



JACINEUMO FALCÃO DE OLIVEIRA

**MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA
ORGÂNICA E LIXIVIAÇÃO DE SOLUTOS
DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS
E ABATEDOURO APLICADAS EM SOLOS
CULTIVADOS COM CAPIM-TIFTON 85**

LAVRAS – MG

2016

JACINEUMO FALCÃO DE OLIVEIRA

**MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E LIXIVIAÇÃO
DE SOLUTOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS E
ABATEDOURO APLICADAS EM SOLOS CULTIVADOS COM
CAPIM-TIFTON 85**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

DSc. Ronaldo Fia

LAVRAS – MG

2016

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Oliveira, Jacineumo Falcão de.

Mineralização da matéria orgânica e lixiviação de solutos de águas residuárias de laticínios e abatedouro aplicadas em solos cultivados com capim-tifton 85 / Jacineumo Falcão de Oliveira. – Lavras: UFLA, 2016.

126 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico) – Universidade Federal de Lavras, 2016.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Bibliografia.

1. Nitrogênio. 2. Fósforo. 3. Disposição do solo. 4. Águas residuárias. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

JACINEUMO FALCÃO DE OLIVEIRA

**MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E LIXIVIAÇÃO DE
SOLUTOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS E
ABATEDOURO APLICADAS EM SOLOS CULTIVADOS COM
CAPIM-TIFTON 85**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 1º de abril de 2016.

PhD. Claudio Milton Montenegro Campos - UFLA

Dr. Luis César de Aquino Lemos Filho - UFRSA

Dr. Mateus Pimentel de Matos - UFLA

DSc. Ronaldo Fia

Orientador

LAVRAS – MG

2016

Dedico

Minha querida mãe, Maria
de Fátima Falcão de
Oliveira, minha avó Maria
de Lourdes Falcão e
Natália Nunes da Silva

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade de viver, por estar sempre no meu caminho, me iluminando e orientando na direção certa que rege a vida. Por ensinar que amar ao próximo é tão importante quanto amar a si mesmo.

À Universidade Federal de Lavras pela oportunidade de cursar a pós-graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas.

Ao Professor Ronaldo Fia pela gratidão, gentileza e humildade em ser meu orientador, sendo peça fundamental e imprescindível no desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço aos professores que participaram da banca, Claudio Milton Montenegro Campos, Luis César de Aquino Lemos Filho e Mateus Pimentel de Matos.

À CAPES e a FAPEMIG pela disponibilidade de bolsa de pesquisa e recursos para o desenvolvimento do projeto (CAG APQ-01642/13).

Ao meu pai, Francisco Martins de Oliveira e minha mãe Maria de Fátima Falcão de Oliveira, pelo amor e esforço dedicado que fizeram para me educar, orientando sempre no melhor caminho para que este sonho fosse realizado.

À minha namorada, Natália Nunes da Silva, que em todos os momentos difíceis esteve ao meu lado, sendo uma pessoa de bom coração e virtude.

A todos meus irmãos e irmãs, que contribuíram para esta conquista, ajudando sempre, na medida do possível, para minha formação pessoal e acadêmica.

Ao meu amigo Fernando Neris, pela importante ajuda e contribuição no trabalho.

Aos bolsistas e estagiários que ajudaram nas análises.

Aos amigos de turma.

Aos amigos do programa de pós-graduação.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para que eu tivesse forças para alcançar todos os objetivos, meus mais sinceros agradecimentos.

Eu sou de uma terra que o povo padece
Mas não esmorece e procura vencer.
Da terra querida, que a linda cabocla
De riso na boca zomba no sofrer
Não nego meu sangue, não nego meu
nome
Olho para a fome, pergunto o que há?
Eu sou brasileiro, filho do Nordeste,
Sou cabra da Peste, sou do Ceará.

Patativa do Assaré

RESUMO

A qualidade dos recursos hídricos tem sido discutida atualmente no Brasil, principalmente dada a escassez e recepção de águas residuárias “in natura” ou com tratamento ineficiente. Assim, observa-se a importância do tratamento e posterior destinação correta dos efluentes. As águas residuárias de laticínios (ARL) e abatedouro (ARA) são caracterizadas pela elevada carga orgânica, apresentando grande potencial poluidor quando disposta nos sistemas ecológicos. Uma forma acessível e eficiente de destinação final é a disposição no solo, uma vez que este apresenta capacidade de depuração, onde o sistema solo-planta funciona como um filtro, retendo partículas suspensas, nutrientes e inativando patógenos. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a mineralização da matéria orgânica e lixiviação de solutos de águas residuárias de laticínios e abatedouro aplicadas em solos cultivados com capim-tifton 85. O experimento foi composto por 27 colunas de PVC preenchidas com latossolo vermelho e distribuídas casualizadamente, compreendendo 4 diferentes doses (150, 300, 450 e 600 kg ha⁻¹ de N) para cada efluente e 1 tratamento testemunha com adubação química convencional (150 kg ha⁻¹ de N), tendo 3 repetições cada. As dosagens de ARA, ARL e A_QT₀ foram estimadas segundo recomendação de nitrogênio (300 kg N ha⁻¹ ano). Realizou-se análises de Série de sólidos, pH, CE, NTK, P_T, K, NO₃⁻, NO₂⁻, DBO, DQO, Ca, Mg e Na das águas residuárias aplicadas e percolado das colunas. A atividade biológica foi estimada pela respiração basal do solo (RBS). A fertilidade do solo foi estimada na camada até 0,20 m das colunas. Observou-se que as maiores concentrações de DQO, ao final experimental, foram de 46,9 e 38,3 mg L⁻¹ nas máximas dosagens de ARA e ARL, e 8,5 mg L⁻¹ para adubação convencional. As concentrações de nitrato nos percolados que receberam todos os tratamentos foram reduzidas para valores abaixo de 10 mg L⁻¹ estabelecido pela legislação. Após 116 dias de monitoramento, houve redução de K, Ca+Mg e N-NO₂⁻. Nos tratamentos com ARA e ARL, as maiores produtividades de capim-tifton 85 foram de 16,8 e 15,1 t ha⁻¹ nos tratamentos com máxima dosagem aplicada. O ambiente criado pela interação solo-planta nas colunas, proporcionou ao capim-tifton 85 maiores extrações de nutrientes no segundo corte. As maiores remoções de nutrientes pelo capim-tifton 85 foram observadas nas dosagens máximas de ARA no segundo corte, tendo 384 e 10,4 kg ha⁻¹ de NTK e P_T. A RBS não foi significativa entre os tratamentos, entretanto observou-se que as atividades mais expressivas apresentaram 704 e 251 µg kg⁻¹ hora⁻¹ de C-CO₂ nos tratamentos com duas e três vezes a dosagem de nitrogênio recomendada.

Palavras-chave: Águas residuárias. Disposição no solo. Fósforo. Nitrogênio.

ABSTRACT

The treatment and posterior adequate destination of wastewater is currently a relevant discussion in Brazil, given the scarcity of fresh water resources and the availability of wastewater either untreated or inefficiently treated. The wastewater from dairy industry (ARL) and abattoirs (ARA) are characterized by their high organic content, which represents potential harms to ecological systems. An accessible and efficient final destination for ARL and ARA would be deposition in soil. Soil presents a natural capacity of depuration, which along with plant works as a filter, where suspended particles and nutrients are retained and pathogens inactivated. Based on those facts, the aim of this study was to evaluate the mineralization of organic matter and lixiviation of solutes from ARL and ARA deposited in soil cultivated with 85 Tifton-grass. The experiment was composed of 27 PVC columns filled with red latosol. The treatments were randomized into four different nitrogen doses (150, 300, 450 e 600 kg ha⁻¹) for each wastewater and one control treatment which received conventional fertilizing (150 kg ha⁻¹ of N), three replications was considered for each treatments. The dosages of ARA, ARL and A_QT₀ were estimated according to the recommendation of 300 kg N ha⁻¹ year⁻¹. The study included analysis of total, suspended and dissolved solids, pH, EC, NTK, P_T, K, NO₃⁻, NO₂⁻, BOD, COD, Ca, Mg and Na present in the wastewaters considered in this study. Biological activity in the soil was estimated by means of basal soil respiration (BSR). The fertility of soil was estimated up to 20 cm of column height. At the end of experiment, the highest COD concentrations were equal to 46.9 and 38.3 mg L⁻¹ for the highest doses of ARA and ARL, respectively, contrasting to 8.5 mg L⁻¹ for the control. The concentrations of Nitrate in the percolates for all treatments were within the legislation limit, below 10 mg L⁻¹. After 116 days, it was observed a reduction of K, Ca+Mg and N-NO₂⁻. For treatments that received the maximum dosage of ARA and ARL, the productivities of 85 Tifton-grass were equal to 16.8 and 15.1 t ha⁻¹. The environment created by the interaction soil-plant in the columns led to a higher nutrient uptake by the 85 Tifton-grass at the second cut, especially for treatments that received the highest dosages of ARA, presenting 384 and 10.4 kg ha⁻¹ of NTK and P_T. A significant difference for BSR was not observed among treatments, however, the most expressive activities (704 e 251 µg kg⁻¹ h⁻¹ de C-CO₂) were found for treatments that received the two and three times more N dose than the recommended.

Keywords: Wastewater, Disposal in soil, Phosphorus, Nitrogen.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 Configuração esquemática das colunas de solo utilizadas para disposição de diferentes quantidades de águas residuárias de laticínios e de abatedouro suíno	40
Figura 2 Vista superior das colunas de solo cultivadas com capim-Tifton 85 e submetidas a diferentes doses de águas residuárias de abatedouro e de laticínios	41
Figura 3 Distribuição casualizada dos tratamentos, em que A_A se refere à água residuária de abatedouro, A_L à água residuária de laticínios, T_0 se refere ao tratamento controle que recebeu adubação química (testemunha), T_1 , T_2 , T_3 e T_4 correspondem às diferentes dosagens de nitrogênio; e R_1 , R_2 e R_3 às três repetições para cada tratamento	48
Figura 4 Dados climáticos de temperatura e umidade relativa do ar obtidos no período experimental	50
Figura 5 Valores de lâmina de água utilizada na irrigação da cultura e da lâmina precipitada durante a condução do experimento	51
Figura 6 Volume total percolado através das colunas de solo que receberam adubação química e água residuária de abatedouro...	53
Figura 7 Volume total percolado através das colunas de solo que receberam adubação química e água residuária de laticínios	53
Figura 8 Comportamento temporal do pH no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicada às colunas de solo durante o período de monitoramento.....	54
Figura 9 Comportamento temporal do pH em função das doses de água residuária de abatedouro aplicada às colunas de solo durante o período de monitoramento.....	55
Figura 10 Comportamento temporal da condutividade elétrica no percolado em função das doses de água residuária de laticínios durante o tempo de monitoramento.....	57

Figura 11 Comportamento temporal da condutividade elétrica no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro durante o tempo de monitoramento	58
Figura 12 Comportamento temporal da demanda química de oxigênio no percolado em função das doses de água residuária de laticínios observado durante o monitoramento.	60
Figura 13 Comportamento temporal da demanda química de oxigênio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro observado durante o tempo de monitoramento.....	61
Figura 14 Comportamento temporal do nitrogênio total Kjeldahl no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro e tempo de monitoramento do experimento.	63
Figura 15 Comportamento temporal do nitrogênio total Kjeldahl no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas ao solo durante o período de monitoramento.	64
Figura 16 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrito no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro e tempo de monitoramento.	65
Figura 17 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrito no percolado em função das doses de água residuária de laticínio e tempo de monitoramento.....	66
Figura 18 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrato no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro e tempo de monitoramento.	68
Figura 19 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrato em função das doses de água residuária de laticínio e tempo de monitoramento.	69
Figura 20 Comportamento temporal das concentrações de fósforo total no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo.	72

Figura 21 Comportamento temporal das concentrações de fósforo total no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo	73
Figura 22 Comportamento temporal das concentrações de sódio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo	75
Figura 23 Comportamento temporal das concentrações de sódio em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo	76
Figura 24 Comportamento temporal das concentrações de potássio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo	77
Figura 25 Comportamento temporal das concentrações de potássio no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo	78
Figura 26 Comportamento temporal das concentrações de cálcio mais magnésio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo	80
Figura 27 Comportamento temporal das concentrações de cálcio mais magnésio em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo	81

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1 Características dos efluentes líquidos gerados em diferentes tipos de processamento em indústria de laticínios	25
Tabela 2 Qualidades do efluente de laticínio com e sem recuperação do soro	26
Tabela 9 Estimativa de produtividade média, por corte, do capim-Tifton 85 submetido aos tratamentos com ARL e A _Q T ₀	86
Tabela 10 Análises de variância para os cortes do capim-Tifton 85 submetidos aos tratamentos com ARL e A _Q T ₀	86
Tabela 12 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P _T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARA e A _Q T ₀ no primeiro corte.	89
Tabela 13 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P _T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARL e A _Q T ₀ no primeiro corte.	89
Tabela 14 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P _T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARA e A _Q T ₀ no segundo corte.....	91
Tabela 15 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P _T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARL e A _Q T ₀ no segundo corte.	92
Tabela 16 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P _T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARA e A _Q T ₀ no terceiro corte.	94

Tabela 17 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P_T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARL e A_QT_0 no terceiro corte.....	95
Tabela 18 Respiração basal em colunas de latossolo vermelho escuro cultivadas com capim-Tifton 85 em função da aplicação de diferentes doses de ARA, ARL e A_QT_0	99
Tabela 20 Incorporação de NTK, P_{Disp} , K, Na e Ca+Mg em colunas de solo cultivadas com capim-Tifton e fertirrigadas com ARL e A_QT_0	104

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

APHA	American Public Health Association
A _Q T ₀	Adubação Química Convencional
ARA	Água Residuária de Abatedouro
ARL	Água Residuária de Laticínio
C/N	Relação Carbono-Nitrogênio
Ca	Cálcio
CE	Condutividade Elétrica
CF	Coliformes Fecais
CFSEMG	Comissão de Fertilidade do Solo do estado de Minas Gerais
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho estadual de Política Ambiental
CT	Coliformes Totais
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ET _c	Evapotranspiração da Cultura
ET ₀	Evapotranspiração de Referência
FAO	Food and Agriculture Organization
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
K	Potássio
Mg	Magnésio
Na	Sódio
NH ₄ ⁺	Íon Amônio

NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
O&G	Óleos e Graxas
pH	Potencial Hidrogeniônico
P _T	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Viníla
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
RBS	Respiração Basal do Solo
SAC	Sistema Alagado Construído
SD	Sólidos Dissolvidos
SS	Sólidos Suspensos
ST	Sólidos Totais
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UR	Umidade Relativa do Ar

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
2	OBJETIVOS.....	21
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	22
3.1	Agroindústria no Brasil e seu potencial poluidor.....	22
3.3.1	Caracterização da agroindústria de laticínios.....	23
3.3.2	Caracterização da indústria de abatedouro suíno.....	26
3.2	Disposição de efluente no solo.....	29
3.3	Capim-Tifton 85.....	31
3.4	Respiração Basal do Solo.....	34
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	36
4.1	Local de desenvolvimento do trabalho.....	36
4.2	Águas residuárias.....	36
4.3	Caracterização do solo, planta e configuração das colunas.....	39
4.4	Tratamentos avaliados.....	42
4.5	Manejo da Irrigação.....	43
4.6	Monitoramento do Sistema.....	45
4.7	Respiração Basal do Solo (RBS).....	46
4.8	Análise Estatística e Delineamento.....	47
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
5.1	Dados climáticos e quantificação de percolados.....	49
5.2	Análises do percolado nos tratamentos com água residuária de laticínios e de abatedouro.....	54
5.2.1	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	54
5.2.2	Condutividade Elétrica (CE).....	56
5.2.3	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	59
5.2.4	Formas de Nitrogênio.....	62
5.2.5	Fósforo total.....	70
5.2.6	Sódio.....	74
5.2.7	Potássio.....	76
5.2.8	Cálcio e magnésio.....	79
5.3	Desempenho do capim-Tifton 85.....	82
5.3.1	Produtividade do capim-Tifton 85 submetido aos tratamentos com ARA, ARL e A_QT₀.....	82
5.3.2	Extração e desempenho nutricional do capim-Tifton 85 submetido aos tratamentos com ARA, ARL e A_QT₀.....	87
5.4	Avaliação da Respiração Basal do Solo (RBS).....	95
5.5	Atributos químicos do solo após fertirrigação com ARA, ARL e A_QT₀.....	101
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES.....	105
	REFEFÊNCIAS.....	106

1 INTRODUÇÃO

A qualidade dos recursos hídricos vem sendo amplamente discutida nos últimos anos, aumentando a preocupação quanto à escassez de água na região sudeste em função do baixo índice pluviométrico registrado nos últimos dois anos. Tundisi (2008) apresenta vários fatores associados à perda de qualidade das águas, dentre eles destaca-se a associação entre o aumento da demanda de água com a falha de gestão hídrica que permita uma abordagem sistêmica, integrada e preditiva. Sendo a água essencial aos seres vivos e aos diversos processos como uso doméstico, produção agrícola e processos industriais (HU, 2009), torna-se necessária a adoção de medidas que viabilizem a melhoria da gestão quantitativa e qualitativa desses recursos.

A perda de qualidade das águas deve-se, na maioria das vezes, ao lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento, ou parcialmente tratados nos mananciais. Entre os processos industriais com maior potencial poluidor no Brasil, encontram-se as agroindústrias, particularmente em função da grande produção de resíduos ricos em substâncias orgânicas, nutrientes (sobretudo nitrogênio e fósforo), sólidos, óleos e graxas. Nesta categoria, matadouros, indústrias de processamento de carne e os laticínios são conhecidos pelo alto potencial poluidor (MEES et al., 2009; TOCCHI et al., 2013).

Pattnaik et al. (2008) afirmam que as águas residuárias de laticínios, além de possuírem altas concentrações de nutrientes, também podem apresentar patógenos, em função de misturas com águas residuárias sanitárias e detergentes utilizados nas etapas de limpeza. O processamento dos produtos lácteos envolve diversos compostos e/ou substâncias como carboidratos, sais minerais, vitaminas e água. Os efluentes dessas indústrias são constituídos principalmente de leite diluído, materiais sólidos flutuantes, detergentes, lubrificantes, desinfetantes, areia, açúcar, pedaços de frutas (em caso da produção de iogurte), essências e condimentos diversos (no caso da produção de queijos e manteiga), que são diluídos na água de lavagem dos

equipamentos, tubulações, pisos e demais instalações da indústria (MACHADO et al., 2001; PORWAL; MANE; VELHAL, 2015; QASIM; MANE, 2013).

Os matadouros, abatedouros e frigoríficos se enquadram como agroindústrias, cujos resíduos encontrados são vísceras de animais abatidos, fragmentos cárneos, sangue, conteúdo intestinal, pêlos, ossos, penas, gorduras e outras águas residuárias, sendo todos passíveis de tratamento biológico (COSTA et al., 2005). Do ponto de vista econômico e ambiental, muitos dos subprodutos gerados poderiam ser transformados em produtos úteis para consumo humano, alimento de animais, indústria de rações ou fertilizantes (PACHECO, 2008).

Por serem ricas em material orgânico e nutrientes, as águas residuárias quando dispostas em ambiente aquático pode proporcionar grande decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido (OD), ocasionar eutrofização do curso d'água, afetar a biota, dentre outros impactos negativos (BARBOSA; CIRILO, 2015; VON SPERLING, 2014). Assim, o tratamento de efluentes agroindustriais é de suma importância no aspecto de preservação da qualidade de água, pois, dependendo da qualidade e da vazão do efluente, o corpo hídrico receptor não tem a capacidade de se autodepurar.

Existem diversas propostas para tratamento de águas residuárias agroindustriais, como em lagoas de estabilização, destacando-se os trabalhos de Comino, Riggio e Rosso (2012) e Rico, Garcia e Rico (2011), em biodigestores (OLIVEIRA et al., 2011), em reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) (FIA et al., 2015; PASSEGGI; LÓPEZ; BORZACCONI, 2012) e também em sistemas alagados construídos (MATOS et al., 2010). Entretanto, quando os tratamentos adotados não alcançam os padrões de lançamento nos cursos d'água (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2011; MINAS GERAIS, 2008), o solo torna-se uma alternativa de tratamento e disposição final no ambiente.

A aplicação ou disposição de efluentes diretamente no solo, apesar de antiga (PELL et al., 1990), ainda tem sido amplamente utilizada. Sua

aplicação ao solo representa uma destinação adequada para a água residuária e permite reduzir custos com a disposição final, além de proporcionar melhoria da fertilidade do solo (MAGGI et al., 2011). Nesse sentido, Costa et al. (2004) afirmam que o solo apresenta grande capacidade de decompor ou inativar compostos potencialmente prejudiciais ao ambiente, por meio de reações químicas e da multiplicidade de processos microbiológicos. Os íons e compostos podem ser retidos e ter sua mobilidade reduzida por reações de adsorção, complexação e precipitação; já os microrganismos presentes no solo podem decompor os mais diversos materiais orgânicos, convertendo-os em compostos menos tóxicos.

