produção de Bioenergia: Perspectivas e Desafios. Fortaleza - CE, 2009.

COSTA, L. V. C. MOGHRABI, J. A.; JUNIOR, J. L. Tratamento anaeróbico da água residuária de frigorífico com uso de biodigestores: utilização de remediadores biológicos para a produção de biogás. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**. Tupã – SP, v.7, nº7, p.77–85, 2013.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C. MIELNICZUK. Métodos para a avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo – atmosfera. **Revista Ciência Rural**. Santa Maria – RS, v.36, nº2, p.693 – 700, 2006.

CUNHA, A. H. N.; OLIVEIRA, T. H. D.; FERREIRA, R. B.; MILHARDES, A. L. M. & SILVA, S. M. D. C. O reúso de água no Brasil: a importância da reutilização de água no país. **Enciclopédia Biosfera - Centro Científico Conhecer**. Anápolis - GO, v.7, nº13, p.1225 – 1248, 2011.

CUNHA, T. J; MENDES, A. M. S.; GIONGO, V. **Matéria Orgânica do Solo**. In: NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. Recurso Solo: Propriedades e Usos. São Carlos: Editora Cubo, 2015. cap. 9, p.273-293.

DANTAS, D.; BARBOSA, G. P.; CUNHA, E. G. S.; SOUZA, M. J. H.; SOUZA, C. M. P. Temperatura do ar e do solo em diferentes profundidades em Diamantina – MG. **Caderno de Ciências Agrárias**. Montes Claros – MG, v.9, nº3, p.61 – 66, 2017.

DANTAS. D. L.; SALES, A. W. Aspectos ambientais, sociais e jurídicos do reúso da água. **Revista de Gestão Social e Ambiental**. São Paulo – SP, v.3, nº3, p.4 – 19, 2009.

DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, v.50, nº8, p.667 – 680, 2000.

DENMEAD, O. T.; MACDONALD, B. C. T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D. W. T.; WANG, W. J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P. W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**. Amsterdam, v.150, n°6, p.748 – 756, 2009.

DI, H.J.; CAMERON, K.C. Nitrate leaching and pasture production from different nitrogen sources on a shallow stoney soil under flood-irrigated dairy pastue. **Australian Journal of Soil Research**. Austrália, v.40, p.317 – 334, 2002.

DJEKIC, I.; RADOVIC, C.; LUKIC, M.; STANISIC, N.; LILIC, S. Environmental life-cycle assessment in production of pork products. **The first Croatian Meat Journal**, v.17,n°5, p.469–476, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, 3 e.d. Brasília – DF, 2013. 353p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA SOLOS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro – RJ. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. 212p.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; PEREIRA, O. G.; MATOS, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertirrigadas com água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.14, n°5, p.458 – 466, 2010.

FARRUGIA, B. Sistemas biológicos para tratamento de efluentes. **Revista TAE - Especializada em tratamento de água e efluentes**, n° 5,2012.Piracicaba– SP.Disponível em: <http://www.revistatae.com.br/edicoes.asp?fase=C&id=53>. Acesso: 23 de junho de 2018.

FERNANDEZ, D.; GOMEZ, I.; PARETAS, J.J. Fertilización nitrogenada en bermuda cruzada n. 1 (Cynodon dactylon) sobre suelo pardo tropical. **Pastos y Forrajes**. Matanzas – Cuba, v.6, n°1, p.27– 49, 1986.

FERNÁNDEZ-LUQUEÑO, F.; REYES-VARELA, V.; CERVANTES-SANTIAGO, F.; GÓMEZ-JUÁREZ, C.; SANTILLÁN-ARIAS, A.; DENDOOVEN, L. Emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from soil receiving urban wastewater for maize (Zea mays L.) cultivation. **Plant and Soil**, Cham, v.331, p.203 – 215, 2010.

FERREIRA, D. F. S. A computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras – MG, v.35, n°6, p.1039 – 1042, 2011.

FERREIRA, F. M. S. Temperatura e umidade do solo e a dinâmica dos fluxos de N₂O e CO₂ em um sistema lavoura – pecuária. 2014. 47p. Monografia – Faculdade de agronomia e medicina veterinária/ Universidade de Brasília – DF, 2014.