Singh, Deshbhratar e Ramteke (2012) afirmam que o reuso de efluentes na agricultura além de ser uma alternativa viável de reaproveitamento de água, matéria orgânica e nutriente, contribui para redução de custos com fertilizantes, além de minimizar os impactos causados pelo lançamento nos corpos hídricos. Deon et al. (2010) avaliaram a produtividade da cana-de-açúcar em função de doses de efluente doméstico, e constataram que houve ganho expressivo da produtividade de 19,8 t ha⁻¹ na primeira soca e 40,5 t ha⁻¹ na segunda, quando se aplicou efluentes em duas vezes a necessidade evapotranspirométrica da cultura.

De acordo com Ayres e Westcot (1999), a principal limitação para o aproveitamento agrícola de efluentes agroindustriais é sua composição, totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio, e a tolerância das culturas a esses elementos. No entanto, quando aplicados de forma controlada na superfície do solo, ocorrem processos de depuração de natureza física, química e biológica no sistema solo-planta-água (LO MONACO, 2009).

Portanto, para avaliar o efeito das águas residuárias agroindustriais de abatedouro e laticínios quando dispostas no solo, foi conduzido um experimento de campo para analisar sua mineralização, e a potencial contaminação do percolado em colunas de solo cultivadas com capim-Tifton 85 (*Cynodon ssp.*).

2 OBJETIVOS

O objetivo geral é avaliar a mineralização da matéria orgânica e lixiviação de solutos de águas residuárias de laticínio e abatedouro aplicadas em solos cultivados com capim-Tifton 85

Os objetivos específicos foram:

- a) Quantificar de percolado e variações climáticas no período experimental;
- b) Determinar da mineralização da matéria orgânica por meio da análise de DQO e formas de nitrogênio no percolado e efluente aplicado;
- c) Determinar de sódio, potássio, cálcio, magnésio e fósforo no efluente, percolado, solo e planta;
- d) Obter o desempenho produtivo e nutricional do capim-Tifton 85 nos diferentes tratamentos;
- e) Avaliar o da respiração basal do solo – RBS;
- f) Determinar os atributos químicos do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Agroindústria no Brasil e seu potencial poluidor

O termo agroindústria rural se refere às atividades de transformação e beneficiamento de produtos agropecuários de origem animal ou vegetal, que são realizadas em instalações próprias, comunitárias ou de terceiros, a partir de matéria-prima produzida no próprio estabelecimento agropecuário ou adquirida de outros produtores (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2007).

A agroindústria e a agropecuária desempenham um papel fundamental na economia brasileira, tanto em escala regional como nacional (MORAES, 2009). Segundo a Companhia Nacional de Abastecimento - CONAB (2015), a estimativa da produção de grãos para a safra 2015/16 poderá atingir entre 210,3 a 213,5 milhões de toneladas, um crescimento de 1,7% em relação à safra anterior. Martinelli et al. (2011) afirmam que o Brasil apresenta um elevado superávit comercial na agricultura, tornando-se um dos maiores exportadores mundiais de soja, açúcar, café, laranja, frango e carne bovina.

Com o crescimento da participação do agronegócio na economia brasileira, torna-se evidente o aumento da quantidade de resíduos sólidos, líquidos e gasosos. Segundo Philippi Júnior e Aguiar (2005), são gerados nas agroindústrias, resíduos de bagaços, tortas, restos de frutas e hortaliças, vísceras e carcaças de animais, refugos, entre outros. Esses são gerados durante as etapas de produção e, nesse sentido, se realizada a sua caracterização, os impactos sobre o meio ambiente podem ser reduzidos, visto que a sua disposição poderá ser feita de forma mais adequada e, conseqüentemente, caminhar em conjunto com a assimilação ecológica.

Os potenciais poluidores dos despejos oriundos das atividades agroindustriais variam de acordo com o tipo de indústria, as matérias-primas utilizadas, os processos de fabricação, os produtos fabricados, dentre outros.

Segundo Braile e Cavalcanti (1993), os poluentes gerados nas atividades de produção e processamento de produtos agropecuários tem origem com:

- tecnologias utilizadas, muitas vezes antigas e fortemente poluentes, sem tratamento adequado dos efluentes com rara valorização de resíduos;
- inexistência de sistemas de tratamento adequado dos efluentes;
- localização das unidades em solos agrícolas, causando a sua contaminação e prejudicando as culturas, quando os resíduos são manejados inadequadamente;
- localização das unidades em zonas ecologicamente sensíveis, perturbando e prejudicando a fauna e a flora;
- realização das descargas de efluentes em águas subterrâneas ou superficiais, com risco de contaminação; e
- depósito indevido de resíduos causando poluição do solo e do meio hídrico.

3.3.1 Caracterização da agroindústria de laticínios

Segundo o IBGE (2014), a atividade da indústria de laticínios representa grande importância na economia mundial. O Brasil é considerado o terceiro maior produtor de leite do mundo, apresentando no ano de 2015 uma produção de leite de 37,2 bilhões de litros, e com perspectivas para alcançar entre 47,5 e 52,7 bilhões de litros de leite até 2025 (BRASIL, 2015).

A atividade agroindustrial de processamento de leite gera grande variedade e quantidade de águas residuárias que necessitam de disposição final adequada no ambiente. Considerando o grande número de empresas que lançam seus efluentes sem nenhum tipo de tratamento nos cursos d'água, a contribuição dessas indústrias, em termos de poluição hídrica, é bastante expressiva, principalmente com relação à carga orgânica.

Em um levantamento feito em 2010 pela Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais – FEAM (2011), foi verificado que cerca de 40% dos laticínios no Estado estavam funcionando de forma irregular em termos ambientais, ou seja, não tinham nenhum tipo de regularização ambiental junto

ao órgão. Nesse levantamento foi identificado que dos 759 laticínios instalados em Minas Gerais, um número de 298 são de pequeno porte. Assim, o problema da poluição pode ser agravado se for considerado que muitos dos laticínios em funcionamento são de pequeno e médio porte, não possuindo tecnologia suficiente ou mão-de-obra especializada para tratamento de efluentes, ou não havendo fiscalização eficiente (MENDES et al., 2005).

Nos laticínios ocorre o processo de sanitização, que inclui operações de lavagens de silos, tubulações, tanques, pasteurizadores e equipamentos que demandam grandes volumes de água (BRIÃO; TAVARES, 2012). Strydom, Mostert e Britz (1997), indicam que o valor da relação entre vazão dos efluentes líquidos e a vazão da água consumida pelo laticínio situa-se entre 0,75 e 0,95 (coeficiente de retorno). Dessa forma, a água utilizada no processo de sanitização torna-se efluente, que é descartado em grandes quantidades com alta carga orgânica (VOURCH et al., 2005). Estima-se que para cada litro de leite processado, até dez litros de efluente podem ser gerados (VOURCH et al., 2008). Os efluentes gerados na higienização são compostos por gorduras, carboidratos e proteínas, sobretudo, caseínas, que passam a ser contaminantes se lançados incorretamente nos corpos hídricos receptores (BRIÃO, 2007; PORWAL; MANE; VELHAL, 2015).

Segundo Machado et al. (2001), a vazão dos efluentes líquidos em indústrias de laticínio varia ao longo do dia e depende diretamente das operações de processamento ou de limpeza que ocorrem na empresa. A composição detalhada das águas residuárias pode ser influenciada pelos processos industriais em curso, volume de leite processado, condições e tipos de equipamentos utilizados, práticas de redução da carga poluidora e do volume de efluentes, atitudes de gerenciamento e da direção da indústria em relação às práticas de gestão ambiental, quantidade de água utilizada nas operações de limpeza e no sistema de refrigeração (MACHADO et al., 2002). Na Tabela 1 estão as características dos efluentes líquidos gerados em diferentes tipos de laticínios.

Tabela 1 Características dos efluentes líquidos gerados em diferentes tipos de processamento em indústria de laticínios

Parâmetros	Tipos de Indústrias					
	1	2	3	4	5	6
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	1.033	487 a 1.319	3.420	290	875	761
DQO (mg L ⁻¹)	1.397	873 a 1.740	4.430	2.010	1.365	1.370
Sól. não-filtráveis totais (mg L ⁻¹)	520	329 a 494	420	915	776	471
Sól. totais (mg L ⁻¹)	-	993	3.300	-	1.870	1.406
Sól. Sedimentáveis (mg L ⁻¹)	-	14	1	1,5	0,1	1,7
N _{Total} (mg L ⁻¹)	-	26,5 a 43,2	86,2	56,7	25,5	11,3
P _{Total} (mg L ⁻¹)	5,75	4,5 a 5,9	14,2	18,8	6,8	8,8
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)	562	253	575	-	100	-
Temperatura (°C)	-	29	31	29	38	28

Fonte: Minas Ambiente/CETEC (1998) citado por SARAIVA (2008).

⁽¹⁾Posto de recepção e refrigeração; ⁽²⁾Leite pasteurizado e manteiga; ⁽³⁾leite pasteurizado e iogurte; ⁽⁴⁾ leite esterilizado e iogurte; ⁽⁵⁾ leite condensado; e ⁽⁶⁾ leite em pó.

O soro do queijo, efluente obtido nas indústrias de laticínios nas etapas de produção de queijo, merece destaque devido ao seu grau poluidor (PAOLUCCI, 1991). Segundo Sousa et al. (2014) o soro de leite é o coproduto mais abundante da agroindústria de laticínios, sendo rico em proteínas, que apresentam diferentes propriedades de interesse industrial e também para pesquisas, quer em termos de funcionalidade tecnológica aplicada à produção de outros tipos de alimentos lácteos, ou de funcionalidade biológica, ou como um dos efluentes que mais contribuem para a alta carga poluidora das agroindústrias de laticínios. O soro do queijo quando descartado junto com os efluentes líquidos, eleva o seu potencial poluidor devido à sua alta carga orgânica (DBO₅ entre 30.000 e 50.000 mg L⁻¹) (RODRIGUES; MARINHO, 2012). Portanto, o descarte do soro de leite, em conjunto com as demais águas residuárias do processo, afeta de forma significativa a qualidade do efluente líquido gerado pelos laticínios, conforme pode ser observado na Tabela 2 (EUROPEAN COMMISSION, 2006).

Tabela 2 Qualidades do efluente de laticínio com e sem recuperação do soro

Variáveis (mg L ⁻¹)	Com Recuperação do Soro	Sem Recuperação do Soro
DBO ₅	2.397	5.312
DQO	5.312	20.559
Gorduras	96	463
N _{Total}	90	159
P _{Total}	26	21

Fonte: (EUROPEAN COMMISSION, 2006)

É importante destacar que a DBO₅ é a variável padrão mais usada para avaliar o potencial poluidor de efluentes líquidos, medindo a função biodegradável da matéria orgânica. Assim, quanto maior o valor de DBO₅, maior é o potencial de redução da concentração de oxigênio dissolvido (OD), utilizado pelos microrganismos para degradar a matéria orgânica.

Diante dessas características, observa-se a necessidade de haver um tratamento adequado das águas residuárias, visando a redução da concentração de contaminantes e facilitando assim, seu reuso em ambientes agrícolas.

3.3.2 Caracterização da indústria de abatedouro suíno

Segundo Pacheco e Yamanaka (2008), abatedouros são como unidades que realizam o abate dos animais, produzindo carcaças (carne com ossos) e vísceras comestíveis, porém sem industrializar a carne, sendo uma das atividades mais antigas da humanidade (RIGO et al., 2004).

A necessidade de suprir a demanda por carne no mundo vem aumentando a cada ano. No Brasil, o consumo de carne teve grande crescimento a partir da colonização europeia (RIBEIRO; CORÇÃO, 2013), sendo que nos últimos anos o abate de animais vem se intensificando para a obtenção de carne e seus derivados a fim de suprir a necessidade de consumo de mercado. Segundo Brasil (2008) esta operação, bem como os demais processamentos industriais envolvidos, é regulamentada por uma série de

normas sanitárias destinadas a dar segurança alimentar aos consumidores destes produtos, a exemplo da Instrução Normativa 34 (IN 34/2008) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

O mercado agroindustrial brasileiro da carne suína apresenta-se em livre expansão dada à diversidade de produtos produzidos, aliada à exportação internacional e investimentos na cadeia suinícola (FAPPI, 2015). Nessa situação, há expectativa de geração de volumes ainda maiores de efluentes durante todas as etapas de produção.

Segundo Bustillo-Lecompte e Mehrvar (2015), em abatedouros e frigoríficos, o alto consumo de água nas etapas de produção acarreta em grandes volumes de efluentes gerados, já que cerca de 80 a 95% da água consumida são descarregados como efluente líquido. A indústria de processamento de carne utiliza 24% do total de água doce consumida pelo setor industrial de alimentos e bebidas e, até 29% de toda a demanda de água do setor agrícola em todo o mundo.

As águas residuárias de abatedouro caracterizam-se principalmente pela alta carga orgânica, devido à presença de sangue, gordura, esterco, conteúdo estomacal não digerido e conteúdo intestinal; grandes oscilações de potencial hidrogeniônico (pH) em função do uso de agentes de limpeza ácidos e alcalinos; altos conteúdos de nitrogênio, fósforo e sais dissolvidos e alta variabilidade de temperatura, em função do uso de água quente e fria (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015; PACHECO; YAMANAKA, 2008). Assim, esse efluente quando disposto ao meio ambiente sem tratamento, representa focos de proliferação de insetos e de agentes patogênicos, além de contaminação de águas superficiais e subterrâneas (KOTHARI; TYAGI; PATHAK, 2010; UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY - USEPA, 2004).

Em geral, a presença de alguns constituintes desses efluentes, como supracitado, proporcionam o incremento nas concentrações de DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), série de sólidos, O&G (Óleos e Graxas) e nitrogênio orgânico. Mesmo que o

sangue seja segregado dos efluentes líquidos, prática necessária para um tratamento satisfatório, estes, ainda assim, apresentarão um residual de sangue que contribui para os altos valores de DBO₅ e DQO. O sangue líquido apresenta uma DQO com valor em torno de 400.000 mg L⁻¹ e uma DBO₅ com valor em torno de 200.000 mg L⁻¹ (INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL - IPPC, 2002).

Segundo Krieger (2007), as operações de limpeza são as principais responsáveis pelo elevado consumo de água em abatedouros, pois os pisos das áreas de processos devem ser lavados e sanitizados ao menos uma vez por dia, de forma que o total de água utilizada por animal varia entre os abatedouros e depende da planta industrial, do tipo de animal abatido, das técnicas de abate e do grau de automação. Krieger e Rodriguez (2007) realizaram um balanço hídrico de um frigorífico de suínos de média tecnologia, e encontraram um volume final de efluente, gerado na etapa de abatimento, de 303 m³ d⁻¹, totalizando 39% de todo volume gerado. Matos (2010) corrobora com essa afirmação, citando como referência um gasto entre 300 e 500 L de água no abate de um suíno.

De acordo com Zanotto et al. (2006), estima-se que nas etapas de processamento de carne suína no Brasil sejam geradas uma média de 149 milhões de toneladas de efluentes por ano. Nesse sentido, considerando uma produção de 37.118 milhões de cabeças de suínos abatidos em 2014 (IBGE, 2015), uma produção diária de 202 L d⁻¹ por animal abatido (KRIEGER; RODRIGUEZ, 2007) e um retorno de 80% da água utilizada nas agroindústrias de abate suíno (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP; DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY- EPA, 2000), foram gerados em 2014, aproximadamente 6 milhões de metros cúbicos de efluentes.

A maioria das tecnologias usadas no tratamento de águas residuárias agroindustriais, objetivando o reuso, é a mesma de sistema de tratamento de água e efluentes sanitários, sendo, no entanto, necessários em alguns casos, processos adicionais de tratamentos para remoção de contaminantes

específicos, como os óleos e graxas, e para inativação e remoção de microrganismos patogênicos presentes nessas águas (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015; METCALF & EDDY, INC, 2003).

3.2 Disposição de efluente no solo

A aplicação do efluente no solo, ao invés de sua disposição direta em cursos d'água, além de ser uma maneira alternativa para disposição das águas residuárias, constitui uma forma de fornecimento de água e nutrientes ao solo e planta (FONSECA et al., 2007). A ação do solo como depurador de águas residuárias se dá pela combinação de mecanismos físicos, químicos e biológicos, retenção dos sólidos em suspensão, remoção de nutrientes por adsorção à matriz do solo ou absorção pelas plantas, além da oxidação do material orgânico, promovida principalmente por microrganismos que se estabelecem na rizosfera (RIBAS; FORTES NETO, 2008).

Esse meio físico associado à comunidade microbiana e vegetal atua como um “filtro vivo”, que absorve e retém poluentes e organismos patogênicos (CAVINATTO; PAGANINI, 2007). Assim, para que a aplicação de efluentes líquidos no solo não traga riscos de degradação ambiental, torna-se necessário o conhecimento da capacidade de suporte de cada sistema solo-planta para que se possa estabelecer a taxa de aplicação mais adequada, de forma a resguardar a integridade dos recursos naturais (MATOS et al., 2005; METCALF & EDDY, INC, 1991).

Em geral, os solos apresentam diferenças em termos de pH, matéria orgânica, estrutura, teor e tipo de argila (textura). Isso implica em diferentes capacidades de troca catiônica (CTC) e balanço de cargas, além de possibilidade de conversão de amônio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) e lixiviação desses dois íons em diferentes taxas. Além disso, essas diferenças nas características dos solos também implicam em distintas capacidades de mineralização da matéria orgânica, portanto, em possíveis diferentes taxas de lixiviação de nitrogênio e fósforo.

Rodrigues et al. (2011), por exemplo, verificaram que as fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico contribuíram significativamente para o aumento do teor de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato na solução do solo e elevaram a produtividade média da alface cultivar Tainá.

O aproveitamento de águas residuárias ricas em nutrientes na fertirrigação de culturas agrícolas, possibilita o aumento da produtividade e qualidade dos produtos colhidos, redução da poluição ambiental, além de promover melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo (LO MONACO; GARCIA; MATOS, 2003). Sabendo que nutrientes como nitrogênio, potássio e fósforo são fundamentais no cultivo de solos pobres, como os que ocorrem na maior parte do Brasil, acredita-se que métodos de tratamento que não contemplem a reciclagem de nutrientes estão condenados a desaparecer em um futuro próximo (LO MÔNACO, 2005).

Matos et al. (2010) estudando a capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios, constataram produtividade de 14,8 e 7,5 t ha⁻¹ de capim-Tifton 85 e capim elefante, respectivamente, quando se aplicou uma taxa de 320 kd ha⁻¹ d⁻¹ de DBO e SAC (Sistema Alagado Construído).

Leal et al. (2009) observaram, trabalhando com a cana-de-açúcar irrigada com efluente de esgoto doméstico tratado nos níveis de irrigação correspondentes a 100, 125, 150 e 200% da demanda hídrica da cultura, uma produtividade máxima de 247 t ha⁻¹, com a lâmina de água equivalente a 100% da reposição hídrica, sendo esta a mais recomendada pelos referidos autores visando ao manejo da irrigação da cultura.

Dessa forma, o uso de águas residuárias no solo, como fonte de nutrientes e água, pode ocasionar impactos ambientais positivos e, ou, negativos no sistema solo-planta, relacionados às alterações físicas, químicas e biológicas (MATOS et al., 2010; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010; RODRIGUES et al., 2011). Assim, o monitoramento da quantidade do efluente aplicado no solo torna-se de grande importância para a manutenção

da sua própria qualidade. Ayers e Westcot (1999) afirmam que os problemas ligados ao solo após aplicação de águas residuárias estão associados ao aumento da salinidade, sodicidade, excesso de nutrientes, presença de bicarbonatos e alterações de pH.

Rodrigues et al. (2011) verificaram que fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico contribuíram significativamente para o aumento do teor de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato na solução do solo, e elevaram a produtividade média da alfaca cultivar Tainá, conduzida em casa de vegetação. Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) constataram que o capim-Tifton 85 extraiu mais nitrogênio e sódio presente na água residuária de laticínios enquanto o capim elefante extraiu maior quantidade de potássio. Os referidos autores evidenciaram também, que a concentração de fósforo na parte aérea e a capacidade extratora foram semelhantes tanto no capim-tifton 85 quanto no capim-elefante. Mittal (2006) afirma que o uso de águas residuárias de abatedouros na fertirrigação além de fornecer nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, proporciona melhorias na estruturação do solo e redução da poluição de corpos hídricos superficiais.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2009), trabalhando com diferentes espécies cultivadas em sistemas alagados construídos (SACs) com aplicação de efluentes de suinocultura, verificaram que o capim-Tifton 85 foi a espécie com maior capacidade extratora de nutrientes, superando a taboa (*Typha* sp.) e a alternantera (*Alternanthera philoxeroides*). Este fato que evidenciou maior capacidade de adaptação e extração de nutrientes pelo Tifton 85.

3.3 Capim-Tifton 85

Nos últimos anos, tem-se intensificado a busca por alternativas estratégicas que possam aumentar a produtividade dos sistemas de produção animal em pastagem, com destaque para forrageiras do gênero *Cynodon*, pela sua alta produtividade e valor nutritivo (QUARESMA et al., 2011).

O gênero *Cynodon* ou grama bermuda, ou grama seda, tem a sua origem mais provável no sudeste da África. O capim-Tifton 85 é um híbrido resultante do cruzamento entre o capim-Tifton 68 (*Cynodon nlemfuënsis Vanderyst*) e a introdução proveniente da África do Sul PI 290884 [*Cynodon dactylon* (L.) Pers] (BURTON; GATES; HILL, 1993). Caracteriza-se como uma planta perene, estolonífera e rizomatosa, com hastes longas e folhas largas, de coloração verde escura e porte relativamente alto. É um capim recomendado para fenação e pastejo, em decorrência da boa relação lâmina foliar/colmo que possui. Apresenta boa resistência a doenças, ao déficit hídrico, ao fogo e baixa resistência à acidez (BURTON; GATES; HILL, 1993).

O capim-Tifton 85 possui alta capacidade de extração de nutrientes e produção de matéria seca, permite cortes frequentes e sucessivos ao longo da maior parte do ano, cobre bem o solo; além de adaptar-se às condições de clima e solo, possui baixa susceptibilidade a pragas e doenças e tem tolerância à salinidade e toxicidade a íons específicos (ERTHAL et al., 2010; FIA et al., 2011; MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009).

Por se tratar de um país de clima tropical o potencial produtivo das pastagens no Brasil é elevado, sendo também a forma menos onerosa e mais eficiente na produção pecuária (DIAS FILHO, 2011), mesmo em regiões onde há queda significativa da produção, ocasionada por efeitos climáticos sazonais (AARONS; MELLAND; DORLING, 2013). Os autores Fagundes, Moreira e Freitas (2011) e Oliveira et al. (2010) avaliaram o capim-Tifton 85 submetido a doses crescentes de nitrogênio (N), encontrando-se as maiores produtividades nas doses de 600 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e 400 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, respectivamente.

Em alguns estados como Minas Gerais e São Paulo, o capim-Tifton 85 mostra-se mais resistente e produtivo ao receber águas residuárias, entretanto seu rendimento pode ser afetado pela sazonalidade imposta pelas condições ambientais; um exemplo é o acréscimo de produção no período primavera/verão em comparação ao inverno (CORRÊA; SANTOS, 2006).

Nesse sentido, segundo Camargo et al. (2001), as pastagens de gramíneas tropicais necessitam basicamente de cinco fatores para produzir muita forragem: temperaturas altas, fotoperíodo acima de 12 horas, luminosidade intensa, elevada fertilidade do solo e água em quantidade suficiente, sendo que, dois desses fatores são influenciados pela ação do homem (fertilidade do solo e água) e três independem (temperatura, fotoperíodo e luminosidade).

Alguns resultados de pesquisas vêm demonstrando que o acúmulo médio anual em matéria seca (MS) do capim-Tifton 85 sem complementação da necessidade hídrica por ação antrópica, é inferior ao irrigado e encontra-se compreendido numa faixa entre 50 e 90 kg ha⁻¹ d⁻¹ (ALVIM et al., 1999; BRINK; SISTANI; ROWE, 2004; FAGUNDES et al., 1999; MARSALIS et al., 2007; PINTO et al., 2001), enquanto sob irrigação a matéria seca acumulada oscila de 105 a 125 kg ha⁻¹ d⁻¹ (BOW; MUIR, 2010; FONSECA et al., 2007; MARCELINO et al., 2003; NOGUEIRA et al., 2013; RODRIGUES; MAGALHÃES; LOPES, 2005), podendo chegar a 170 kg ha⁻¹ d⁻¹ (AGUIAR et al., 2006).

A adição de nutrientes como o nitrogênio, também potencializa a produção, como pode ser observado nos trabalhos Fagundes, Moreira e Freitas (2011) e Oliveira et al. (2010). Queiroz et al. (2004), estudando o desempenho de quatro espécies forrageiras (capim-quicuío da Amazônia, capim-braquiária, capim - “coastcross” e capim-Tifton 85) cultivadas em rampas de escoamento superficial e submetidas à aplicação de água residuária da suinocultura, verificaram que, dentre as gramíneas forrageiras avaliadas, o capim-Tifton 85 foi o que se mostrou mais adequado.

Lobo et al. (2014) utilizaram diferentes águas para fertirrigação e encontraram melhores alturas de planta na utilização com a aplicação de água de viveiro de peixes, alcançando valores próximos de 30 cm após 45 dias após plantio. Drummond et al. (2006), irrigando com doses crescentes de dejetos de granjas suínas, encontraram na dosagem mais elevada a produção de matéria seca de 5.927 kg ha⁻¹ em ciclo de 30 dias. Assim, observa-se que o capim-Tifton 85 responde satisfatoriamente à fertirrigação com águas

residuárias, aumentando sua produtividade e a remoção de nutrientes presentes no sistema solo-água (MATOS et al., 2013). Dessa forma, é esperado que os efluentes ricos em nutrientes, como N, P e matéria orgânica, proporcionem as maiores produções de massa seca.

Além da extração de nutrientes, as plantas proporcionam, na rizosfera, melhores condições do desenvolvimento microbiano, implicando em maior capacidade de degradação dos poluentes (SILVA et al., 2015). Essa atividade pode ser quantificada pelo número e diversidade de microrganismo, e pelo aumento da respiração da biomassa do solo (SIMÕES et al., 2013).

3.4 Respiração Basal do Solo

Segundo De Polli e Pimentel (2005), os processos microbianos do solo são de fundamental importância para o funcionamento dos sistemas agroecológicos de produção, executando funções diretamente relacionadas com sua produtividade e sustentabilidade, uma vez que esses microrganismos atuam na decomposição da matéria orgânica, resultando em liberação de carbono e nutrientes ao solo. Nesse sentido, a RBS (Respiração Basal do Solo) é caracterizada como um indicador biológico (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

A RBS descreve o nível da atividade microbiana, permitindo fazer inferências sobre o teor e a decomposição da matéria orgânica além de refletir a capacidade de sustentação da vida no solo, através da atividade de plantas, animais e microrganismos. É uma das variáveis mais antigas utilizadas para quantificar a atividade microbiana, um processo altamente influenciado pelo tipo de vegetação, sobretudo pelas mudanças impostas no microclima local e na quantidade de serrapilheira. Assim como outros processos metabólicos, a respiração é dependente do estado fisiológico da célula microbiana e é influenciada por diversos fatores do solo, como: umidade, temperatura, estrutura, disponibilidade de nutrientes, textura, relação C/N

(Carbono/Nitrogênio), presença de resíduos orgânicos, entre outros (SILVA et al., 2010; TANG et al., 2006).

Moreira e Siqueira (2002) relatam que a respiração basal é o método mais utilizado para quantificar a atividade metabólica nos solos, podendo ser avaliada por meio da liberação de CO₂. Sua medição é considerada uma estimativa indireta da velocidade de decomposição da matéria orgânica ou de algum material adicionado ao solo (SEVERINO et al., 2004).

Assis Júnior, Zanuncio e Kasuya (2003), avaliando a RBS em Vazante (MG), encontraram os maiores valores para mata nativa e pastagem, e os menores para sistemas de monoculturas e área desmatada. Já Moura et al. (2015) detectaram que a acumulação de material vegetal na superfície do solo, como o plantio direto, aumentou a RBS.

A disposição de efluentes com alta carga orgânica no solo, a exemplo dos efluentes de laticínios (JANCZUKOWICZ; ZIELINSKI; DEBOWSKI, 2008) e abatedouro suíno (PACHECO; YAMANAKA, 2008) promovem um incremento de matéria orgânica, nutrientes e microrganismo ao solo, o que pode estimular a atividade microbiana presente e aumentar a respiração no meio (SHARMA et al., 2013). Como subproduto da degradação da matéria orgânica, sobretudo em condições aeróbias, há maior produção de dióxido de carbono (CO₂), que é emitido para atmosfera (YUSTE et al., 2007). Nesse sentido, a respiração basal, além de indicar funções importantes do solo, pode também desempenhar um papel de avaliação das emissões de carbono gasoso, já que o solo é uma importante fonte, podendo conter até duas vezes mais carbono que a atmosfera (COLEMAN et al., 2002), com emissões em torno de 68 a 100 Pg ano⁻¹. Numa escala global, a emissão de CO₂ do solo é 10 vezes maior do que a dos combustíveis fósseis em áreas submetidas ao desmatamento (BREVIK, 2012). Por essa razão, a respiração do solo tem sido foco de muitos estudos nos diversos centros de pesquisa no mundo (DING et al., 2010; KOERBER et al., 2010)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de desenvolvimento do trabalho

O experimento foi conduzido em área localizada próxima ao Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia, na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°13'45"S, longitude 44°58'31"W, altitude média de 918 m e clima Cwa, (clima mesotérmico ou tropical de altitude), com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação de Köppen (SÁ JUNIOR et al., 2012).

4.2 Águas residuárias

As águas residuárias de abatedouro (ARA) e de laticínios (ARL), utilizadas no experimento, foram provenientes de uma agroindústria de abatedouro suíno e outra de laticínios, ambas localizadas no município de Lavras-MG. Os efluentes foram coletados em recipientes plásticos no dia anterior ao dia da aplicação nas colunas de solo, para caracterização de variáveis físicas, químicas, bioquímicas e físico-químicas.

No abatedouro há separação dos efluentes em linha verde e vermelha, dessa forma, a coleta da ARA foi realizada após tratamento preliminar em gradeamento dos efluentes advindos da linha verde. Já a ARL foi coletada em tanque de equalização, com a função de homogeneizar os diferentes efluentes produzidos no laticínio.

As águas residuárias foram analisadas no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA, quanto as seguintes variáveis: potencial hidrogeniônico (potenciométrico), condutividade elétrica (potenciométrico), demanda bioquímica de oxigênio (Winkler), demanda química de oxigênio (refluxo fechado), nitrogênio total Kjeldahl (micro Kjeldahl), fósforo total (vanadato-molibdato), sódio e potássio (fotômetro de

chama após digestão ácida), e óleos e graxas (extração em soxhlet) (APHA, 2005). As análises de Ca e Mg das águas residuárias foram realizadas em espectrometria de absorção atômica após a digestão ácida das amostras, no Laboratório de Análise Foliar do DQI/UFLA (SILVA, 2009) (Tabela 3).

Com base nas concentrações de sódio, cálcio e magnésio nas águas residuárias, definiu-se por meio da Equação 1, a razão de adsorção de sódio (RAS), que permitiu avaliar a restrição ou não do uso da água para irrigação.

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

em que:

RAS = Razão de adsorção de sódio;

Na = Concentração de sódio (meq L⁻¹);

Ca = Concentração de cálcio (meq L⁻¹);

Mg = Concentração de magnésio (meq L⁻¹).

A partir das concentrações de nitrogênio, fósforo, sódio, potássio, cálcio e magnésio, verificadas nas águas residuárias utilizadas no experimento e dos volumes aplicados em cada coluna, determinou-se por meio da Equação 2, as dosagens de nutrientes aplicadas em cada tratamento (Tabelas 4).

$$DTN = \frac{C \times Vol}{A} \quad (2)$$

em que:

DTN = Dosagem total do nutriente (NTK, P_T, K, Ca e Mg) (kg ha⁻¹);

C = Concentração do nutriente (NTK, P_T, K, Ca e Mg) (kg m⁻³);

Vol = Volume de água residuária aplicada em cada coluna (m³);

A = Área da seção transversal da coluna (ha).

Tabela 3 Caracterização das águas residuárias de abatedouro (ARA) e de laticínios (ARL) aplicadas durante o período experimental

Variáveis	ARL				ARA			
	Média + DP	Mínimo	Máximo	CV (%)	Média + DP	Mínimo	Máximo	CV (%)
pH	7,8 ± 0,3	5,2	10,5	31,3	7,7 ± 0,3	7,7	0,3	3,4
CE (dS m ⁻¹)	3,2 ± 0,5	3,1	4,1	14,7	1,2 ± 0,11	0,4	1,6	8,7
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	4423 ± 789	3560	5553	17,8	1996 ± 366	1437	2378	18,3
Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)	1045 ± 360	500	1373	34,5	658 ± 231	338	923	35,1
Sólidos Dissolvidos (mg L ⁻¹)	3378 ± 855	2308	4692	25,3	1337 ± 173	1098	1552	12,9
Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)	3451 ± 601	2538	4208	17,8	1466 ± 307	1080	1550	21,0
DQO (mg L ⁻¹)	7176 ± 4631	3367	13966	64,5	5813 ± 3007	2700	10731	51,7
DBO (mg L ⁻¹)	2429 ± 1304	1245	3766	53,7	2360 ± 1139	1245	3766	48,3
Fósforo (mg L ⁻¹)	16,1 ± 7,6	7,3	23	47,7	11,9 ± 9,61	1,2	2208	80,7
Nitrogênio (mg L ⁻¹)	84,8 ± 12,8	70	105	15,1	157,5 ± 27,00	115	188	17,2
O&G (mg L ⁻¹)	2695 ± 2180	614	5696	80,9	2403 ± 1896	386	4765	78,9
Colif. Totais (NMP 100 mL ⁻¹)	3,5x10 ¹⁵ ± 7x10 ¹⁵	1,40x10 ⁸	1,40x10 ¹⁶	2x10 ²	3,5x10 ¹⁵ ± 7x10 ¹⁵	1,40x10 ⁸	1,40x10 ¹⁶	2x10 ²
Colif. Termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	3,5x10 ¹⁵ ± 7x10 ¹⁶	1,40x10 ⁸	1,40x10 ¹⁶	2x10 ²	3,5x10 ¹⁵ ± 7x10 ¹⁶	1,40x10 ⁸	1,40x10 ¹⁶	2x10 ²
Cálcio (mg L ⁻¹)	83,1 ± 29,4	39,2	117,9	35,5	65,0 ± 38,1	24,1	103,4	58,7
Magnésio (mg L ⁻¹)	30,7 ± 10,9	14,5	43,6	35,5	89,0 ± 52,22	16,7	33,0	141,0
Sódio (mg L ⁻¹)	134 ± 21,7	116,7	164,5	16,2	21,5 ± 3,60	16,7	25,7	16,7
Potássio (mg L ⁻¹)	16,3 ± 7,6	9,3	28,8	46,6	12,6 ± 5,00	8,1	19,8	39,7
RAS (mmol L) ^{-0,5}	5,9 ± 1,0	5,2	7,5	16,1	1,3 ± 0,4	1,0	1,8	28,5

Tabela 4 Dosagens de nutrientes aplicadas em todo experimento nos tratamentos com A_QT₀, ARA e ARL

Tratamentos	Dosagem total (kg ha ⁻¹)					
	NTK	P _T	K	Na	Ca	Mg
A _Q T ₀	150	310	200	-	-	-
A _A T ₁	150	12	12	21	68	25
A _A T ₂	300	24	24	42	135	50
A _A T ₃	450	36	36	63	203	75
A _A T ₄	600	49	48	84	271	100
A _L T ₁	150	30	30	241	147	54
A _L T ₂	300	60	60	482	294	109
A _L T ₃	450	89	90	723	441	163
A _L T ₄	600	119	120	964	589	218

4.3 Caracterização do solo, planta e configuração das colunas

O solo utilizado no experimento foi classificado como Latossolo Vermelho Escuro proveniente do campus da UFLA. Após coleta, foi realizada uma análise do solo no Laboratório de Fertilidade de Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA quanto à fertilidade (pH, nitrogênio, potássio, fósforo, sódio, cálcio, magnésio, alumínio, acidez potencial e matéria orgânica), como mostrado na Tabela 5.

Tabela 5 Caracterização do latossolo vermelho escuro antes da calagem e das aplicações dos diferentes tratamentos com A_QT₀, ARA e ARL

pH	NTK	K	P	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	M.O
	-----mg dm ⁻³ -----				-----cmol dm ⁻³ -----			g kg ⁻¹	
5,6	203,1	22	3,21	-	0,80	0,12	0,00	2,32	16,4

O sistema experimental foi composto por 27 colunas de solo construídas em PVC com 0,30 m de diâmetro (área de 0,07 m²) e 1,20 m de

altura. As colunas foram preenchidas, a partir da base, com 0,05 m de brita nº zero, 0,05 m de areia grossa lavada, 1,05 m de Latossolo Vermelho Escuro.

Utilizou-se colunas de PVC de 0,20 m de diâmetro e 0,3 m de comprimento, inseridas concentricamente à coluna externa, no intuito de minimizar o caminho preferencial da água pelas bordas da coluna, no momento da aplicação da água residuária, e forçar um maior contato da água com as raízes das plantas cultivadas na coluna.

O solo foi peneirado em malha de 2 mm de diâmetro e inserido nas colunas sem causar compactação, deixando uma borda livre na superfície de 0,05 m. Os últimos 0,30 m da parte superior das colunas foram preenchidos com solo, que recebeu o processo de calagem, de forma a se obter uma saturação por bases de 60% (Figura 1).

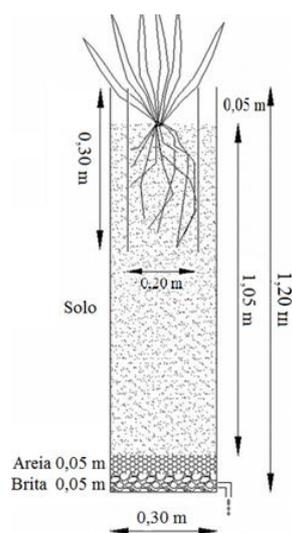


Figura 1 Configuração esquemática das colunas de solo utilizadas para disposição de diferentes quantidades de águas residuárias de laticínios e de abatedouro suíno

Na base da coluna foi instalado um sistema de drenagem com tubos de cobre e mangueiras de polietileno de 12 mm de diâmetro, aproximadamente. A profundidade de 1,05 m de solo foi adotada para verificar o risco de

lixiviação de sais para profundidades superiores à raiz da planta (aproximadamente 0,25 m), e, conseqüentemente, o potencial de contaminação de águas subterrâneas.

As paredes internas das colunas receberam uma camada de cola de PVC, sobre a qual foi espalhada uma mistura de areia grossa e areia fina lavadas, a fim de favorecer um melhor contato com o solo e evitar o escoamento preferencial de água pelas paredes da coluna.

As colunas foram cultivadas com capim-Tifton 85 (*Cynodon* spp.), oriundos do setor de zootecnia da UFLA (Figura 2). Sendo que as ramas de capim-Tifton 85 (*Cynodon* spp.) com aproximadamente 0,25 m de comprimento foram plantadas em areia saturada com as respectivas águas residuárias diluídas em 10% (v v⁻¹) para iniciarem o processo de enraizamento. Após este período, cinco mudas foram transplantadas para cada coluna de solo. O controle de plantas daninhas foi feito por capina manual e as ramas utilizadas como cobertura morta, pois retirou nutrientes provenientes da adubação química convencional ou da água residuária aplicada.



Figura 2 Vista superior das colunas de solo cultivadas com capim-Tifton 85 e submetidas a diferentes doses de águas residuárias de abatedouro e de laticínios

4.4 Tratamentos avaliados

Os diferentes tratamentos compreenderam a aplicação da ARA e da ARL em quatro diferentes cargas, baseadas na recomendação de nitrogênio da água residuária (Tabela 6), e de adição de adubo químico convencional (A_QT_0).

Tabela 6 Distribuições dos diferentes tratamentos aplicados no delineamento experimental

Fonte de nutrientes	Tratamentos	Dose aplicada segundo a recomendação de nitrogênio
A_QT_0	T_0	100%
ARA	$A_A T_1$	100%
	$A_A T_2$	200%
	$A_A T_3$	300%
	$A_A T_4$	400%
ARL	$A_L T_1$	100%
	$A_L T_2$	200%
	$A_L T_3$	300%
	$A_L T_4$	400%

Sendo: A_QT_0 – Adubação Química Convencional; ARA - água residuária de abatedouro; ARL - água residuária de laticínios.

Foi realizada uma avaliação da necessidade de adubação química convencional, conforme recomendação da Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais – CFSEMG (1999) para pastagens em sistemas de nível tecnológico elevado, onde se constatou que a recomendação era de 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, 310 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P e 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K. Na Tabela 7 estão descritos os fertilizantes utilizados, bem como as doses aplicadas em intervalos de 30 dias. Cada tratamento foi feito em triplicata.

Tabela 7 Constituintes da adubação química convencional, e doses aplicadas no capim-Tifton 85, no tratamento testemunha (A_QT_0), segundo recomendação da Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais – CFSEMG (1999)

Fertilizante	Nutrientes	Composições	Adubações*	
			Estabelecimento	Manutenção
Ureia	Nitrogênio	45% de N	30	30
Superfosfato Simples	Fósforo	18% de P_2O_5	110	50
Cloreto de Potássio	Potássio	46% de K	40	40

*A dosagem anual foi dividida em doses mínimas recomendadas pela CFSEMG (1999), expressas em $kg\ ha^{-1}$ por aplicação.

4.5 Manejo da Irrigação

Durante os ciclos da cultura, parte da água necessária ao desenvolvimento da planta foi fornecida pela aplicação da água residuária e outra parte foi proveniente do manejo de irrigação com água do sistema de abastecimento da UFLA. As irrigações foram efetuadas semanalmente, às terças e sextas-feiras.