FLACH, K.W.; BARNWELL, T.O.J.; CROSSEN, P. **Impacts of agriculture on atmospheric carbon dioxide**. In: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T., Cole, C.V. (Eds.), Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, p.3– 13, 1997.

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTEIRO, F. A.; 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**. Amsterdam, v. 87, n°3, p.328 – 36, 2007.

FONSECA, A. F. 2001. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**, 110f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba– SP.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Avaliação do valor nutritivo e contaminação fecal do capim coast-cross cultivado nas faixas de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. Engenharia e Saneamento Ltda – Serviços, água, resíduos e saneamento – SARSAN, 2001. Disponível em: <http://sarsan.com.br/docs/Avaliacao_valor_nutritivo.pdf>.

FRIZZONE, J. A. **Irrigação por Aspersão – uniformidade e eficiência**. ESALQ - Engenharia de Biosistemas. Piracicaba – SP, 2015. 60 p.: il. (Série Didática, n°3).

GÓMEZ-JUÁREZ, C.; SANTILLÁN-ARIAS, A.; DENDOOVEN, L. Emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from soil receiving urban wastewater for maize (*Zea mays* L.) cultivation. **Plant and Soil**. Cham, v.331,n°1, p. 203– 215, 2010.

GOMES, R. C.; FEIJÓ, G. L. D.; CHIARI, L. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA GADO DE CORTE. **Nota Técnica - Evolução e qualidade da pecuária brasileira**. Campo Grande– MS, 2017.

GOMES, T. M.; ROSSI, F.; TOMMASO, G.; RIBEIRO, R.; MACAN, N. P. F.; PEREIRA, R. S. Treated dairy wastewater effect on the yield and quality of drip irrigated table beet. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 31, p.255 – 260, 2015.

GOMES, T. M.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R.; SILVA, E.; SUNDEFELD JUNIOR, G.C.; DEON, M.D.; PIVELI, R.P. Aporte de nutrientes e estado nutricional da cana-de-açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto com e sem desinfecção. **Revista DAE**. São Paulo– SP, v. 180, p.17– 23, 2009.

GONÇALVES, I. Z.; BARBOSA, E. A. A.; SANTOS, L. N. S.; NAZÁRIO, A. A.; FEITOSA, D. R.; TUTA, N. F.; MATSURA, E. E. Water relations and productivity of sugarcane irrigated with domestic wastewater by subsurface drip. *Agricultural Water Management Journal*, v. 185, p. 105 – 115, 2017.

GONZÁLEZ-MÉNDEZ, B.; WEBSTER, R.; FIEDLER, S.; LOZA-REYES, E.; HERNÁNDEZ, J.M; RUÍZ-SUÁREZ, L.G.; SIEBE, C. Short-term emissions of CO₂ and N₂O in response to periodic flood irrigation with waste water in the Mezquital Valley of Mexico. **Atmospheric Environment**. Amsterdam, v.101, p. 116 – 124, 2015.

GRANLI, T.; BØCKMAN, O.C. Nitrous oxide from agriculture. **Norwegian Journal of Agricultural Sciences**, Tíngvoll, v.129, n°12, supl. 12, 1994.

GUIMARÃES, M. S. **Desempenho produtivo, análise de crescimento e características estruturais do dossel de dois capins do gênero Cynodon sob duas estratégias de pastejo intermitente**. 2012. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagem) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de desenvolvimento sustentável - Brasil. 2016**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf>. Acesso em: 14 de julho de 2018.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Climate change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. Nova York: CambridgeUniversity, 2001. 987p. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4_wg2_full_report.pdf >. Acesso em: 25 de junho de 2018.

JOHNSON-BEEBOUT, S. E., ANGELES, O. R., ALBERTO, M. C. R.; BURESH, R.J. Simultaneous minimization of nitrous oxide and methane emission from rice paddy soils is improbable due to redox potential changes with depth in a greenhouse experiment without plants. **Geoderma**. Amsterdam, v.149, p.45 – 53, 2009.

KITIĆ, G.; CRNOJEVIĆ-BENGIN, V.A Sensor for the Measurement of the Moisture of Undisturbed Soil Samples. **Sensors**, v.13, n°2, p.1692– 1705, 2013

LACERDA, P. M.; RODRIGUES, R. F.; JÚNIOR, H. A. N.; MALAFAIA, G.; RODRIGUES, A. S. L. Influência da irrigação com águas residuárias no desenvolvimento de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*). **Revista Acadêmica de Ciência Animal**. Curitiba – PR, v.9, n°2, p. 159 – 168, 2011.

LEITE, G.G.; MACHADO, F.O.C. Capim “Coast-cross” (*Cynodon dactylon* (L.) Pers). **Comunicado técnico**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. n°1, p.6, 1999.

LEPSCH, I.F. Livro: **19 lições de pedologia**. Oficina de Textos, São Paulo – SP, 2011.

LEPSCH, I.F. Livro: **Formação e Conservação dos Solos**. Oficina de Textos, São Paulo – SP, 2010.

LIMA, S. C. R. V.; FRIZZONE, J. A.; MATEOS, L.; FERNANDEZ, M. S. Estimativa da produtividade de água em uma área irrigada no sul da Espanha. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. Fortaleza – CE, v.6, n°1, p.51 – 60, 2012.

LIRA, R. M.; SANTOS, A. N.; SILVA, J. S.; BARNABÉ, J. M. C.; BARROS, M. S.; SOARES, H. R. A utilização de águas de qualidade inferior na agricultura irrigada. *Revista Geama – Environmental Sciences*. Recife – PE, v.3, n°1, 2015.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança global. **Química Nova**. São Paulo – SP, v.28, n°2, p. 329– 334, 2005.

MANCUSO, P. C.; SANTOS, H. F. **Reúso da Água**. Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública – Núcleo de Informações em Saúde Ambiental. Barueri – SP, 2003.

MANSO, R. T.; ALVES, D. K. M.; SOARES, F. A. L.; CUNHA, F. N.; TEIXEIRA, M. B.; MORAIS, W. A. Produtividade de tomateiros irrigados com água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. Fortaleza – CE, v. 10, n°6, p. 1075 – 1085, 2016.

MARCELINO, K. R. A. et al. Manejo da adubação nitrogenada de tensões hídricas sobre a produção de matéria seca e índice de área foliar de Tifton 85 cultivado no Cerrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**. Viçosa – MG, v.32, n°2, p.268 – 275, 2003

MARIKO, S.; URANO, T.; ASANUMA, J. Effects of irrigation on CO₂ and CH₄ fluxes from Mongolian steppe soil. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v.333, n°1, p.118 – 123, 2007.

MARTIN, J. D.; CARLESSO, R.; AIRES, N. P.; GATTO, J. C.; DUBOU, V.; FRIES, H. M.; SCHEIBLER, R. B. Irrigação deficitária para aumentar a produtividade da água na produção de silagem de milho. **Revista Irriga**. Botucatu – SP. Edição especial, v.1, n°1, p.192 – 205, 2012.

MASSÉ, D. I.; MASSÉ, L. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment system. **Canadian Agricultural Engineering**. Canadá, v.42, n°3, p.139– 146, 2000.

MASTER Y.; LAUGHLIN R.J.; STEVENS R.J.; SHAVIV A. Nitrite formation and nitrous oxide emissions as affected by reclaimed effluent application. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v.33, p. 852–860, 2004.

MASTER, Y.; LAUGHLIN, R.J.; SHAVIT, U.; STEVENS, R.J.; SHAVIV, A. Gaseous nitrogen emissions and mineral nitrogen transformations as affected by reclaimed effluent application. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v.32, p.1204 – 1211, 2003.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambiente e água**. Taubaté – SP, v.3, n°1, p. 43 – 53, 2008.

MATOS, C.; PEREIRA, S.; AMORIM, E.V.; BENTES, I.; BRIGA-SÁ, A. Wastewater and greywater reuse on irrigation in centralized and decentralized systems — An integrated approach on water quality, energy consumption and CO₂ emissions. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.493, p. 463-471, 2014.

MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; PEREZ-MARIN, A. M.; SOARES, F. A. L.; FERNANDES, D. Características químicas do solo sob algodoeiro em área que recebeu água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa – MG, v. 35, p.1047 – 1055, 2011.

MENEGASSI, L. C. Aspectos agronômicos do cultivo do capim-*coastcross* irrigado com efluente tratado de abatedouro. 2018. 71p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) – Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5º ed. McGraw-Hill, 2015.