Os dados climáticos utilizados (velocidade do vento, umidade relativa do ar, insolação, radiação solar e temperatura) foram obtidos na Estação Meteorológica Convencional instalada no campus da UFLA e sob monitoramento do Instituto Nacional de Meteorologia.

A necessidade hídrica do capim-Tifton 85 foi estimada com base na evapotranspiração de referência determinada pela metodologia padronizada da FAO empregando a equação de Penman-Monteith (ALLEN et al., 2006; CARVALHO et al., 2011), conforme apresentado na Equação 3.

$$ET_0 = \frac{0,408 \Delta (Rn - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} U_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 U_2)} \quad (3)$$

Em que:

ET_0 = evapotranspiração de referência (mm d⁻¹);

Rn = saldo de radiação à superfície (MJ m⁻²d⁻¹);

G = fluxo de calor no solo (MJ m⁻²d⁻¹);

T = temperatura do ar a 2 m de altura (°C);

U_2 = velocidade do vento à altura de 2 m (m s⁻¹);

e_s = pressão de saturação de vapor (kPa);

e_a = pressão de vapor atual do ar (kPa);

$(e_s - e_a)$ = déficit de pressão de vapor (kPa);

Δ = declividade da curva de pressão de vapor de saturação (kPa °C⁻¹); e

γ = constante psicrométrica (kPa °C⁻¹).

A evapotranspiração da cultura (ET_c), por sua vez, pode ser estimada pelo produto da ET_0 pelo coeficiente da cultura (kc), tal como apresentado na Equação 4. A lâmina de água aplicada nas colunas de solo foi determinada com base no déficit hídrico obtido pela diferença entre a ET_c , precipitações e lâminas de águas residuárias aplicadas. Foi adotado um coeficiente de cultura fixo de 0,8, estabelecido por Drummond e Aguiar (2006).

$$ET_c = ET_0 \times kc \quad (4)$$

em que:

ET_c = evapotranspiração da cultura (mm d⁻¹);

ET_0 = evapotranspiração de referência (mm d⁻¹);

kc = coeficiente de cultura (adimensional);

4.6 Monitoramento do Sistema

A aplicação das doses das águas residuárias foi feita manualmente com auxílio de regador e de forma distribuída no tempo (durante uma hora) nos dias das aplicações (0, 30, 60, 90 e 116 dias).

O líquido percolado nas colunas de solo foi coletado em frascos de vidro, tipo âmbar, que ficaram constantemente acoplados ao sistema de drenagem das colunas. Semanalmente foi avaliado o volume do percolado e foram realizadas as análises físicas, químicas e físico-químicas do mesmo. Quando não houve a geração de percolado em função dos baixos índices pluviométricos, foi adotado o critério de adicionar 20% a mais da aplicação de água de irrigação estimada pelo segundo a FAO 56 (ALLEN et al., 2006) para ajudar na formação de percolado. No entanto, não se verificou a produção de percolado. A partir de então, adicionou-se 50% a mais da aplicação de água de irrigação para favorecer a formação do percolado.

As análises físicas, químicas, físico-químicas e bioquímicas foram realizadas no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do DEG/UFLA, e consistiram das mesmas variáveis observadas nas águas residuárias aplicadas.

O experimento foi conduzido por 120 dias, sendo efetuados três cortes (50, 85 e 116 dias de monitoramento) após cada término do ciclo do capim-Tifton 85, identificado pela emissão de flores. Posteriormente, foi feita a determinação da massa verde por pesagem no momento do corte, massa seca por pesagem após secagem em estufa e produtividade de matéria seca em kg ha⁻¹ para cada corte. O corte foi realizado na altura de 0,10 m do solo.

Parte do material coletado seco em estufa foi posteriormente moído para quantificação dos teores dos macronutrientes: nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, sódio e potássio no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do DEG/UFLA (SILVA, 2009).

Ao final do experimento, foi coletado na profundidade de 0,20m, amostras de solo em cada coluna para posterior caracterização química. Foram avaliados pH, nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio e magnésio. As análises foram realizadas no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do DEG/UFLA.

4.7 Respiração Basal do Solo (RBS)

Para a avaliação da atividade microbiana, foram coletadas amostras na profundidade de 0-0,20 m das 27 colunas e acondicionadas em sacos plásticos para posterior análise. A respiração basal foi determinada pela quantificação do dióxido de carbono (CO₂) total liberado no processo de respiração microbiana. Para sua quantificação, usou-se 50 g de solo que foram acondicionados em frascos de vidro com capacidade para 0,1 L (frasco 1). Em outro frasco de vidro de mesma capacidade volumétrica foi inserido 10 mL de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 M (frasco 2). Os frascos 1 e 2 foram acondicionados em recipiente plástico com tampa e sistema de vedação com silicone. O recipiente plástico foi incubado durante 10 dias em estufa tipo DBO₅ à temperatura constante de 20°C. O procedimento foi repetido para cada amostra, e uma prova em branco, contendo apenas o frasco com a solução de NaOH, sem a presença de solo.

Após a incubação, o frasco com solução de NaOH foi retirado do recipiente plástico e recebeu 2 mL de BaCl₂ (10% m v⁻¹) e 2 gotas de fenolftaleína (1% m v⁻¹), e posteriormente o conteúdo foi titulado com solução de ácido clorídrico (HCl) 0,5 M. A liberação do CO₂ das amostras de solo, ou seja, a respiração basal dada em mg de C-CO₂ por kg de solo por hora, foi calculada de acordo com Jenkinson e Powlson (1976) pela Equação 5.

$$\text{RBS} = \frac{(\text{Vb} - \text{Va}) \times \text{M} \times 6 \times 1000}{\frac{\text{Ps}}{\text{T}}} \quad (5)$$

Em que:

RBS = Carbono oriundo da respiração basal do solo ($\text{mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de C- CO_2);

Vb = Volume de HCl gasto na titulação da solução controle (branco) (mL);

Va = Volume de HCl gasto na titulação da amostra (mL);

M = Molaridade padronizada do HCl;

Ps = Massa do solo seco (g);

T = Tempo de incubação da amostra (h).

4.8 Análise Estatística e Delineamento

O experimento foi montado em um delineamento de blocos casualizados com três repetições, sendo os dados obtidos submetidos à análise de variância, e as médias comparadas pelo teste de Tukey, utilizando o Programa Estatístico SISVAR (FERREIRA et al., 2011).

A configuração espacial do delineamento experimental utilizado está apresentada na Figura 3.

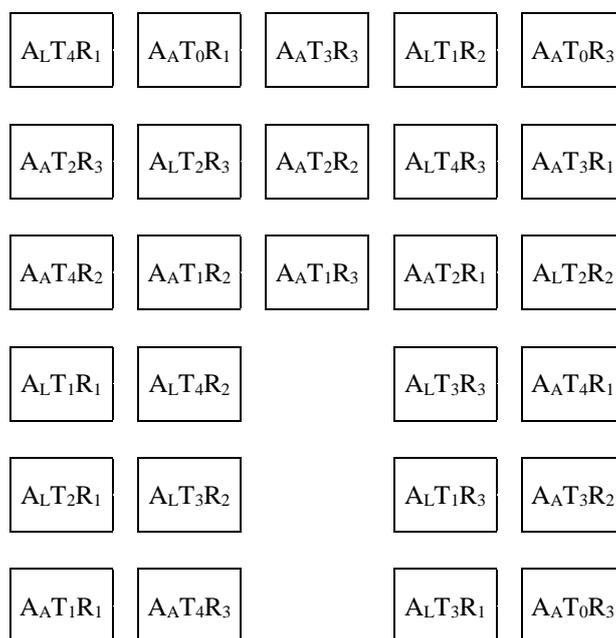


Figura 3 Distribuição casualizada dos tratamentos, em que A_A se refere à água residuária de abatedouro, A_L à água residuária de laticínios, T_0 se refere ao tratamento controle que recebeu adubação química (testemunha), T_1 , T_2 , T_3 e T_4 correspondem às diferentes dosagens de nitrogênio; e R_1 , R_2 e R_3 às três repetições para cada tratamento

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dados climáticos e quantificação de percolados

Os valores de temperatura máxima ($T_{\text{máx}}$), temperatura mínima ($T_{\text{mín}}$) e umidade relativa do ar (UR) coletados durante o período experimental estão representados na Figura 4. As maiores temperaturas máximas e mínimas foram de 36,2 °C no dia 17/10/2015 e 10,5 °C no dia 13/08/2015, respectivamente, sendo a temperatura média do período monitorado de 23,4°C. Segundo Corrêa e Santos (2006), entre as pastagens tropicais, o gênero *Cynodon* tem sido muito utilizado por apresentar alta capacidade de produção e maior resistência à sazonalidade quando comparado a outros gêneros de gramíneas devido à temperatura basal inferior ser da ordem de 12°C.

Burkart (1975) afirma que em períodos de temperatura máxima superior a 24°C e mínima superior a 15°C, a temperatura não se caracteriza como um fator limitante. Entretanto, se estiver abaixo do limite inferior podem exercer influências negativas na fenologia das plantas. Com base na faixa de temperatura observada no presente trabalho, supõe-se que a variável não influenciou o desenvolvimento da planta a partir do mês de setembro. Já a umidade relativa do ar apresentou valores entre 40 e 96,7%. Ressalta-se que o estudo das variáveis climáticas é de grande importância, principalmente se tratando de agricultura, para avaliação de seus efeitos nas condições fisiológica dos vegetais, podendo afetar as etapas de crescimento, desenvolvimento e produtividade das culturas, justificando as observações experimentais.

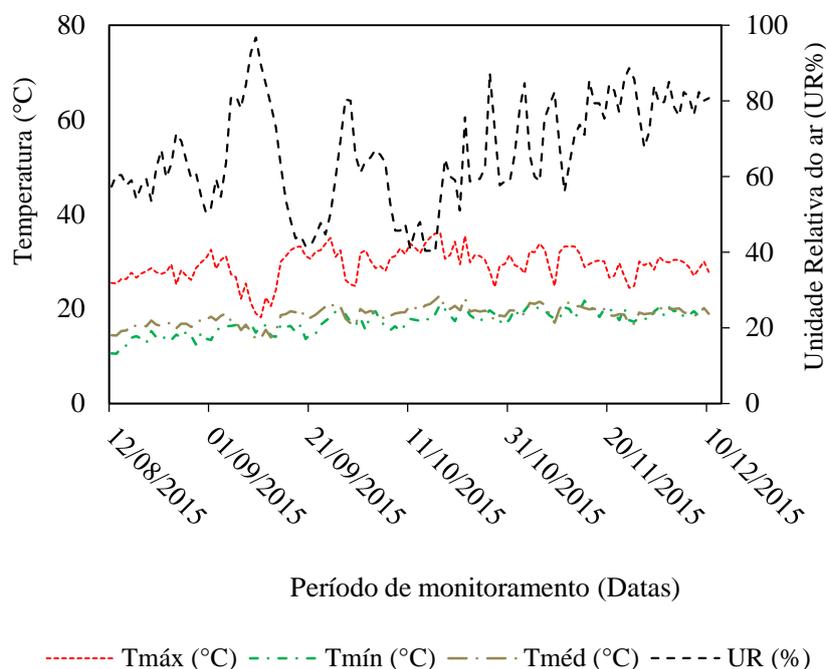


Figura 4 Dados climáticos de temperatura e umidade relativa do ar obtidos no período experimental

Na Figura 5 estão representados os valores de precipitação e lâmina de irrigação obtidos durante o período de avaliação. As frequências de precipitações diárias ocorreram de forma mais concentrada no início de setembro e de forma mais distribuída nos meses de outubro a dezembro de 2015. As máximas precipitações diárias ocorreram nos meses de setembro e novembro, sendo ambas com 45,2 mm. Nos dois primeiros meses do experimento, foi estabelecida a irrigação com lâmina de água 20% superior a ETc (evapotranspiração da cultura), afim de produzir percolado em todos os tratamentos. Entretanto, foi constatado que não procedeu a expectativa, sendo necessário aplicar 50% a mais da lâmina real que o capim-Tifton 85 requeria durante os três meses finais do experimento.

As falhas existentes na irrigação são referência aos períodos em que não houve necessidade de irrigar, pois a precipitação foi superior à exigência da

cultura. Assim, a maior lâmina de irrigação aplicada foi de 24,4 mm, ocorrida no dia 20/10/2015.

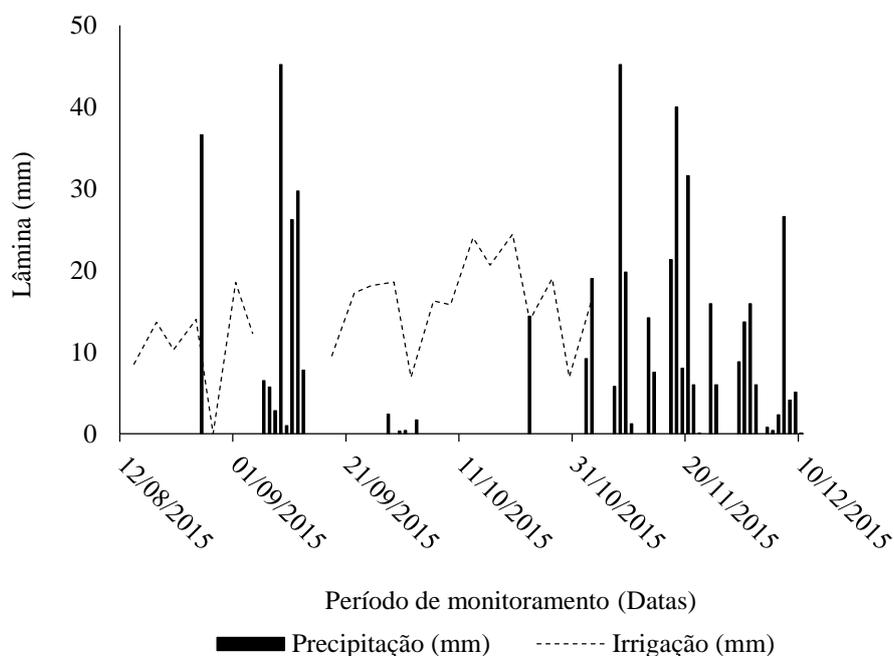


Figura 5 Valores de lâmina de água utilizada na irrigação da cultura e da lâmina precipitada durante a condução do experimento

Ao longo dos 122 dias de monitoramento do sistema, ocorreram variações nos volumes percolados dos tratamentos com adubação química convencional (A_QT_0) e com água residuária de laticínios (Figura 6) e abatedouro (Figura 7), fato correlacionado ao efeito das precipitações e irrigações, esta última mantendo um nível de umidade necessário para a manutenção hídrica do capim-Tifton 85.

Os tratamentos que proporcionaram maiores médias de volumes de percolados foram aqueles em que se adicionou quatro e duas vezes a dose de nitrogênio recomendado (CFSEMG,1999), respectivamente, usando a ARL e ARA. Na mesma ordem, os volumes aferidos foram iguais a 19 e 20L.

Analisando a Tabela 4, pode-se inferir que há maior aporte de nutrientes nos tratamentos com a ARL em comparação aos tratamentos com ARL e A_QT₀, que pode vir contribuir, até certo ponto, para melhorar o desenvolvimento radicular do capim-Tifton 85. Dessa forma, haveria maior adensamento radicular para interceptação, absorção e assimilação de água e nutrientes. Na aplicação da maior dosagem (400% a recomendação de nitrogênio), o excesso de nutrientes pode ter gerado estresse à planta, provocando menor produtividade. Por outro lado, observa-se na Figura 6 que não há tendência de aumento do líquido coletado na extremidade inferior das colunas de solo, diferentemente das colunas que receberam os tratamentos com ARA. Nesse sentido, a hipótese seria então, que a dosagem de 300 e 400% a recomendação de nitrogênio possivelmente favoreceu o maior desenvolvimento da raiz, reduzindo, assim, a presença de caminhos preferenciais em comparação ao efeito da adição de 200% de nitrogênio sobre a cultura.

Corroborando com as informações supracitadas, Greenwood e Mckenzie (2001) e Pruski et al. (1997) reafirmam a influência do sistema radicular na formação de caminhos preferenciais que favorecem o movimento da água no solo.

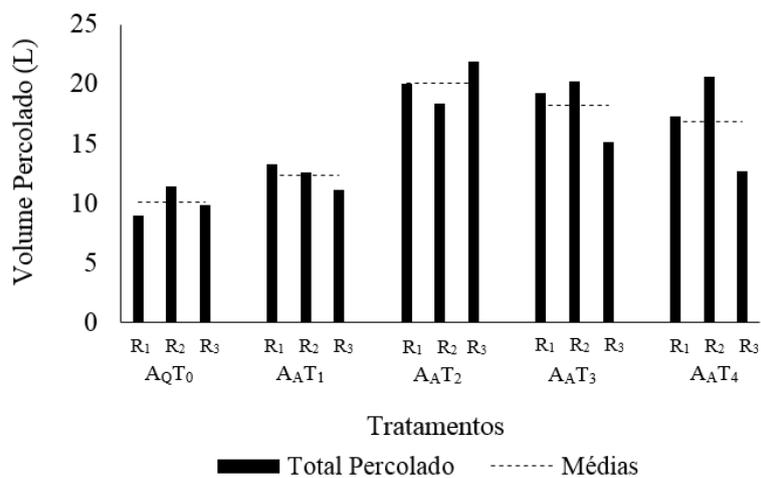


Figura 6 Volume total percolado através das colunas de solo que receberam adubação química e água residuária de abatedouro

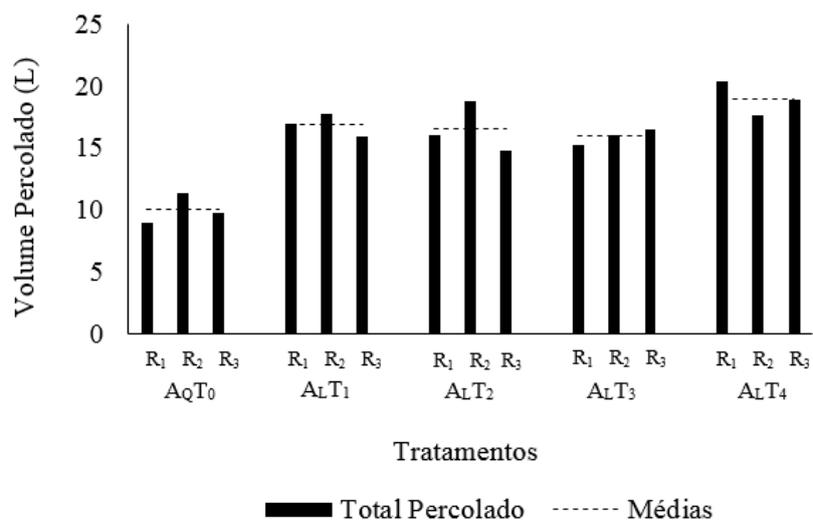


Figura 7 Volume total percolado através das colunas de solo que receberam adubação química e água residuária de laticínios

5.2 Análises do percolado nos tratamentos com água residuária de laticínios e de abatedouro

5.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Nas Figuras 8 e 9 estão representados os valores de pH em função dos tratamentos aplicados nas colunas que receberam água residuária de laticínios (ARL) e água residuária de abatedouro (ARA), respectivamente.

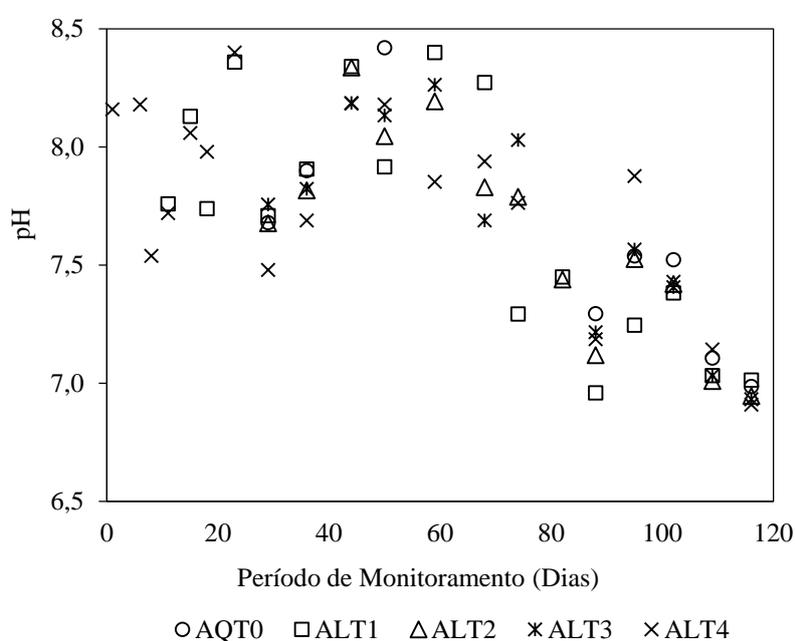


Figura 8 Comportamento temporal do pH no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicada às colunas de solo durante o período de monitoramento.