MIRANDA, J.; COSTA, L. M.; RUIZ, H. A.; EINLOFT, R. Composição química da solução do solo sob diferentes coberturas vegetais e análise de carbono orgânico solúvel no deflúvio de pequenos cursos de água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa– MG, v.30, nº6, p.633 – 647, 2006.

MONTENY, G.J.; BANNINK, A.; CHADWICK, D. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.112, p.163 – 170, 2006.

MOTA, P. R. A.; BÔAS, R. L. V.; SOUSA, V. A. F. Concentração de sais da solução avaliada pela condutividade elétrica na zona radicular do crisântemo sob irrigação por gotejamento. **Revista Irriga**. Botucatu – SP, v.11, nº4, p.532 – 542, 2006.

NDOUR, N.; BAUDOIN, E.; GUISSÉ, A.; SECK, M.; KHOUMA, M.; BRAUMAN, A. Impact of irrigation water quality on soil nitrifying and total bacterial communities. **Biology and Fertility of Soils**. Cham, v.44, nº5, p.797– 803, 2008.

NEETESON, J.J.; CARTON O.T. The environmental impact of nitrogen in field vegetable production. **Acta Horticulturae**. Lovaina, v.563, p.21–28, 2001.

NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. **Recurso Solo: Propriedades e Usos. Capítulo 7 – Fase Líquida: a solução do solo**. Editora Cubo, primeira edição. São Carlos – SP, 2015.

NAMBU, K.; HEES P. A. W. V.; ESSÉN, S. A.; LUNDSTRON, U. S. Assessing centrifugation technique for obtaining soil solution with respect to leaching of low molecular mass organic acids from pine roots. **Geoderma**. Amsterdam, v.127, p.263 –269, 2005.

NOGUEIRA, S. F. **Efeitos da irrigação com esgoto tratado e fertilização nitrogenada na ciclagem de carbono e nitrogênio e no metabolismo microbiano de um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton 85**. 2008. 138p. Tese (Doutorado Química na Agricultura e Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo. Piracicaba - SP, 2008.

OLIVEIRA, C. S.; SÁ, O. R. Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos – MG, Brasil. **Revista Ciência et Praxis**. Belo Horizonte – MG, v.8, n°16, p.13 – 20, 2015.

OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; DUARTE, S. N.; JÚNIOR, M. J. S.; CAMPELO, C. M. Calibração de extratores providos de cápsulas porosa para monitoramento da salinidade e da concentração de íons. **Revista Engenharia Agrícola**. Jaboticabal – SP, v.31, n°3, p.520– 528, 2011.

OLIVEIRA, M. A.; PEREIRA, O.G.; RIBEIRO, K. G.; SANTOS, M.E.R; CHIZZOTTI, F.H.M.; CECON, P.R. Produção e valor nutritivo do capim-coastcross sob doses de nitrogênio e idades de rebrotação. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**. Belo Horizonte – MG, v.63, n.3, p.694– 703, 2011.

PACHECO, J. W. **Guia técnico ambiental de frigoríficos - industrialização de carnes (bovina e suína)**. São Paulo – SP. CETESB (Série P + L), p. 29, 2008.

PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno) - série P+L**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. São Paulo – SP, p.26, 2006.

PALTINEANU, I.C; STARR, J.L. Real-time soil water dynamics using multisensory capacitance probes: laboratory calibration. **Soil Science Society of America Journal**, v.61, p.1576 – 1585, 1997.

PARDI, M. C.; SANTOS, I. F.; SOUZA, E. R.; PARDI, H. S. **Livro: Ciência, higiene e tecnologia da carne**. Goiânia–GO, ed: 2 UFG; v.1, p.624, 2006.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimento de amostragem e análise físico-química de água**. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA: Embrapa Florestas. Colombo – PR, 2011.

PEDREIRA, C. G. S. Cap.2- Capins do gênero Cynodon: histórico e potencial para a pecuária brasileira. Livro: **Cynodon – Forrageiras que estão revolucionando a pecuária brasileira**. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Juiz de Fora – MG, 2005.

PEREIRA, E. L.; DE PAIVA, T. C. B.; DA SILVA, F. T. Physico-chemical and Ecotoxicological Characterization of Slaughterhouse Wastewater Resulting from Green Line Slaughter. **Water, Air, & Soil Pollution**, v.227, n°6, p.199, 2016.

PEREIRA, L. S.; OEWIS, T.; ZAIRI, A. Irrigation managment under water scarcity. **Agricultural Water Management**. Amsterdam, v.57, n°3, p.175– 206, 2002.

PERES, J. G.; BOSCHI, R. S.; SOUZA, C. F.; MENDONÇA, T. G. Produtividade da água para a seleção de cultivares de alface. **Revista Ciência, tecnologia e ambiente**. Araras, v.3, n°1, p. 59–65, 2016.

PERRY, C.; STEDUTO, P.; ALLEN, R.G.; BURT, C.M. Increasing productivity in irrigated agriculture: Agronomic constraints and hydrological realities. **Agricultural Water Management**. Amsterdam, v.96, p 1517–1524, 2009.

PESCOD, M. B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO - Irrigation and drainage paper, 47, Rome, 1992. 125 p.

PESSOA, L.G. M., OLIVEIRA, E. E. M., FREIRE M. B. G. S.; FREIRE, F. J., MIRANDA, M. A.; SANTOS, R. L. Composição química e salinidade do lixiviado em dois solos cultivados com cebola irrigada com água salina. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife – PE, v.5, n°3, p 406 – 412, 2010.

PIERRE, F. C.; ARAUJO, S. M. F. Tratamento de resíduos em frigorífico de bovino de corte. **Revista Tekhne e Logos**. Botucatu – SP, v.8, n°4, p.81 – 93, 2017.

PIOVESAN, R. P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V.; REISSMANN, C. B. Perdas de nutrientes via superfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa – MG, v.33, p.757 – 766,2009.

PULROLNIK, K. Transformações do carbono no solo. ISSN 1517-5111 ISSN Online 2176-5081. Julho, 2009. Embrapa Cerrados Planaltina – DF, 2009.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C.; CORRÊA, L. A.; SILVA, A. G.; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coastcross adubada com nitrogênio. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.35, n°3, p.683 – 690, 2006.

PRIMAVESI, A. C.; PRIMAVESI, O.; CORRÊA, L. A.; CANTARELLA, H.; SILVA, A. G. Extração de nutrientes e recuperação aparente do nitrogênio pelo capim coastcross adubado. **Revista Ceres**. Viçosa – MG, v.51, n°295, p.295 – 306, 2004.

PRIMAVESI, O.; CORRÊA, L. A.; PRIMAVESI, A. C.; CANTARELLA, H.; ARMELIN, M. J. A.; SILVA, A. G.; FREITAS, A. R. **Adubação com uréia em pastagem de *Cynodon dactylon* cv. Coastcross: eficiência e perdas**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2001. (Circular Técnica, 30).

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

QUINTINO, A. C.; ANDRADE, P. J.; SILVA, T. J.; CANEPPELE, M. A.; ABREU, J. G. MÉTODOS DE DETERMINAÇÃO DE UMIDADE NOS SOLOS DE CERRADO. **Enciclopédia Biosfera**. Goiânia – GO, v.11, n°22, p.2202– 2213, 2015.

RAIJ, B. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011.

RAIJ, B. Van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agronômico, 1996. 285p. (Boletim técnico 100).

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

RAMIREZ-FUENTES, E.; LUCHO-CONSTANTINO, C.; ESCAMILLA-SILVA, E.; DENDOOVEN, L. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. **Bioresource Technology**. Amsterdam, v. 85, n°2, p.179–187, 2002.

RASSINI, J. B. **Período de estacionalidade de produção de pastagens irrigadas**.Pesquisa Agropecuária Brasileira. Brasília–DF, v.39, n°8, p.821–825, 2004.

REIS, M. M.; SANTOS, L. D. T.; OLIVEIRA, F. G.; SANTOS, M. V. Irrigação de pastagens tropicais: desafios e perspectivas. **Revista Unimontes Científica**. Montes Claros – MG, v.19, n° 19, p. 178 – 190, 2017.