Observa-se que inicialmente, até os 70 dias de monitoramento, os valores de pH de todos os tratamentos que geraram percolados sofreram oscilações. Nos tratamentos que receberam ARL, o menor valor de pH foi de 7,5 no tratamento ALT₄ (Figura 8) e o maior de 8,4 no tratamento com

adubação química convencional (A_{QT0}). As colunas de solo que receberam os tratamentos com ARA apresentaram uma média de pH mínima de 6,7 no tratamento A_{AT1} , e máximo 8,6 no tratamento A_{AT2} (Figura 9). Trevisan et al. (2013) estudaram atributos químicos do solo e qualidade do percolado com aplicação de água residuária de suinocultura, e constataram que não houve diferença no pH do percolado entre as doses de 150 e 600 kg ha⁻¹ de nitrogênio, resultado semelhante ao obtido por Coavila et al. (2005).

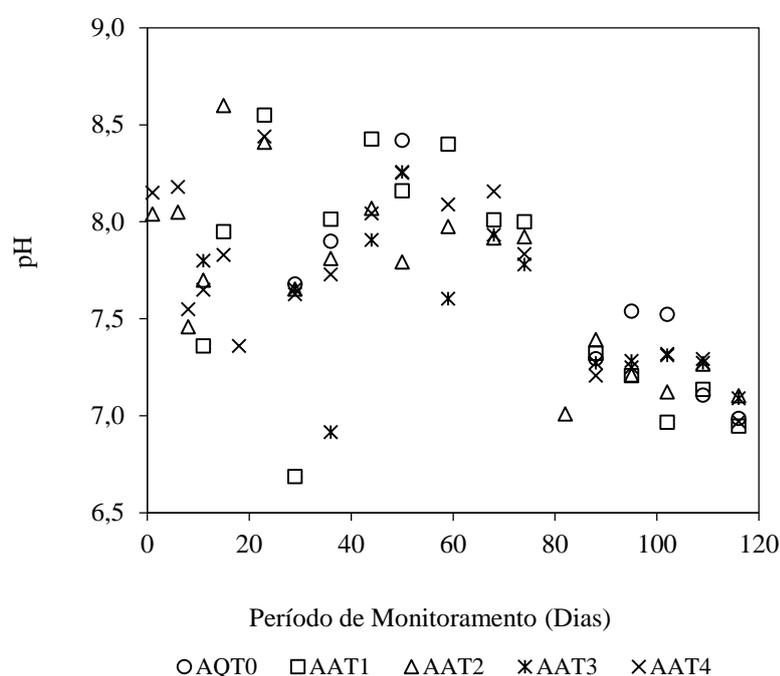


Figura 9 Comportamento temporal do pH em função das doses de água residuária de abatedouro aplicada às colunas de solo durante o período de monitoramento

Após esse período, há uma tendência de redução dos valores de pH no percolado em todos os tratamentos com ARL, ARA e A_{QT0} . Uma explicação para esse decaimento nos valores de pH pode estar relacionada ao incremento da atividade microbológica na degradação da matéria orgânica existentes nas ARA e ARL aplicada via efluentes e adicionada pela palhada do capim-Tifton

85, gerando gás carbônico oriundo das formas de ácido carbônico e ácidos graxos que podem reduzir o pH do percolado em todos os tratamentos (PAVINATO; ROSOLEM, 2008), fato corroborado também por Galdos, De Maria e Camargo (2004) quando estudaram a aplicação de lodo de esgoto em latossolo vermelho distrófico.

Caovilla et al. (2005), estudando a lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja, constataram que o pH dos lixiviados dos tratamentos com água residuária partiram de valores levemente ácidos, para valores neutros ao longo da condução do experimento, diferentemente aos resultados observados ao final do presente trabalho.

Bouzani, Oliveira e Lautenschlager (2012) avaliaram o percolado em argissolo fertirrigado com água residuária de suinocultura (ARS) e observaram que o pH do percolado aumentou em função das taxas de aplicação, principalmente após aplicação de $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, tendo por volta do 24º dia, início de tendência de queda dos valores de pH. Segundo Pavinato e Rosolem (2008), estas observações podem estar relacionadas à formação de ácidos carbônicos em função da interação de CO_2 gerado na atividade biológica com a solução do meio.

5.2.2 Condutividade Elétrica (CE)

A concentração de sais no percolado, representada pela CE, apresentou crescimento em todos os tratamentos com ARL, ARA e adubação química convencional (A_0T_0), até meados dos 50 dias de monitoramento (Figuras 10 e 11). Este fato pode estar relacionado à baixa estruturação do solo, reduzido desenvolvimento radicular do capim-Tifton 85 inicialmente, período de baixa precipitação e, período de adaptação dos microrganismos à matéria orgânica (LUDOVICE, 1997). Nesse sentido, Maggi et al. (2011) afirmam que a CE pode ser acrescida pelo carreamento de íons de alta mobilidade, como Na^+ e K^+ entre outros, bem como a mineralização do material orgânico presente nas águas residuárias.

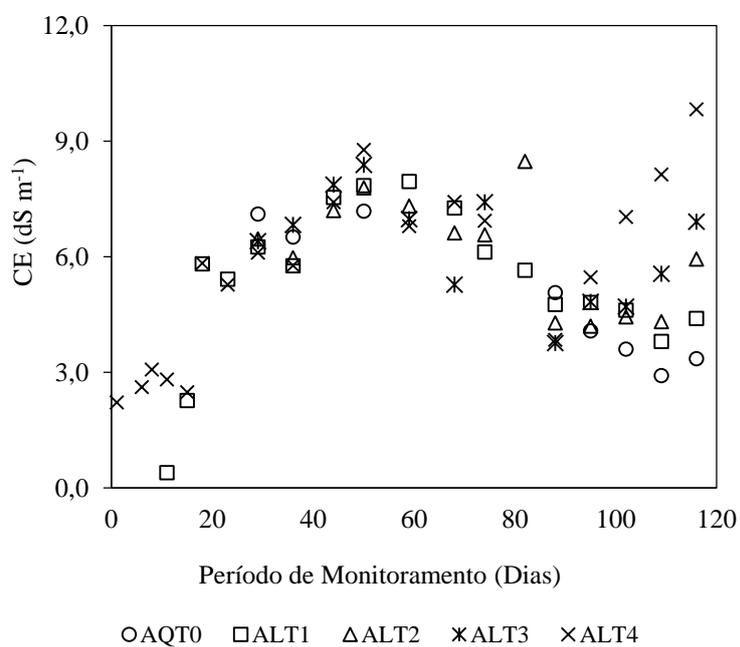


Figura 10 Comportamento temporal da condutividade elétrica no percolado em função das doses de água residuária de laticínios durante o tempo de monitoramento

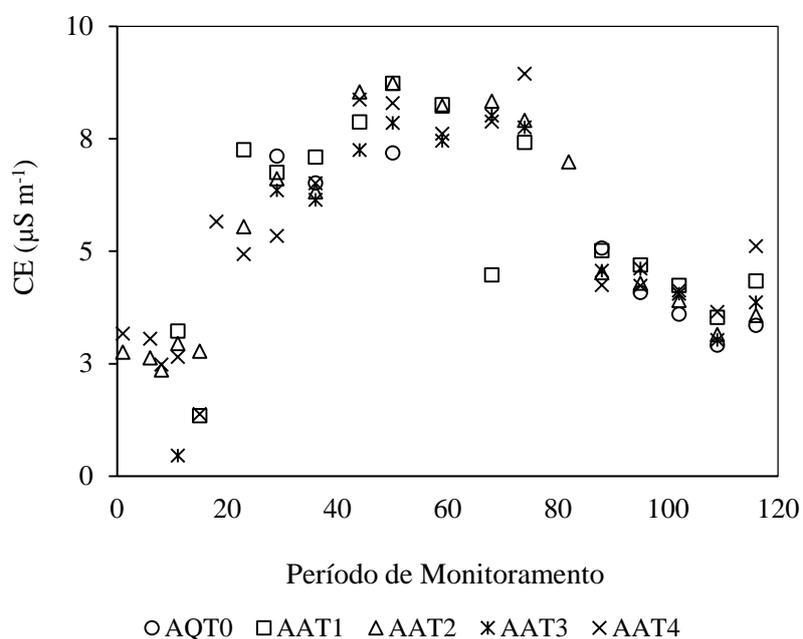


Figura 11 Comportamento temporal da condutividade elétrica no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro durante o tempo de monitoramento

Após os 50 dias de monitoramento, observou-se um decréscimo na CE do percolado em todos tratamentos (Figuras 10 e 11), reduzindo por consequência a concentração de sais. Este fato pode estar relacionado ao incremento de 50% a mais na lâmina de irrigação estabelecidas pelo manejo nos dias de aplicação, a fim de gerar percolado em todos tratamentos, promovendo dessa forma maior diluição dos sais na solução do solo, e consequentemente no percolado.

Os maiores e menores valores de CE obtidas foram de $8,9 \text{ dS m}^{-1}$ e $0,5 \text{ dS m}^{-1}$ nos tratamentos A_{AT4} e A_{AT3} e de $9,8 \text{ dS m}^{-1}$ e $0,4 \text{ dS m}^{-1}$ nos tratamentos A_{LT4} e A_{LT1} , respectivamente (Figuras 10 e 11). Observa-se que próximo do término do período de monitoramento do experimento, há uma tendência de crescimento nos valores de CE, que podem ter ocorrido devido à

ampliação do sistema radicular do capim-Tifton 85 na coluna de solo, bem como a saturação dos sítios de troca dos colóides do solo.

Ao avaliar a qualidade do percolado em solos que receberam taxas de vinhaça, Brito et al. (2007), constataram que o solo com maior teor de argila (Nitossolo) apresentou maior capacidade de reter, no perfil, os elementos responsáveis pela elevação da CE do efluente. As observações corroboram com a afirmação de Sengik, Ribeiro e Conde (1988), do que os solos dependem de suas características físicas, físico-químicas e químicas. A afirmação pode ser estendida às águas residuárias de abatedouro e de laticínios, estimadas no presente trabalho. Resultados semelhantes foram obtidos por Coavilla et al. (2005), que enalteceram a importância do efeito solo e planta sobre a retenção de nutrientes e consequente redução da CE.

5.2.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A capacidade do sistema solo-planta servir como meio filtrante é um fator preponderante para remoção de matéria orgânica presente nas águas residuárias. Nesse sentido, Erthal et al. (2010) relataram que as interações físicas, químicas e microbiológicas são de grande importância para a remoção de poluentes presentes em águas residuárias quando interagidas com o solo. Nas Figuras 12 e 13 observa-se o efeito temporal do sistema solo-planta na remoção da DQO nos tratamentos com ARL, ARA e tratamento químico $A_Q T_0$ em função das doses aplicadas e tempo de monitoramento. No tratamento com ARL, os primeiros percolados coletados foram obtidos com o tratamento $A_L T_4$ (quatro vezes a dose de nitrogênio recomendada para cultura do capim-Tifton 58) e $A_L T_1$ (dose recomendada para cultura), indicando a possível existência de caminho preferencial, em função do desenvolvimento radicular, pois todas as colunas de solo foram submetidas às mesmas condições iniciais de manejo.

O percolado das colunas que receberam adubação química ($A_Q T_0$) apresentaram valores de DQO intermediários, e próximos aos valores observados no percolado gerado nas colunas que receberam as águas

residuárias. Considera-se então, que parte da matéria orgânica contribuinte para os valores de DQO no percolado foi proveniente do solo e das partes mortas do capim-Tifton 85.

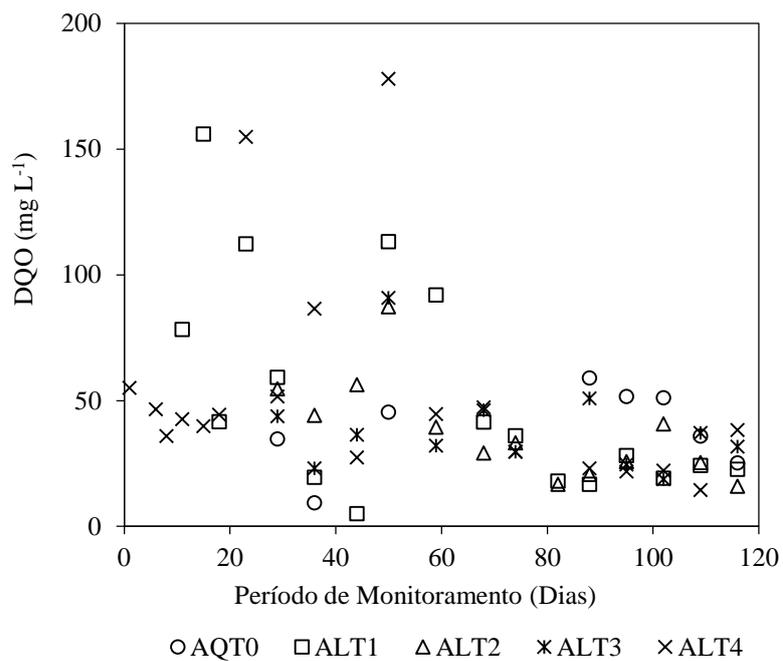


Figura 12 Comportamento temporal da demanda química de oxigênio no percolado em função das doses de água residuária de laticínios observado durante o monitoramento.

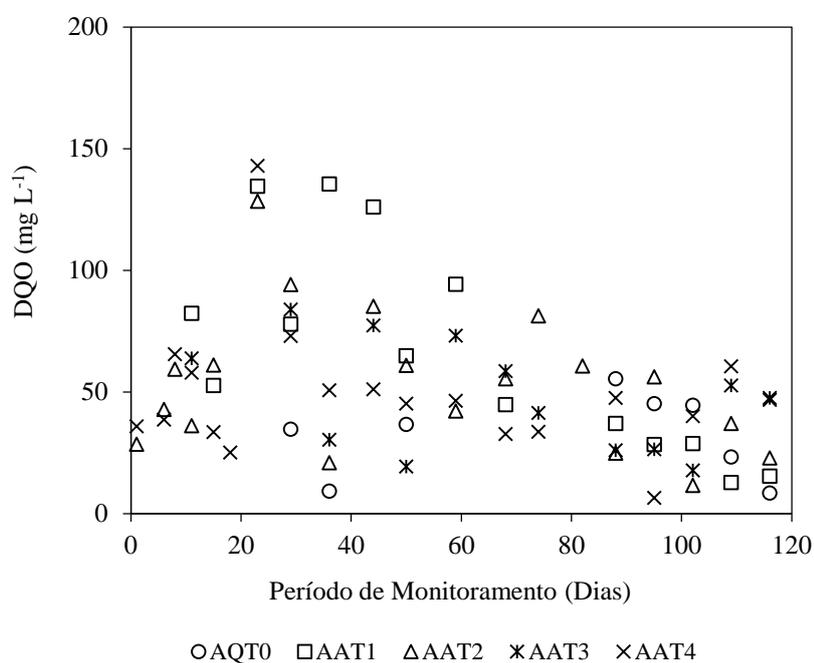


Figura 13 Comportamento temporal da demanda química de oxigênio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro observado durante o tempo de monitoramento.

Após 60 dias de monitoramento, os tratamentos com todas as dosagens de ARL, ARA e adubação química convencional (A_{QT0}) tenderam a uma estabilização. Aos 116 dias de monitoramento, observou-se que as menores concentrações de DQO foram de 46,9, 38,3 e 8,5 nos tratamentos A_{AT4} , A_{LT4} e A_{QT0} , respectivamente. Dessa forma, as eficiências de remoções, em comparação aos maiores resultados de DQO obtidos ao longo do experimento, foram de 67, 78 e 86%.

Segundo von Sperling (2014), a capacidade do solo em conduzir à assimilação de compostos orgânicos complexos depende de suas propriedades e condições climáticas. A taxa de infiltração e tipos de cobertura vegetal são dois dos fatores importantes no uso do solo como meio de degradação de resíduos orgânicos. Para que se favoreçam condições para remoção de matéria orgânica, necessita-se por exemplo, de boa aeração do solo, que por sua vez

é inversamente proporcional à umidade do solo. Condições de insuficiente aeração vão conduzir a uma menor capacidade de assimilação do resíduo orgânico pelo solo.

Embora a resolução CONAMA n° 357/2005 (CONAMA, 2005) não faça referência ao parâmetro DQO na classificação dos corpos de água e nos padrões de lançamento de efluentes líquidos, a legislação ambiental do Estado de Minas Gerais estabelece limites máximos para este parâmetro em seus padrões de lançamento. De acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n° 01 (MINAS GERAIS, 2008), o limite de lançamento de efluentes em corpos d'água deve ser de 180 mg L^{-1} ou eficiência mínima de remoção de 70%. Assim, todas as colunas de solo que receberam tratamentos com ARL, ARA e A_QT_0 , após 116 dias de monitoramento, apresentaram concentrações de DQO abaixo da exigência estabelecida pelo COPAM/CERH.

Brito et al. (2007) verificaram que houve diferença estatística na remoção de DQO no percolado dos tratamentos T_1 ($350 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça) e T_2 ($700 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça), obtendo eficiências de remoção acima dos 81%, em argissolo amarelo distroférico, quando comparado ao tratamento testemunha.

5.2.4 Formas de Nitrogênio

As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no percolado das colunas de solo que receberam ARA (Figura 14) apresentaram oscilações durante os 120 dias de monitoramento, variando entre $1,8 \text{ mg L}^{-1}$ (A_QT_0) e $19,4 \text{ mg L}^{-1}$ (A_AT_2). No período entre 0 dias e 70 dias, observou-se um decaimento significativo nas concentrações de NTK, este fato, possivelmente está relacionado à redução do volume de percolado e da redução da concentração de NTK no efluente (Tabela 3). Nesse intervalo, é importante observar que ocorreram reduções das precipitações, e conseqüentemente houve acúmulo do nutriente nos perfis das colunas, mesmo com a lâmina de

irrigação sendo aplicada em 50% a mais que a necessidade de água real da cultura determinada pelo manejo. Dessa forma, observou-se redução do volume percolado, e também do arraste de NTK no perfil de solo.

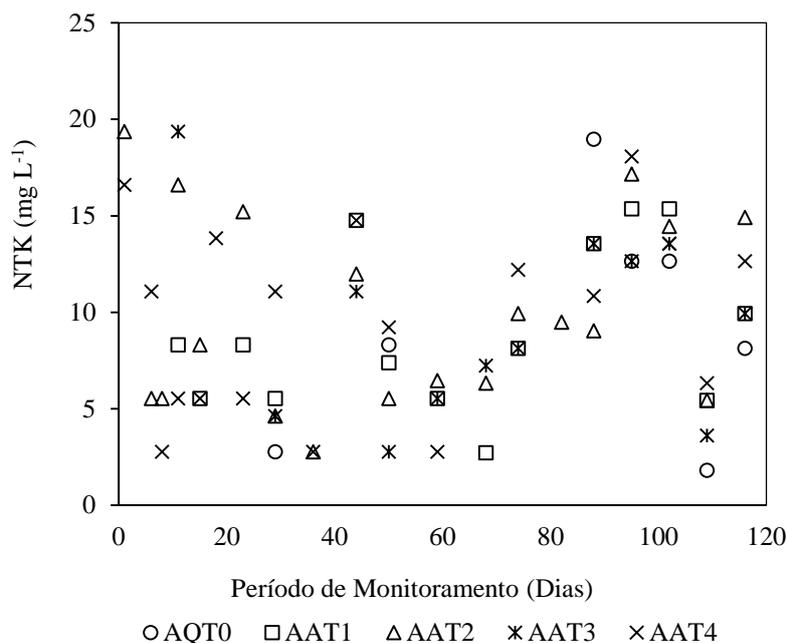


Figura 14 Comportamento temporal do nitrogênio total Kjeldahl no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro e tempo de monitoramento do experimento.

Smanhotto (2008) aplicando água residuária de suinocultura (ARS) em solos cultivados com soja, não observou diferenças significativas nas concentrações de nitrogênio no percolado com aplicação de ARS e adubação, bem como para interação adubação-ARS. Aguiar et al. (2006) verificaram baixos conteúdos de nitrogênio total no percolado após a aplicação de efluentes líquidos bovinos em palha de arroz, indicando que a redução desse nutriente no solo não tem, como principal causa, a lixiviação, mas a conversão em compostos gasosos perdidos por volatilização.

Na Figura 15, estão apresentados os dados referentes às concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no percolado das colunas de solo que receberam ARL. Verifica-se haver dispersão dos dados durante o experimento, principalmente até os 90 dias. As concentrações de NTK variaram entre $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $19,3 \text{ mg L}^{-1}$ (ALT₄). Entre 90 e 120 dias de monitoramento, observa-se que o intervalo de concentração de nitrogênio não sofreu grandes alterações, situação relacionada à estabilização dos tratamentos na absorção do nutriente.