ROCHA, H. R.; FREITAS, H. C.; ROSOLEM, R.; TANNUS, R. N.; NEGRÓN - JUÁREZ, R. I.; LIGO, M. V.; CABRAL, O. M. R.; JÚNIOR, H. N.M.; BITENCOURT, M. D. **As relações entre a vegetação e o meio físico no cerrado pé-de-gigante**. Capítulo 14 – ciclo do carbono. Brasília – DF, 2005.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; ZOCCATO, M. C. O.; PAPA, D. N.; SPERLING, M. V.; OLIVEIRA, P. R. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.14, n° 1, p.94–100, 2010.

RODRIGUES, L. S.; SPELTA, A. C. F.; SANTOS, R. P.; LIMA, C. A.; DUTRA, J. C. F.; SILVA, I. J. Avaliação de reator anaeróbico de manta de lodo no tratamento de efluentes de frigorífico. **Boletim de Indústria Animal**. Nova Odessa – SP, v.71, n° 4, p.365 – 370, 2014.

ROLIM, F. A. Estacionalidade de produção de forrageiras. **In: Pastagens: fundamentos da exploração racional**. Piracicaba: FEALQ, 1994. 908 p.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Primeira edição, 30p., 2010.

ROSA, R. S.; MESSIAS, R. A.; AMBROZINI, B. **Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável**. Universidade de São Paulo – Instituto de química de São Carlos. São Carlos – SP, 2003.

REICOSKY, D.C.; HATFIELD, J.L.; SASS, R.L. **Agricultural contribution to greenhouse gas emissions**. In: Reddy, R., Hodges, H. (Eds.), *Climate Change and Global Crop Productivity*. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK, p. 37-55, 2000.

RESENDE, R. S.; BATISTA, W. R.; AMORIM, J. R. A. Calibração do sensor de capacitância Diviner 2000 utilizando tubos de acesso padrão e alternativo. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. Fortaleza – CE, v.11, n°5, p.1662–1669, 2017.

RIBEIRO, O. L.; CECATO, U.; RODRIGUES, A. M.; FAVERI, J. C.; JOBIM, C. C.; LUGÃO, S. M.B. Biomassa radicular e reservas orgânicas em coastcross consorciada ou não com *Arachispinto*, com e sem nitrogênio, sob pastejo. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**. Salvador – BA, v.12, n°2, p. 318–328, 2011.

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

RUIZ, H. A.; SAMPAIO, R. A.; OLIVEIRA, M.; VENEGAS, V. H. A. Características químicas de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília – DF, v.39, n°11, p.1119–1126, 2004.

SALGOT, M. Water reclamation, recycling and reuse: implementation issues. **Desalination**. Barcelona, v. 218, n°3, p.190-197, 2008.

SALIMON, C. I. **Respiração do solo sob florestas e pastagens na Amazônia Sul-Ocidental, Acre**. 2003. 97 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo. Piracicaba– SP, 2003.

SALOMÃO, L. C.; SOUZA, T. R.; BÔAS, L. V.; ANDRADE, T. F.; FORATTO, L. C., SANTOS, A. J. M. Posicionamento de extratores de cápsula porosa em solo arenoso na citricultura fertirrigada por gotejamento, v.17, n°4, p.469 – 480, 2012.

SANTIN, R. C. **Emissão de gases de efeito estufa em solo cultivado com pastagem (Tifton 85) e irrigado com efluente de esgoto tratado.** 2012. 83 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de plantas) – Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

SANTOS, A. B.; FAGERIA, N. K.; ZIMMERMANN, F. J. P. Atributos químicos do solo afetado pelo manejo da água e do fertilizante potássico na cultura do arroz e irrigado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** Campina Grande, v. 6, nº1, p. 12 – 16, 2002.

SANTOS, E. M. A.; NASCIMENTO, A. T. P.; PAULINO, T. R. S.; BARROSO, B. C. S.; AGUIAR, C. R. Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para remoção da demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. **Engenharia Sanitária Ambiental.** Rio de Janeiro - RJ, v.22, nº2, p.285 – 292, 2017.

SANTOS, F. G.; CHAVES, M. A.; SILVA, M. W. R.; SOARES, R. D.; FRANCO, I. L.; PINHO, B. D. Índice climático de crescimento para os capins *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, *cynodon dactylon* cv. Tifton 85 e *Panicum maximum* cv. Tanzânia e relação com a produção de massa seca. **Ciência Animal Brasileira.** Goiânia – GO, v. 9, nº3, p.627-637, 2008.