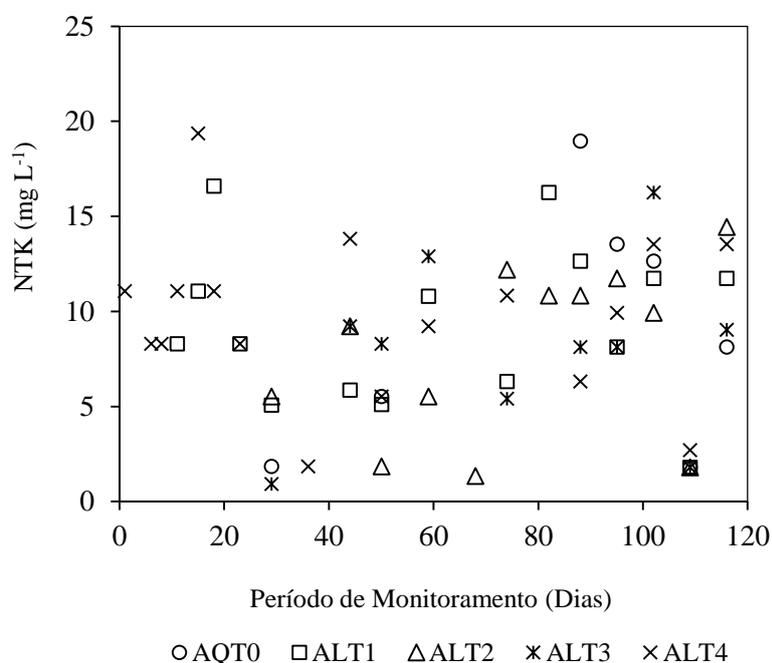


Figura 15 Comportamento temporal do nitrogênio total Kjeldahl no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas ao solo durante o período de monitoramento.

As variações de NTK estão associadas ao incremento do efluente aplicado, que apresenta nitrogênio orgânico e amoniacal em sua maior composição, e a mineralização para formas mais oxidadas, situação observada também por Alfaia et al. (2006), analisando as formas de nitrogênio em solos

da Amazônia. Doblinski et al. (2010) trabalhando com lixiviação de nitrogênio, fósforo e potássio na cultura do feijão irrigado com ARS, verificaram que a mobilidade no perfil do solo é maior para o potássio, seguido do nitrogênio e do fósforo.

O nitrogênio quando aplicado no solo, seja por adubação química convencional ou por aplicação de águas residuárias, passa por processo de oxidação na presença de oxigênio, e é convertido em nitrito e posteriormente a nitrato, estes são caracterizados pela elevada capacidade de lixiviação nos solos (AITA; PORT; GIACOMINI, 2006).

Durante o período de monitoramento de 120 dias, as concentrações de nitrito nos percolados, foram sofrendo mudanças constantemente. Observou-se que os tratamentos com ARA, ARL e adubação química convencional (AQT0) (Figuras 16 e 17) apresentaram dispersão dos dados até 80 dias.

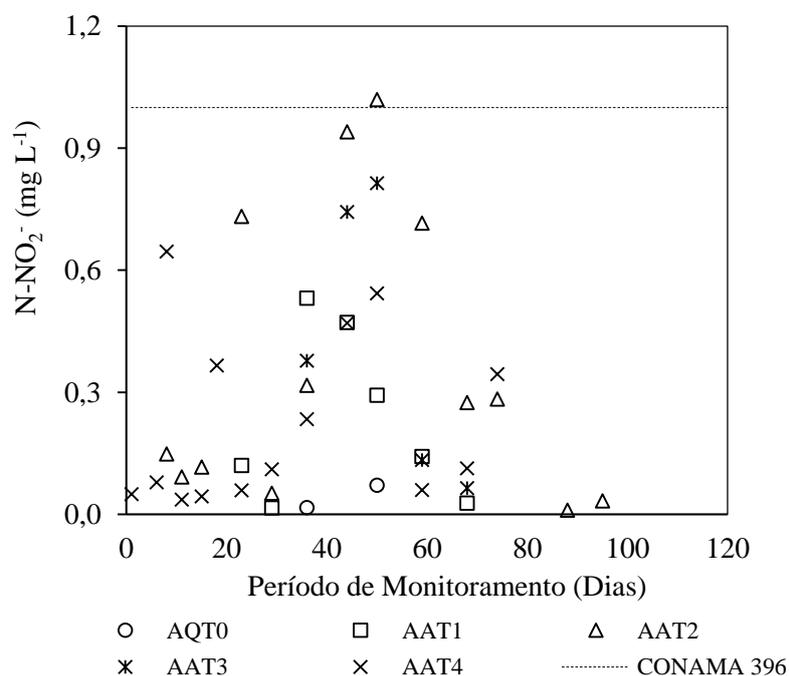


Figura 16 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrito no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro e tempo de monitoramento.

As chuvas esporádicas tornaram o ambiente poroso do solo mais oxigenado, promovendo o crescimento na taxa de mineralização do nitrogênio orgânico para formas mais oxidadas. A ausência de nitrito na etapa final do experimento pode estar associada ao aumento da umidade solo, ocasionado pelas precipitações durante o mês de novembro e dezembro de 2015. A umidade reduz a disponibilidade de oxigênio no meio, como consequência também reduz o processo de nitrificação. Além disso, o nitrogênio na forma de nitrito, como estado intermediário entre amônio e o nitrato, é a forma química de nitrogênio menos encontrada na água, isso se deve ao fato de ser instável na presença de oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013).

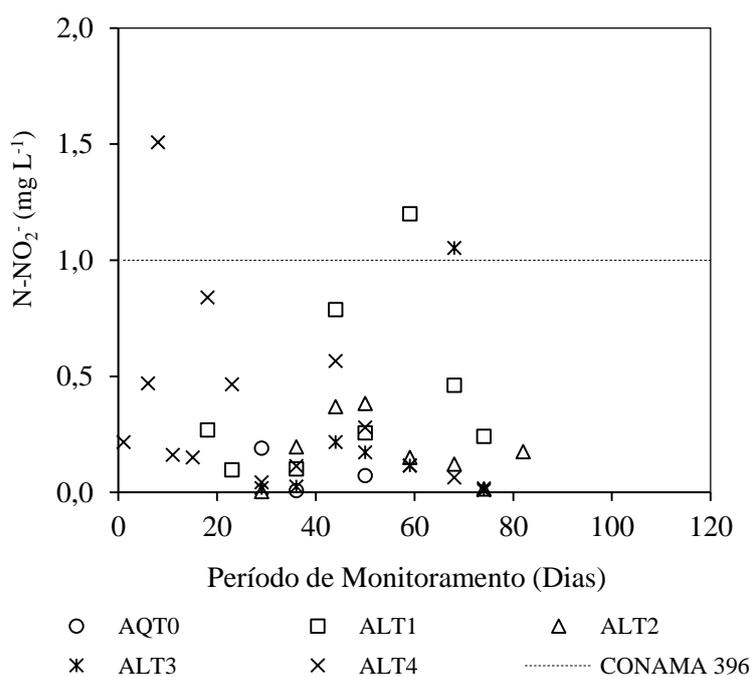


Figura 17 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrito no percolado em função das doses de água residuária de laticínio e tempo de monitoramento.

As maiores concentrações de nitrito foram de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento $A_A T_2$ após 50 dias de monitoramento, $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento $A_L T_4$ com 8 dias de monitoramento e de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento com adubação química convencional ($A_Q T_0$). Observa-se que houve percolado com concentração superior a 1 mg L^{-1} , valor estabelecido pela Resolução CONAMA n° 396/2008 (CONAMA, 2008) como padrão de qualidade ambiental para as águas subterrâneas, representada pela linha tracejada nas Figuras 16 e 17.

Martinelli (2007) relata que as plantas assimilam o nitrogênio principalmente na forma mineral de íons amônio, ou como nitrato, de modo que fatores como relação amônio/nitrato, pH, temperatura e iluminação em que as plantas estão submetidas, se consideram fatores que interferem na absorção das formas de nitrogênio.

Smanhotto (2010) encontrou, em percolado de área irrigada com água potável, concentrações de nitrito entre $0,16$ e $0,21 \text{ mg L}^{-1}$, próximos aos valores detectados na área com aplicação de efluente da suinocultura, que variaram de $0,14$ a $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrito, porém, inferiores aos resultados obtidos neste trabalho.

O comportamento das concentrações de nitrato no percolado das colunas de solo foi semelhante ao comportamento do nitrito. Entretanto, por não ser uma molécula mais estável, as concentrações foram maiores, como pode ser observado nas Figuras 18 e 19. Verifica-se também, nas mesmas figuras, que há um comportamento semelhante nos tratamentos com ARA, ARL e adubação química convencional ($A_Q T_0$), com crescimento nas concentrações de nitrato até os 40 dias e posterior declinação. Após 80 dias de monitoramento, foi constatada uma tendência de estabilização do nitrato presente no percolado.

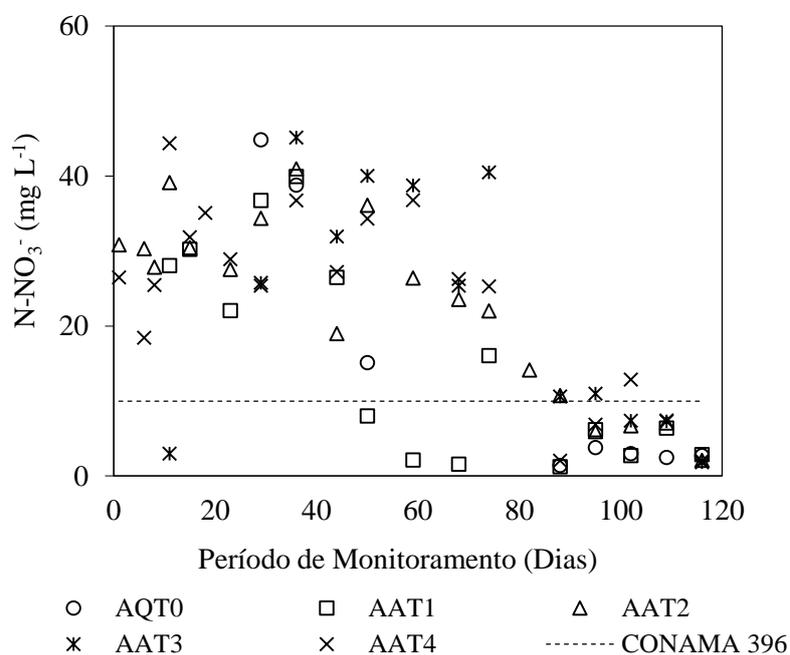


Figura 18 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrato no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro e tempo de monitoramento.

Alguns autores, como Prado e Pancelli (2008), relatam que este fato pode estar correlacionado intimamente com a variação metabólica das plantas durante seu ciclo produtivo, ou mesmo à aplicação inadequada de nitrogênio no solo. Estes mesmos autores avaliaram a resposta da cana-de-açúcar à aplicação de nitrogênio, e afirmam que o total de nitrogênio absorvido pelas plantas é dependente da disponibilidade do nutriente no solo e do crescimento e atividade do sistema radicular da cultura explorada.

Hirel et al. (2007) afirmam que as plantas apresentam comportamentos diferentes durante seu ciclo fenológico na assimilação das formas nitrogenadas. O grande volume de água precipitada no final do experimento, pode ter contribuído para a redução da oxidação do nitrogênio orgânico presente nas colunas, reduzindo assim, a atividade biológica do meio e consequentemente as concentrações de nitratos.

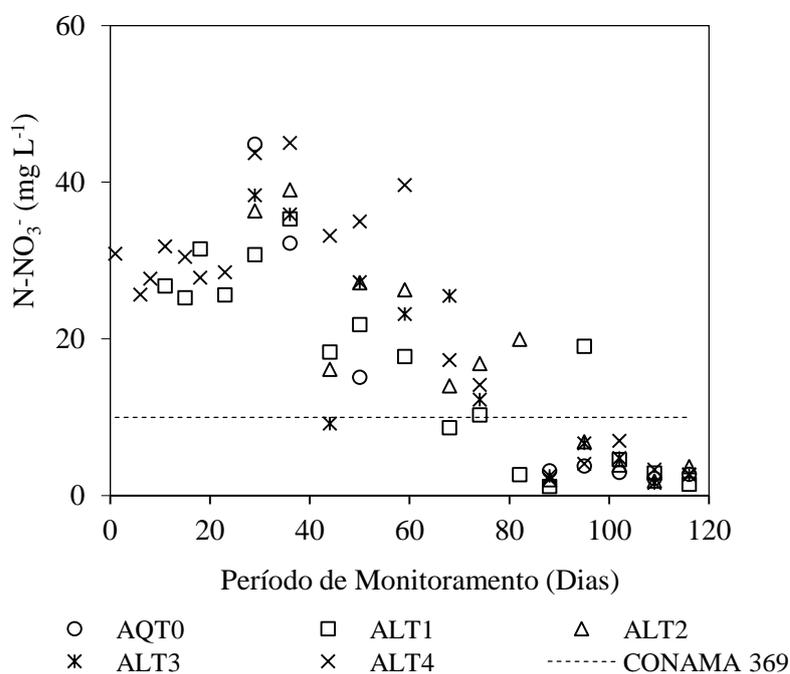


Figura 19 Comportamento temporal do nitrogênio na forma de nitrato em função das doses de água residuária de laticínio e tempo de monitoramento.

Avaliando quanto à qualidade da água, a linha tracejada presente nas Figuras 18 e 19 fazem referência à Resolução CONAMA n° 396/2008 (CONAMA, 2008), que estabelece uma concentração limite de 10 mg L^{-1} de nitrato em águas subterrâneas. Assim, após 100 dias de monitoramento, todos os tratamentos apresentaram concentrações de nitrato no percolado inferiores à legislação, sendo $1,9 \text{ mg L}^{-1}$ o menor valor presente no tratamento com efluente de abatedouro $\text{AA}_{\text{T}3}$ e $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento com efluente de laticínios e de $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento com adubação química convencional (AQT_0) ao final do monitoramento. Estes resultados foram inferiores aos obtidos por Silva et al. (2011) ao avaliarem a alteração química de solo cultivado com capim-Tifton 85 (*Cynodon* spp.) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano. Estes autores encontraram concentrações de $5,6 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrato ao final do experimento.

Paula et al. (1999) avaliaram a lixiviação de nitrato em substrato tratado com lodo de esgoto, e constataram que após nove meses, observaram-se concentrações de nitrato de 78 mg L^{-1} quando se utilizou substrato mais lodo e $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ quando se utilizou apenas substrato formado por solo advindo do horizonte C de um cambissolo. Gloaguen et al. (2007), em parcela irrigada com efluente de esgoto doméstico, encontraram no percolado a $0,125 \text{ m}$ de profundidade, concentrações médias de nitrato de $100,4 \text{ mg L}^{-1}$ e $92,9 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,626 \text{ m}$. Observaram também que até $1,0 \text{ m}$ de profundidade as concentrações de nitrato foram superiores nos tratamentos que receberam a água residuária.

Portanto, segundo Coelho et al. (2014), o uso de fontes nitrogenadas via fertirrigação acelera a dinâmica do nitrogênio no solo, resultando assim no acréscimo da concentração de nitrato na solução do solo que, por ser de alta mobilidade, pode ser lixiviado e vir a contaminar os lençóis freáticos. A presença do nitrato na solução do solo depende dos atributos químicos do solo, da fonte de nitrogênio, da massa aplicada e da concentração do fertilizante nitrogenado na água de irrigação. Segundo Andrade et al. (2009), a lixiviação do nitrato é potencializada pelas propriedades físicas dos solos, pelas práticas agrícolas intensivas e pela elevada dotação de água empregada na irrigação.

5.2.5 Fósforo total

Na Figura 20 são dispostos os dados de fósforo total (P_T) referentes ao tratamento com ARA e o tratamento com adubação química convencional (AQT_0). Observa-se que as maiores concentrações de P_T são encontradas no início do experimento, sendo $0,35 \text{ mg L}^{-1}$ o maior valor, quando há menor quantidade de raízes do capim-Tifton 85 no perfil do solo, reduzindo a capacidade de absorção do nutriente.

As taxas de ARA e ARL foram baseadas na necessidade de nitrogênio do capim-Tifton 85, assim, observou-se que não houve fornecimento de 310 kg ha^{-1} de P (Tabela 4), entre adubações de estabelecimento e manutenção,

requeridas pela cultura. Dessa forma, o fósforo, assim como potássio, apresentaram nutrientes limitantes para o crescimento e produtividade do capim-Tifton 85 durante os meses de experimento.

Corroborando com as informações acima, Rajj (1991) relata que as concentrações de fósforo na solução do solo, passíveis de percolação, normalmente são baixas, em torno de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, e que isso é decorrente da baixa solubilidade dos compostos de fósforo existentes no solo e da alta capacidade de adsorção do elemento pelas partículas do solo. Souza et al. (2012), em cultivo fertirrigado de laranjeira, observaram que os valores de P_T na solução do solo chegaram a $13,4 \text{ mg L}^{-1}$. Como na fertirrigação por gotejamento os fertilizantes são aplicados em uma área restrita do solo, os sítios de fixação de P são preenchidos rapidamente, proporcionando rapidamente sua disponibilidade, como observado por Laurindo et al. (2010).

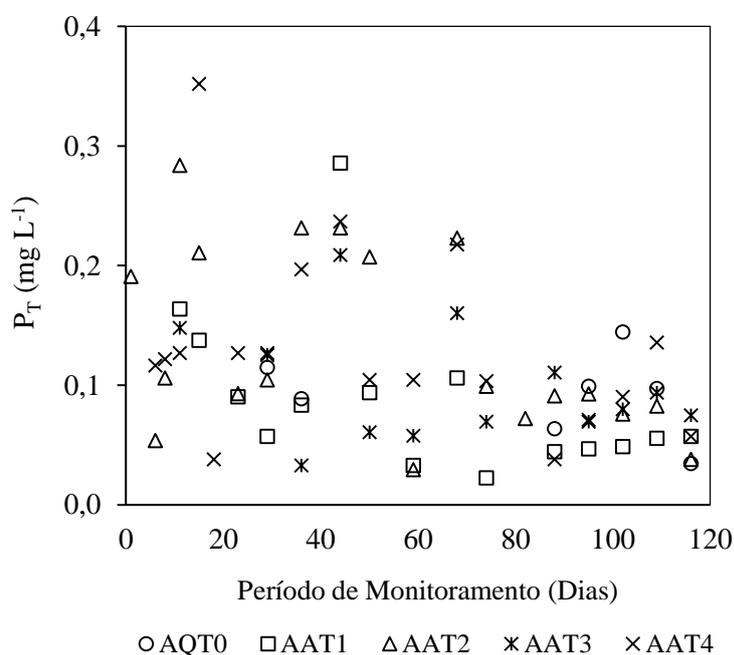


Figura 20 Comportamento temporal das concentrações de fósforo total no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo.

Na Figura 21, observa-se que a dispersão dos valores das concentrações de P_T proveniente da ARL foi mais acentuada ao longo dos 120 dias de monitoramento, sendo o maior valor de $0,37 \text{ mg L}^{-1}$. A redução da concentração de fósforo total no percolado pode estar associada à sua adsorção à matriz do solo. Nesse sentido, Santos, Gatiboni e Kaminski (2008), afirmam que solos intemperizados, como os latossolos, em que houve perdas de nutrientes por lixiviação em seu processo de formação, as forças de adsorção são mais fortes em função da maior superfície específica das partículas do solo e maior número de cargas negativas disponíveis nos colóides do solo. Aguiar et al. (2006) verificaram, após a aplicação de resíduos bovinos e palha de arroz, que houve perdas de nutrientes por lixiviação, com destaque para o P, e que a matéria orgânica na forma de esterco bovino favoreceu a lixiviação de nutrientes, como cálcio e magnésio.

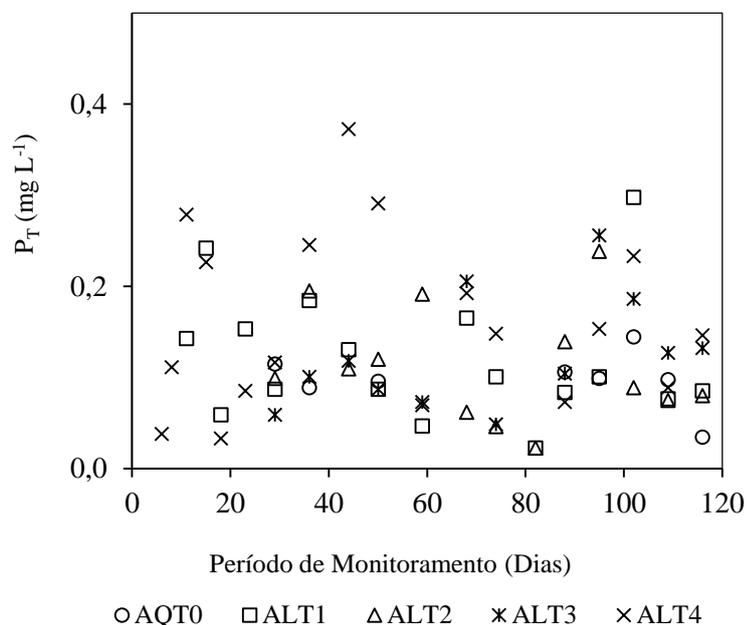


Figura 21 Comportamento temporal das concentrações de fósforo total no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo

Avaliando o efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em solo cultivado com milho, Vieira José et al. (2009) verificaram que a concentração de fósforo total no percolado foi de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, na primeira amostragem (16 dias após a semeadura), havendo aumento da concentração nas seguintes amostras (48 e 82 dias após a semeadura). A elevação atribuída pelos autores foi em funções às maiores dosagens aplicadas e à saturação dos sítios de troca dos colóides do solo. Anami et al. (2008) estudaram o processo de percolação de íons de nitrato e fosfato, e constataram baixa concentração de fósforo disponível no percolado, segundo estes autores, este fato ocorreu devido à maior capacidade de adsorção do fósforo à matriz do latossolo vermelho escuro.

Maggi et al. (2011) avaliaram a lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura, e observaram que

com uma taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ aplicada em latossolo vermelho, houve um crescimento nas concentrações de fósforo total no percolado até os 75 dias após a semeadura da soja. Semelhantemente, Basso et al. (2005) e Ceretta et al. (2005) afirmam que aplicações periódicas de dejetos líquidos de suínos, em geral, aumentam a quantidade de nutrientes, entre eles, nitrogênio e fósforo na superfície do solo, o que potencializa as suas transferências por escoamento superficial e percolação no solo.

Portanto, a concentração de fósforo em percolados dependerá de vários fatores, alguns relacionados à física do solo, a exemplo da estrutura e presença de argilas, outros quanto a química da interação solo-água, como pH (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007), bem como da atividade microbológica na mineralização da matéria orgânica.

5.2.6 Sódio

O comportamento do sódio nos tratamentos que receberam ARA durante o experimento apresentaram faixa de variação até 55 mg L^{-1} , com exceção ao pico de 100 mg L^{-1} (Figura 22) ocorridos aos 30 dias de monitoramento. Este resultado pode estar relacionado ao acúmulo desse sal no perfil do solo, que possivelmente foi lixiviado após um curto período de precipitação intensa na região durante o mês de setembro de 2015. Brito, Rolim e Pedrosa (2005) avaliaram as concentrações de sódio e potássio presentes em lixiviados de solos submetidos à fertirrigação com vinhaça, e constataram que aos 30 dias de estudo, os maiores valores de Na^+ no lixiviado foram de 22 mg L^{-1} quando se aplicou $700 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça.

Segundo Brasil et al. (2005) a alta solubilidade do sódio é fator que facilita sua lixiviação, principalmente em sistemas que recebem constantes irrigações que superam as necessidades hídricas das culturas. Este fato se relaciona a este trabalho, uma vez que, além da adição de 50% a mais da lâmina real necessária, nos meses de novembro e dezembro de 2015 ocorreram constantes chuvas, diluindo assim a concentração de sódio na solução do solo.

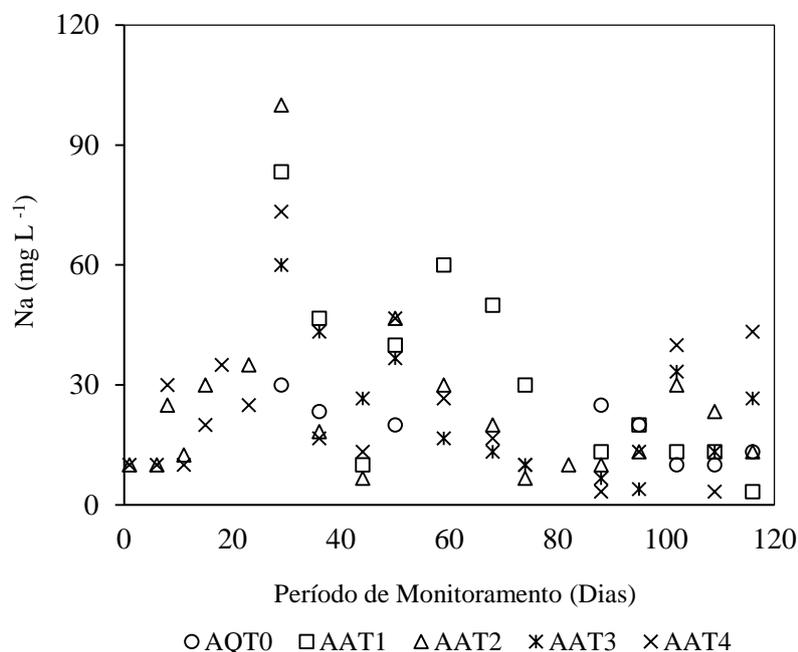


Figura 22 Comportamento temporal das concentrações de sódio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo

A lixiviação do sódio nos tratamentos com ARL e adubação química convencional (A_{QT0}), observadas na Figura 23, apresentaram uma faixa de variação de 80 mg L^{-1} até próximos aos 100 dias de monitoramento. Observa-se que nos 30 dias finais de experimento, o tratamento caracterizado com quatro vezes a dosagem recomendada de nitrogênio (A_{LT4}) apresentaram valores crescentes de sódio nos percolados, com pico de 177 mg L^{-1} de sódio aos 116 dias de monitoramento. Nesse período, mês de novembro e dezembro de 2015, ocorreram precipitações acentuadas, que tornaram o solo presente nas colunas bastante umedecido, e que após as duas aplicações dos efluentes ARA, ARL e adubação química convencional, ocorreram de forma mais acentuada a lixiviação do sódio. Avaliando a composição química da solução do solo, Miranda et al. (2006) verificaram concentrações de sódio, ao final de um ano de análises, de $4,6 \text{ mg L}^{-1}$ para latossolo vermelho-amarelo.

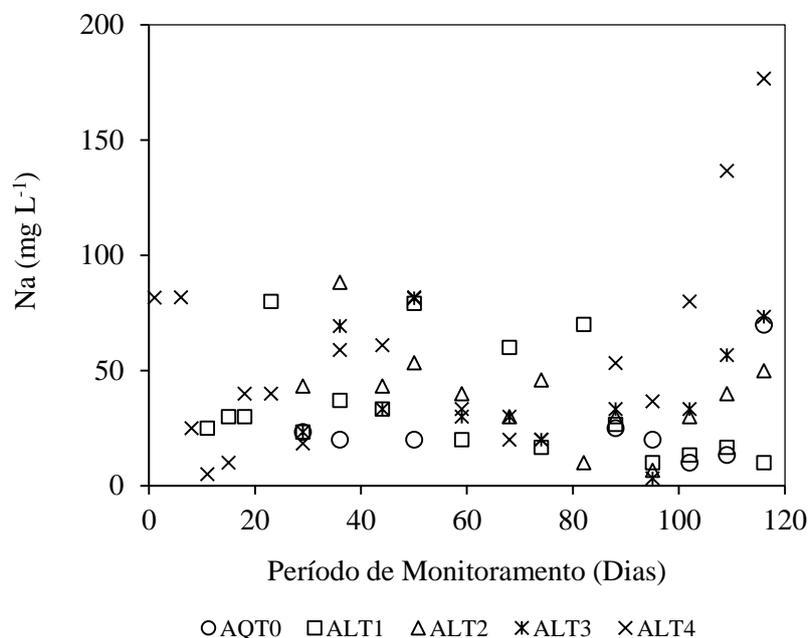


Figura 23 Comportamento temporal das concentrações de sódio em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo

As águas residuárias de abatedouro e laticínios apresentam quantidades consideráveis de sódio em seus processos produtivos, que ao serem lançadas nos solos incorretamente como fonte nutricional, podem proporcionar consequências danosas em sua estrutura, principalmente em relação à dispersão das argilas. Raji (1991) afirma que o sódio apresenta comportamento similar ao do potássio no solo. Esse íon é facilmente removido do solo por lixiviação e, em geral, há menos sódio total que potássio em solos de climas úmidos, indicando que o primeiro íon é mais móvel que o segundo.

5.2.7 Potássio

Durante os 120 dias de avaliação, as maiores concentrações de potássio foram de 55 mg L⁻¹ no tratamento (A_AT₁), 82 mg L⁻¹ no tratamento (A_LT₄) e 37 mg L⁻¹ na adubação química convencional (A_QT₀) (Figuras 24 e 25).

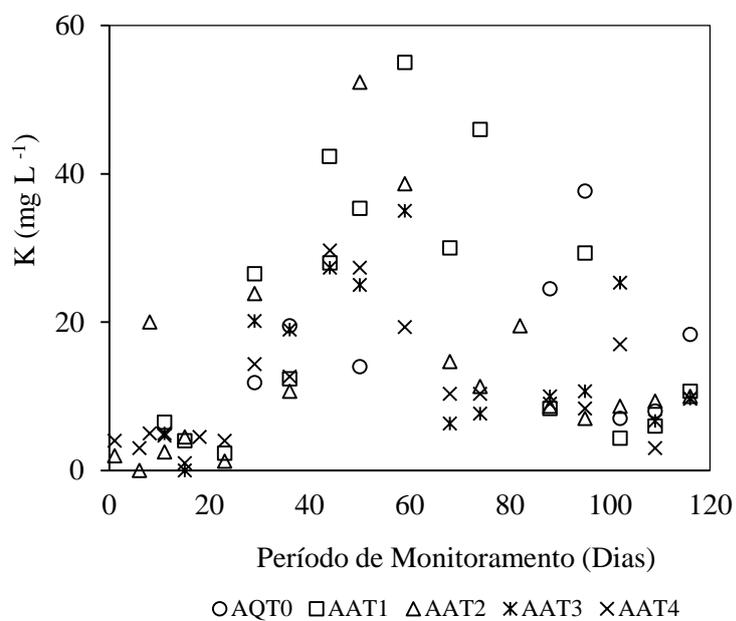


Figura 24 Comportamento temporal das concentrações de potássio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo

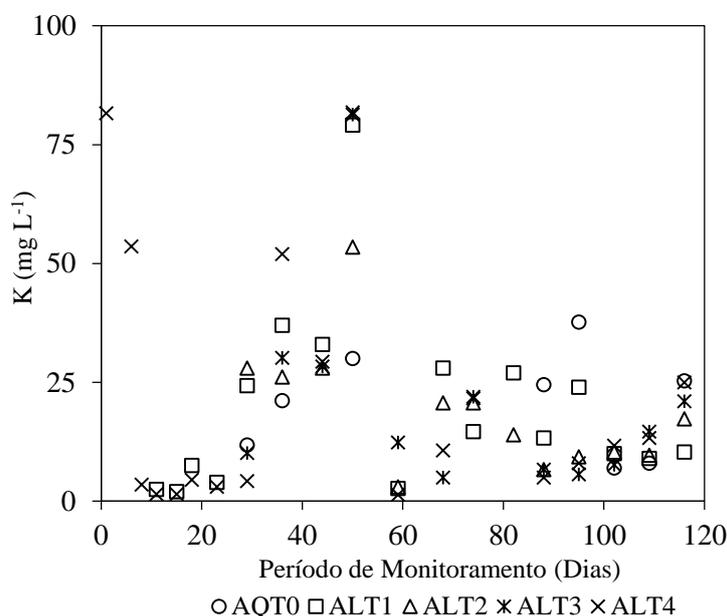


Figura 25 Comportamento temporal das concentrações de potássio no percolado em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo

As maiores concentrações de potássio ocorreram no período de baixa precipitação e maior dosagem de água residuárias aplicadas, no qual o manejo da irrigação adicionado 20% e 50% a mais na demanda de água de irrigação requerida pela cultura, contribuiu na produção do percolado.

Com o desenvolvimento do capim-Tifton 85 e posterior crescimento radicular ao longo das colunas, a interceptação das raízes pode ter sido fator importante na absorção do nutriente, contribuindo assim, para a redução de concentração do potássio no percolado ao final do experimento.

Ribeiro et al. (2009) afirmam que as plantas desempenham papel importante, que é o de utilizar os nutrientes disponibilizados pelas águas residuárias, extraindo assim macro e micronutrientes, evitando seu acúmulo e reduzindo as possibilidades de salinização do solo, bem como a contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Outro fator que pode interferir nas concentrações de potássio presente no percolado, seria o pH do solo, que segundo Quaggio (2000), valores baixos de pH promovem aumento na lixiviação de K, mesmo em solos argilosos normalmente considerados pouco propícios para essa ocorrência, em função da saturação dos sítios de trocas. Corroborando com a informação supracitada, Rosolem et al. (2006) afirmam que além dos nutrientes presentes na solução do solo e a quantidade de água percolada, a CTC e a força de adsorção são fatores de grande influência na lixiviação do potássio. De acordo com Vilela, Souza e Silva (2004), a calagem aumenta a CTC e, conseqüentemente, fornece mais sítios de troca para a retenção de K, podendo diminuir a lixiviação. Por outro lado, o complexo de troca do solo pode ficar saturado quando a adubação é feita no sulco de semeadura, o que pode provocar maiores perdas por lixiviação em relação à mesma dose aplicada a lanço. Os autores demonstraram, em um Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso, que a lixiviação de K foi maior na dose de 120 kg ha⁻¹ de K₂O aplicada no sulco do que quando aplicada a lanço.

Ernani, Bayer e Almeida (2007) afirmam que a mobilidade do potássio, assim como a de outros cátions, diminui com o aumento da densidade de cargas negativas nos colóides do solo e, conseqüentemente, diminuem a lixiviação do potássio, por promoverem maiores retenções deste nutriente. Sparks e Huang (1985) indicam que o potássio do solo pode ser lixiviado, adsorvido pelo solo ou absorvido pela planta. A habilidade do solo em reter o potássio aplicado é muito dependente da capacidade de troca de cátions do solo, assim, as quantidades de argila e matéria orgânica no solo, influenciam, fortemente, no grau de lixiviação.

5.2.8 Cálcio e magnésio

O aumento das concentrações de cálcio e magnésio, observadas em todos os tratamentos aplicados nas colunas de solo, ocorreram até meados de 30 dias de monitoramento, seguido de decaimento (Figuras 26 e 27). O efeito

da calagem contribuiu para o aumento da CTC do solo na camada superior de 0,30 m das colunas, contribuindo para a retenção de cálcio e magnésio nas primeiras análises.

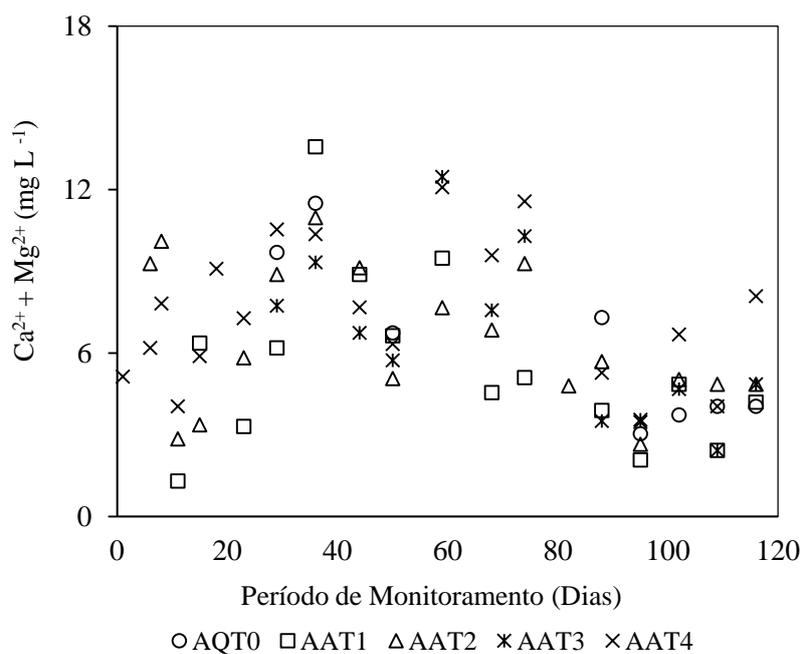


Figura 26 Comportamento temporal das concentrações de cálcio mais magnésio no percolado em função das doses de água residuária de abatedouro aplicadas nas colunas de solo

Com as aplicações das águas residuárias e adubação química convencional nos tratamentos, observou-se que entre 30 e 70 dias de monitoramento, possivelmente, houve saturação de cátions nos sítios de troca dos coloides, que juntamente com reduzido adensamento radicular, podem ter contribuído para diminuir a absorção de micronutrientes e acréscimo na concentração de cálcio e magnésio no percolado. Além disso, a aplicação de sódio e potássio em maiores quantidades pode ter contribuído para o deslocamento do Ca e Mg para as camadas mais profundas do solo e para o percolado (SORATO; CRUSCIOL, 2008). As concentrações máximas

encontradas nos percolados foram de 14 mg L^{-1} no tratamento A_{AT1} (Figura 26) e $16,1 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento A_{LT2} (Figura 27). Observa-se que o tratamento com adubação química convencional (A_{QT0}) teve como maior concentração de cálcio e magnésio o valor de $11,5 \text{ mg L}^{-1}$, sendo menor em comparado ao observado com as águas residuárias.

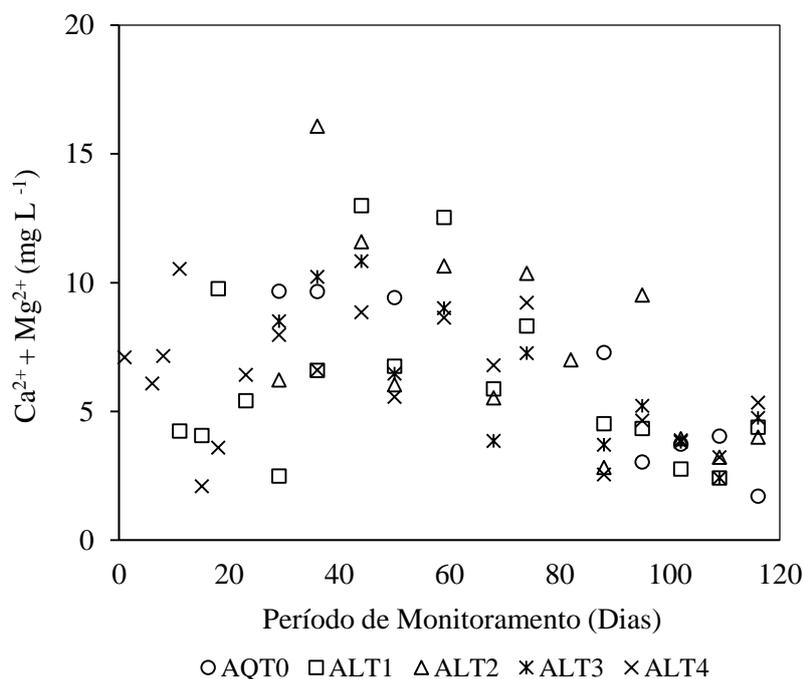


Figura 27 Comportamento temporal das concentrações de cálcio mais magnésio em função das doses de água residuária de laticínios aplicadas nas colunas de solo

Alguns trabalhos vêm reportando o deslocamento de cátions no solo provenientes de diversos tipos de água residuária, tais como as domésticas e de suinocultura (SANTOS et al., 2010), do processamento dos frutos do cafeeiro (FERREIRA et al., 2006), águas residuárias do processamento da mandioca (MELO et al., 2006) assim como da vinhaça (SILVA et al., 2012).

Portanto, o deslocamento de cátions como potássio, cálcio e magnésio no solo, pode afetar o fornecimento de nutrientes para as culturas, bem como vir a contaminar águas subterrâneas quando dispostas de maneira incorreta, a exemplo dos resultados encontrados por Maggi et al. (2011) e Galdos, De Maria e Camargo (2004).

5.3 Desempenho do capim-Tifton 85

5.3.1 Produtividade do capim-Tifton 85 submetido aos tratamentos com ARA, ARL e A_QT₀.

No primeiro corte, a adubação química convencional (A_QT₀) de estabelecimento, na dosagem de 30 kg ha⁻¹ de N, 110 kg ha⁻¹ de P_T e 40 kg ha⁻¹ de K proporcionou maior produtividade média de matéria seca (Tabela 9) com efeito significativo sobre a produtividade de matéria seca do capim-Tifton 85 em comparação a todos os tratamentos com ARL (p<0,05). A maior produtividade foi de 10,06 t ha⁻¹ (A_QT₀) e a menor de 2,10 t ha⁻¹ no tratamento A_LT₁ (Tabela 9).

O suprimento nutricional fornecido pelos tratamentos com ARL no segundo corte promoveu maior efeito na produtividade de matéria seca, diferentemente do ocorrido no primeiro corte. Observa-se na Tabela 9, que o tratamento com a dosagem de quatro vezes a recomendação (A_LT₄) apresentou produtividade de 15,11 t ha⁻¹, enquanto o tratamento A_QT₀ teve produtividade de 7,30 t ha⁻¹, esses resultados demonstram que a produtividade obtida no tratamento A_LT₄ foi 207% superior em relação a testemunha (A_QT₀). Estaticamente, o tratamento A_LT₄ foi diferente e superior aos demais (Tabela 9), enquanto que os tratamentos A_LT₃, A_LT₂ e A_LT₁ foram iguais entre si e diferente da adubação química convencional A_QT₀, de acordo com as médias obtidas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Após 120 dias de monitoramento, foi constatada baixa produtividade do capim-Tifton 85 em todos os tratamentos, não sendo significativo ao teste F (Tabela 10) a 1% de probabilidade, e conseqüentemente ao teste de Tukey

a 5% de probabilidade (Tabela 10), fato que segundo Farias et al. (2009) possivelmente pode ser explicado pela lixiviação de sais nos períodos com elevada precipitação, trazendo como consequência a redução da disponibilidade de nutrientes e afetando assim o desenvolvimento fisiológico das plantas.