SCHENINI, P. C.; ROSA, A. L. M.; RIBEIRO, M. M. A. **O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo como Atrativo ao Investimento Ambiental: Estudo de Caso em um Frigorífico de Bovinos.** In: SEGeT – Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 3, 2014, Florianópolis. Anais... Florianópolis– SC, 2014.

SENTEK PTY LTD. **Diviner 2000 - Versão do guia do usuário 1.5.** Austrália, 2009.

SIGNOR, D. **Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba.** 2010. 119p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de plantas) – Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SIGNOR, D.; PISSIONI, L.L.M.; CERRI, C.E.P. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. **Bragantia.** Campinas – SP, v.73, nº2, p.113 – 122, 2014.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. *Pesquisa Agropecuária Brasileira.* Brasília – DF, v.25, nº12, p.2461 – 2471, 2000.

SILVA, E. F. F.; ANTI, G. R.; CARMELLO, Q. A. C.; DUARTE, S. N. Extratores de cápsulas porosas para o monitoramento da condutividade elétrica e do teor de potássio na solução do solo. **Revista Scientia Agrícola.** Piracicaba – SP, v.57, nº4, p.785– 789, 2000.

SILVA, M. A.; SANTANA, C. G. Reúso de água: possibilidades de redução do desperdício nas atividades doméstica. **Revista do CEDS**. Periódico do centro de estudos em desenvolvimento sustentável da UNDB. São Luís – MA, n°1, p.1 – 14, 2014.

SILVA, M. V. T.; LIMA, R. M. S.; OLIVEIRA, F. L.; PAULINO, S. W.; MEDEIROS, C. J. F. CE e RAS do extrato de saturação do solo sob diferentes níveis de salinidade e doses de nitrogênio no cultivo da abóbora. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. Pombal – PB, v.9, n°2, p.277 – 284, 2014.

SILVA, V. J. et al. Growth analysis of irrigated tifton 85 and Jiggs Bermuda grasses as affected by harvest management. **Crop Science**. Madison, v.56, n°2, p.882 – 890, 2016.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; COSTA JÚNIOR, C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, MARTIAL. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa – MG, v.35, n°1, p.63 – 76, 2011.

SMITH, K.A.; CONEN, F. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. **Soil Use and Management**, Cranfield, v.20, p. 255 – 263, 2004.

SODRÉ, F. F. **Química de Solos: uma introdução**. Artigos Temáticos do Grupo de Automação, Quimiometria e Química Ambiental. Brasília – DF, p.17-29, 2012.

SOUSA, V. F.; COELHO, E. F.; JUNIOR, A. S. A.; FOLEGATTI, M. V.; FRIZZONE, J. A. Eficiência do uso da água pelo meloeiro sob diferentes frequências de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.4, n°2, p.183 – 188, 2000.

SOUZA, C. F.; SILVA, C. R.; JÚNIOR, A. S. A.; COELHO, E. F. Monitoramento do teor de água no solo em tempo real com as técnicas de TDR e FDR. **Revista Irriga**. Edição Especial: Irrigação. Botucatu – SP, v.1; n°1; p.26 – 42, 2016.

SOUZA, J. R.; MORAES, M. E. B.; SONODA, S. L.; SANTOS, H. C. R. G. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. REDE - **Revista Eletrônica do Prodepa**. Fortaleza –CE, v.8, n°1, p.26– 45, 2014.

SOUZA, C. F.; PIRES, R. C.; MIRANDA, D. B.; VARALLO, A. C. T. Calibração de sonda FDR e TDR para a estimativa da umidade em dois tipos de solo. **Revista Irriga**. Botucatu – SP, v.18, n°4, p.597– 606, 2013.

SOUZA, E. R.; MELO, H. F.; ALMEIDA, B. G.; MELO, D. V. M. Comparação de métodos de extração da solução do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.17, n°5, p.510 – 517, 2013.

STOREY, M. **The climate implications of agricultural policy reform. “Policies and measures for common action”**. Working Paper 16. Annex I. Experts Group on the FCCC, OECD/IEA, p. 25. 1997. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/docrep/nonfao/lead/x6178e/x6178e00.pdf>>. Acesso em: 21out. 2018.

THEBALDI, M. S.; SANDRI, D. FELISBERTO, A. B.; ROCHA, M. S.; NETO, S. A. Qualidade da água de um córrego sob a influência de efluente tratado de abate bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.15, n° 3, p.302 – 309, 2011.

TORKIAN, A.; EQBALI, S.J.; HASHEMIAN, S.J. The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. **Resources Conservation and Recycling**, v.40, n°1, p.1 – 11, 2003.

US EPA. **U.S. Greenhouse Gas Inventory Reports: Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2004**. US EPA #430-R-06-002. United States Environmental Protection Agency, Office of Atmospheric Programs (6207J), Washington, 2005. Disponível em: <<http://epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html>>. Acesso em: 25 de junho de 2018.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**. Amsterdam, v.44, n°5, p.892 – 898, 1980.

VIEIRA, R. F. Ciclo do **Nitrogênio em sistemas agrícolas**. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Primeira Edição, 163 p. Brasília – DF, 2017.

VILELA, D.; LIMA, J.A.; RESENDE, J.C.; et al. Desempenho de vacas da raça Holandesa em pastagem de *coastcross-1*. **Revista Brasileira de Zootecnia**. Viçosa – MG, v.35, n°2, p.555 – 561, 2006.

VOLTOLINI, T. V.; CAVALCANTI, A. C. R.; MISTURA, C.; CÂNDIDO, M. J. D.; SANTOS, B. R. C. **Pastos e manejo do pastejo em áreas irrigadas**. In: VOLTOLINI, T. V. (Ed.). Produção de caprinos e ovinos no Semiárido. Petrolina: EMBRAPA, 2011. p.265– 297.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Volume 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 3ª ed. 452 p. Belo Horizonte – MG, 2005.

WARRICK, A. W.; OR, D. Soil water concepts. In: LAMM, F. R.; AYARS, J. E.; NAKAYAMA, F. S. (Ed.). **Microirrigation for crop production, design, operation and management**. Amsterdam: Elsevier, 2007. p.27 – 59.

WASSMANN, R.; LANTIN, R.S.; NEUE, H.U.; BUENDIA, L.V.; CORTON, T.M.; LU, Y. Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. III. Mitigation options and future research needs. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. Cham, v.58, n°1, p.23 – 36, 2000.

WEBER, H.; SARRUGÉ, J. R. Fontes de dose de sódio II: Na concentração de nutrientes em diferentes cultivares de cana-de-açúcar (*Saccharum spp*). STAB Tecnologia e Pesquisa, 1985b. p. 26 – 38.

WILLISON, T. W.; WEBSTER, C. P.; GOUDING, K. W. T.; POWLSON, D. S. Methane oxidation in temperate soils: effects of land use and the chemical form of nitrogen fertilizer. **Chemosphere**. Oxford, v.30, n°3, p. 539 – 546, 1995.

YAGI, K.; TSURUTA, H.; KANDA, K.; MINAMI, K. Effect of water management on methane emission from a Japanese rice paddy field: automated methane monitoring. **Global Biogeochemical Cycles**. Londres, v.10, n°2, p. 255– 267, 1996.

YAN-DONG, X.; PEI-LING, Y.; YUAN-PEI, L.; YUN-KAI, L.; SHU-MEI, R.; YAN-PING, S.; YONGTAO, N. Characteristics and Driven Factors of Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions in Soil Irrigated with Treated Wastewater. **Journal of Integrative Agriculture**. Amsterdam, v.11, n°8, p.1354– 1364, 2012.

ZANATTA, J. A.; ALVES, B. J.; BAYER, C.; TOMAZI, M.; FERNANDES, A. H. B. M.; COSTA, F. S.; CARVALHO, A. M. M. **Protocolo para medição de fluxos de gases do efeito estufa do solo**. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Colombo – PR, 2014.

ZANONI, M.M.V.; ZANATTA, J.A; DIECKOW, J.; KAN. A; REISSMANN, C.B. Emissão do Metano por Decomposição de Resíduo Florestal Inundado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande - PB, v.19, n°2, p.173–179, 2015.

ZOU, J.; LIU, S.; QIN, Y.; PAN, G.; ZHU, D. Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. **Agriculture Ecosystems and Environment**. Amsterdam, v.129, n°4, p.516–522, 2009.