O comportamento da produtividade de matéria seca do capim-Tifton 85 cultivado nas colunas de solo que receberam ARA foi semelhante àquele que receberam ARL, com exceção do terceiro corte (Tabela 9). Por meio da análise de variância (Tabela 11), fica evidente o efeito dos tratamentos com relação à produtividade de matéria seca à 1% de probabilidade pelo teste F.

A produtividade média de matéria seca do capim-Tifton 85 no primeiro corte, mostrou efeito significativo do tratamento com adubação química A_QT_0 , apresentando produtividade média de $10,06 \text{ t ha}^{-1}$ (Tabela 9), em relação a todos os tratamentos que foram fertirrigadas com ARA. Este resultado é 277% superior à produtividade obtida no tratamento A_AT_1 ($3,62 \text{ t ha}^{-1}$) que obteve melhor produtividade entre os tratamentos que receberam ARA.

No segundo corte, o desempenho de crescimento do capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARA teve maior resposta, sendo que, em média, observou-se uma produtividade de matéria seca do segundo corte 5,5 vezes superior à do primeiro corte. Enquanto o incremento de produtividade no tratamento com adubação química foi de 1,1 vez superior.

No terceiro corte, ao fornecimento de nutrientes, proporcionou maiores produtividades de matéria seca nos tratamentos A_AT_4 ($19,26 \text{ t ha}^{-1}$), A_AT_3 ($20,39 \text{ t ha}^{-1}$) e A_AT_2 ($17,82 \text{ t ha}^{-1}$), estes tratamentos foram estatisticamente iguais entre si e diferentes dos tratamentos A_AT_1 ($7,03 \text{ t ha}^{-1}$) e A_QT_0 ($8,33 \text{ t ha}^{-1}$) para o teste de Tukey ao nível de probabilidade de 5% (Tabela 9).

De forma geral, a produtividade observada nos diferentes cortes do capim-Tifton 85, realizados entre 30 e 40 dias, e que recebeu aplicação de ARL e ARA (Tabela 9) estão semelhantes aos apresentados na literatura. Fontaneli et al. (2012) relatam que a produtividade de matéria seca do Tifton 85 pode variar de 8 a $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, dependendo do nível de fertilidade.

Assim, diferentemente da ARL, a ARA parece ter características nutricionais e menos restritivas capazes de manter a produtividade do capim-Tifton 85, mesmo tomando-se como base a recomendação apenas por parte do nitrogênio. Diante dos resultados (Tabelas 9), e após a comparação entre as Tabelas 4, acredita-se que o fator que mais possa ter contribuído para a redução da produtividade nas colunas com aplicação da ARL em relação àquelas que receberam ARA tenha sido o aporte de sódio. Fato que se refletiu com maior evidência no terceiro corte.

Matos et al. (2010) avaliaram a capacidade extratora de plantas em sistemas alagados construídos, e constataram aumento de produtividade de matéria seca do capim-Tifton 85 de 14,9 t ha⁻¹ após receber taxas de 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, proveniente de águas residuárias de laticínios. Matos et al. (2013) avaliaram a produção de Tifton 85 cultivado em rampas de solo e submetido a diferentes doses de percolado de resíduos sólidos urbanos, e verificaram o aumento de produtividade de matéria seca com o aumento das doses aplicadas em três dos cinco cortes realizados, apresentando nos cortes 1 e 2 resultados inferiores à 3,0 t ha⁻¹.

Produtividades inferiores às observadas no presente trabalho, foram obtidas por Garcia et al. (2015) ao aplicarem esgoto tratado em capim-Tifton 85 cultivados em vasos quando se aplicou os tratamentos na concentração de nitrogênio. Os autores verificaram que o segundo corte apresentou maior produtividade (1,24 a 2,26 t ha⁻¹) em relação ao primeiro (0,93 a 1,42 t ha⁻¹) e ao terceiro cortes (0,62 a 1,04 t ha⁻¹). Garcia et al. (2015) justificaram os resultados obtidos devido ao aumento do perfilhamento e da densidade de plantas nas condições experimentais. Dessa forma, apesar das plantas expressarem seus potenciais de crescimento com a aplicação do esgoto, a competição por luz e nutrientes, dentro da unidade experimental, tornou-se maior com o aumento no número de cortes, resultando no decréscimo da produtividade

Conforme Távora, Ferreira e Hernandez (2001), o excesso de sais solúveis na solução do solo pode ter prejudicado o desenvolvimento das

plantas devido à diminuição do potencial osmótico, visto que a presença de sais na rizosfera provoca a redução da permeabilidade das raízes à água, tendo como consequência direta o estresse hídrico.

Outro fator que possivelmente tenha afetado a produtividade seria a redução da disponibilidade de nutrientes em função do acréscimo de precipitação nos meses finais de experimento, e consequente arraste dos nutrientes essenciais para o desenvolvimento do capim-Tifton 85. Assim, corroborando com o supracitado, observou-se que as precipitações ocorridas nos meses de novembro e dezembro de 2015 chegaram a 302 mm, o que significa cerca de 21,4 L aplicados em cada coluna, volume que muito influenciou a formação de percolado.

Ainda em relação ao aporte de nutrientes via água residuária, ressalta-se que a aplicação foi feita com base na dosagem de nitrogênio, sem complementação química, o que pode ter levado a menor disponibilidade de nutrientes essenciais, como o fósforo, ou ainda ter ocorrido o aporte de grande quantidade de outros elementos, como o sódio, que pode trazer consequências indesejáveis para o ambiente solo-planta (Tabela 4) (MATOS, 2010).

Tabela 3 Estimativa de produtividade média, por corte, do capim-Tifton 85 submetido aos tratamentos com ARL e A_QT₀.

Tratamentos	Produtividade Média (t ha ⁻¹)				
	1º Corte	2º Corte	3º Corte	Média ± DP	CV (%)
A _Q T ₀	10,06a	7,30c	5,56a	7,64±2,27	29,68
A _L T ₁	2,10b	10,43b	5,03a	5,85±4,22	72,09
A _L T ₂	3,64b	10,09bc	7,21a	6,98±3,23	46,20
A _L T ₃	5,09b	11,76b	5,80a	7,55±3,66	48,53
A _L T ₄	3,79b	15,11a	7,61a	8,84±5,76	65,21

A _Q T ₀	10,06a	7,30b	5,56c	7,64±2,27	29,68
A _A T ₁	3,62b	13,56ab	7,03bc	8,07±5,05	62,53
A _A T ₂	1,61b	11,69ab	14,32ab	9,38±6,90	73,58
A _A T ₃	2,29b	14,04ab	20,39a	12,24±9,18	75,01
A _A T ₄	3,59b	16,82a	19,26a	13,22±8,43	63,77

* Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 4 Análises de variância para os cortes do capim-Tifton 85 submetidos aos tratamentos com ARL e A_QT₀.

1º Corte				
FV	GL	SQ	QM	F
Tratamentos	4	111,86	27,96	13,28**
Resíduo	10	21,05	2,11	
Total	14	133,00		
2º Corte				
FV	GL	SQ	QM	F
Tratamentos	4	96,95	24,24	19,55**
Resíduo	10	12,40	1,24	
Total	14	14639,70		
3º Corte				
FV	GL	SQ	QM	F
Tratamentos	4	14,79	3,70	1,46ns
Resíduo	10	25,24	2,52	
Total	14	40,03		

** significativo a nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$); ns não significativo ($p \geq 0,05$)

Tabela 11 Análises de variância para os cortes do capim-Tifton 85 submetidos aos tratamentos com ARA e A_QT₀

1º Corte				
FV	GL	SQ	QM	F
Tratamentos	4	136,03	34,01	18,06**
Resíduo	10	18,83	1,88	
Total	14	154,86		
2º Corte				
FV	GL	SQ	QM	F
Tratamentos	4	58,41	14,60	1,47ns
Resíduo	10	99,25	9,92	
Total	14	157,66		
3º Corte				
FV	GL	SQ	QM	F
Tratamentos	4	449,53	112,38	12,49**
Resíduo	10	89,98	9,00	
Total	14	539,51		

** significativo a nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$); ns não significativo ($p \geq 0,05$)

5.3.2 Extração e desempenho nutricional do capim-Tifton 85 submetido aos tratamentos com ARA, ARL e A_QT₀.

A concentração de nutrientes no capim-Tifton 85 foi influenciada pela interação entre tratamentos e cortes ($p < 0,05$). Os resultados dos testes de médias destas variáveis para a forrageiras estão apresentados nas Tabelas 12, 13, 14, 15, 16 e 17.

Os efeitos da remoção de nutrientes em função dos tratamentos, evidenciam que no primeiro corte, realizado 60 dias após o transplante das mudas para as colunas de solo, obteve máximas extrações de 169,16 kg ha⁻¹ de NTK, 3,45 kg ha⁻¹ de P_T, 17,65 kg ha⁻¹ de K, 27, 79 kg ha⁻¹ de Ca+Mg e 2,68 kg ha⁻¹ de Na nos tratamentos com adubação química convencional (A_QT₀). Todos estes resultados foram estatisticamente diferentes entre si pelo teste de Tukey, apresentando uma capacidade extratora de mais de 100% em comparação aos tratamentos que receberam ARA (Tabela 12).

Observa-se que os tratamentos que receberam ARL embora se tenha obtido maiores remoções de 209,4 kg ha⁻¹ de NTK (A_LT₃), 35,9 kg ha⁻¹ de K (A_LT₃) e 4,2 kg ha⁻¹ de Na (A_LT₄), não diferiram em relação aos resultados obtidos com adubação química convencional. Entretanto, a capacidade de assimilação de fósforo (3,5 kg ha⁻¹ de P_T) e de cálcio mais magnésio (27,8 kg ha⁻¹ de Ca+Mg) pelo capim Tifton-85 no tratamento A_QT₀, no primeiro corte, superaram todos as remoções obtidas nos tratamentos que receberam ARL (Tabela 13).

Em estudo com sistemas alagados construídos (SACs), Fia et al. (2011) concluíram que o capim-Tifton 85 removeu cerca de 450 kg ha⁻¹ de NTK e 100 kg ha⁻¹ de P, em dois cortes do capim-Tifton 85 cultivado durante 120 dias. Fia et al. (2014) verificaram que o capim-Tifton 85 foi capaz de extrair entre 9,8 e 17,6 kg ha⁻¹ d⁻¹ de NTK e entre 0,6 e 1,7 kg ha⁻¹ d⁻¹ de P_T, o que representou 4,6 e 5,4% do NTK e do P_T, respectivamente, aportados ao sistema.

A capacidade de extração de sódio pelo capim-Tifton 85 pode ser considerada elevada, já que este elemento químico é de difícil remoção em sistemas de tratamento de águas residuárias (ABOU-ELELA; KAMEL; FAWZY, 2010; LO MONACO et al., 2009). Matos, Freitas e Lo Monaco (2009), ao aplicarem uma taxa de 154,8 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, por 3 meses, em SAC utilizado no tratamento de águas residuárias de suinocultura, obtiveram remoção de 10 kg ha⁻¹ de Na pelo capim-Tifton 85, enquanto Queiroz et al. (2004), quando aplicaram continuamente, durante 4 meses, no mesmo capim, água residuária da suinocultura numa carga de 15 kg ha⁻¹ d⁻¹ de Na, obtiveram remoção de 6,6 kg ha⁻¹. Dessa forma, estes resultados foram superiores aos obtidos neste trabalho.

Avaliando a massa seca e extração de nutrientes por duas forrageiras fertirrigadas com esgoto doméstico tratado, Garcia et al. (2015) constataram no primeiro corte do capim-Tifton 85 que houve remoção de 8,59 kg ha⁻¹ de Ca+Mg quando aplicado uma dose de 20 kg ha⁻¹ de esgoto doméstico tratado.

Tabela 5 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P_T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARA e A_QT₀ no primeiro corte.

1° Corte					
Tratamentos	NTK	P _T	K	Na	Ca + Mg
	-----kg ha ⁻¹ -----				
A _Q T ₀	169,16a	3,45a	17,65a	2,68b	27,79b
A _A T ₁	55,20b	0,24b	8,62b	0,60a	9,07a
A _A T ₂	26,10b	0,30b	2,73b	0,37a	3,45a
A _A T ₃	40,61b	0,26b	4,51b	0,40a	4,40a
A _A T ₄	62,42b	0,55b	11,12ab	0,79a	7,35a
Média	70,69	0,96	8,93	0,97	10,41
CV (%)	37,27	90,03	35,84	34,43	35,05

Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 6 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P_T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARL e A_QT₀ no primeiro corte.

1° Corte					
Tratamentos	NTK	P _T	K	Na	Ca + Mg
	-----kg ha ⁻¹ -----				
A _Q T ₀	169,16a	3,45a	17,65a	2,68a	27,79a
A _L T ₁	66,67a	0,04b	12,80a	0,34a	5,29b
A _L T ₂	95,15a	0,06b	23,73a	0,65a	6,68b
A _L T ₃	209,36a	0,10b	35,85a	1,76a	10,72b
A _L T ₄	173,74a	0,45b	26,38a	4,22a	7,55b
Média	142,81	0,82	23,28	1,19	11,60
CV (%)	97,58	97,47	43,47	98,64	39,73

Médias seguidas da mesma letra colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Tabela 14 estão apresentados os valores médios extraídos (kg ha^{-1}) de NTK, fósforo total, potássio, sódio e cálcio mais magnésio no segundo corte dos tratamentos que receberam ARA e $A_Q T_0$ após 90 dias do plantio.

Observa-se que o efeito do tratamento com maior dosagem de ARA ($A_A T_4$) proporcionou melhor assimilação de nutrientes pelo capim-Tifton 85, apresentando remoção máxima de $383,64 \text{ kg ha}^{-1}$ NTK e $10,35 \text{ kg ha}^{-1}$ de fósforo total (Tabela 14). Estes resultados segundo o teste de Tukey a 5% de probabilidade, foram estatisticamente superiores e significativos em relação à remoção obtida no tratamento $A_Q T_0$. Embora não se tenha constatado efeito significativo entre os tratamentos nas remoções dos nutrientes K, Na e Ca+Mg no segundo corte, estes resultados ainda foram superiores aos registrados no primeiro corte. Dessa forma, um fator que pode ter reduzido a assimilação de alguns nutrientes pela planta pode ter sido a remoção destes por lixiviação, principalmente em função da aplicação de 50% a mais da água de irrigação necessária para cultura, ou então a adsorção nos coloides dos solos.

As extrações nutricionais do capim-Tifton 85 fertirrigado com ARL são observadas na Tabela 15. Foi constatado que não houve remoções estatisticamente significativas entre os tratamentos. Entretanto, observa-se que as extrações foram superiores aos valores observados no primeiro corte, com valores de 249 kg ha^{-1} de NTK ($A_L T_1$), $5,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de fósforo total ($A_L T_2$), $66,1 \text{ kg ha}^{-1}$ de potássio ($A_Q T_0$), $4,5 \text{ kg ha}^{-1}$ de sódio ($A_L T_4$) e $45,2 \text{ kg ha}^{-1}$ de Ca+Mg. ($A_L T_4$). A partir do segundo corte, com as aplicações das águas residuárias, alguns elementos podem estar começando a inibir a capacidade extratora da cultura estudada, fato evidenciado no terceiro corte.

Corroborando com os resultados supracitados, Matos et al. (2010) destacam o ótimo efeito de remoção nutricional do capim-Tifton 85, destacando a remoção de 2.043 kg ha^{-1} de nitrogênio e 322 kg ha^{-1} do fósforo em três cortes durante 200 dias de condução experimental. Os autores destacam que apesar do elevado acúmulo de nutrientes na biomassa vegetal, a planta contribuiu para remoção de 11% do nitrogênio e 7,2% do fósforo aportado ao SAC.

A máxima extração de macronutrientes pelo capim-Tifton 85, em ordem decrescente, foi a seguinte: $N > K > Ca+Mg > P_T > Na$. Resultados semelhantes foram obtidos por Costa et al. (2008) para *Brachiaria brizantha* 'Xaraés', enquanto que para *Brachiaria brizantha* 'Marandu', a absorção de K foi superior a de N.

Ressalta-se aqui, que alguns trabalhos relatados referentes à extração de nutrientes pelo capim-Tifton 85 foram realizados em sistemas alagados construídos (SACs), onde há maior disponibilidade de nutrientes, pelas maiores taxas de nutrientes aplicadas nos sistemas. As quantidades de nutrientes acumulados nas plantas é o melhor indicador de sua disponibilidade para as mesmas (ALVAREZ et al., 1996). Outro fator a ser considerado é que nos SACs há menor interação entre os nutrientes e o material suporte, geralmente brita. O solo provavelmente desempenhou papel mais importante na interação de adsorção e liberação de nutrientes para o meio (VILAR et al., 2010), e a consequente absorção pelas plantas, no presente trabalho.

Tabela 7 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P_T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARA e A_QT_0 no segundo corte.

Tratamentos	2° Corte				
	NTK	P_T	K	Na	Ca + Mg
	-----kg ha ⁻¹ -----				
A_QT_0	146,16b	2,49b	66,07a	2,73a	29,67a
$A_A T_1$	141,26b	5,78ab	51,50a	2,10a	24,97a
$A_A T_2$	250,19b	5,33ab	43,93a	2,20a	21,15a
$A_A T_3$	356,84a	10,05a	52,19a	4,67a	32,54a
$A_A T_4$	383,64a	10,35a	59,07a	1,62a	39,75a
Média	255,62	6,80	54,55	2,67	29,62
CV (%)	24,84	30,68	23,17	74,84	32,63

Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 8 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P_T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARL e A_QT₀ no segundo corte.

Tratamentos	2° Corte				
	NTK	P _T	K	Na	Ca + Mg
	-----kg ha ⁻¹ -----				
A _Q T ₀	146,16a	2,49a	66,07a	2,73a	29,67a
A _L T ₁	248,98a	3,69a	41,64a	3,00a	25,14a
A _L T ₂	234,52a	5,25a	65,20a	2,46a	24,87a
A _L T ₃	176,66ab	5,01a	49,65a	2,48a	28,34a
A _L T ₄	216,55a	5,76a	62,27a	4,45a	45,19a
Média	204,57	4,44	56,97	2,98	30,64
CV (%)	23,31	79,75	30,26	42,14	30,93

Médias seguidas da mesma letra colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Com a realização do terceiro corte, aos 120 dias de monitoramento, observou-se que as maiores remoções de nutrientes foram obtidas pelo Tifton-85 cultivado nas colunas de solo fertirrigadas com ARA. Nesse sentido, foram extraídos 234 kg ha⁻¹ de NTK (A_AT₄), 7,9 kg ha⁻¹ de P_T (A_AT₃), 4,5 kg ha⁻¹ de Na (A_AT₄) e 16,7 kg ha⁻¹ de Ca+Mg (A_AT₄). Estes resultados representam uma redução na assimilação de nutrientes de 39% de NTK, 63% de P_T e 58% de Ca+Mg quando comparado com as respectivas maiores remoções no segundo corte para cada tratamento. Entretanto, foi observado que a capacidade extratora do capim-Tifton 85 ainda foi superior em mais de 200% em relação ao tratamento que recebeu adubação química convencional (A_QT₀). Quanto ao potássio, a maior remoção foi encontrada nas colunas de receberam o tratamento A_AT₃ 117,7 8 kg ha⁻¹ (Tabela 16).

Em se tratando das médias dos tratamentos, as remoções de NTK, K, Na e Ca+Mg no tratamento A_AT₄ foram estatisticamente superiores pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5% de probabilidade em relação as remoções obtidas nos tratamentos fertirrigados com adubação química convencional (A_QT₀).

O desempenho do capim-Tifton 85 fertirrigado com ARL na remoção de nutrientes estão dispostos na Tabela 17. As maiores remoções foram de 71,3 kg ha⁻¹ de NTK (A_QT₀), 1,6 kg ha⁻¹ de P_T (A_QT₀), 110 kg ha⁻¹ de K (A_LT₃), 1,8 kg ha⁻¹ de Na (A_LT₄) e 6,9 kg ha⁻¹ de Ca+Mg (A_QT₀). Estes resultados são semelhantes aos observados por Nazário et al. (2014), que ao avaliarem o acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistema de escoamento superficial, constataram variação média de acúmulo de nitrogênio de 228 kg ha⁻¹ para o capim Marandú e de 252 kg ha⁻¹ para o capim-Tifton 85, ambos no primeiro corte. Garcia et al. (2015) avaliaram a extração de nutrientes por duas forrageiras fertirrigadas com esgoto doméstico tratado, e constataram que houve redução significativa para o sódio no primeiro corte do capim-Tifton 85 e o capim Marandú.

Segundo Queiroz et al. (2004) a elevada capacidade de extração de sódio é uma característica desejável nas forrageiras, pois estas podem auxiliar no controle de possíveis problemas de salinização e sodificação do solo. Costa et al. (2013) avaliaram a composição e extração de nutrientes por *trachypogon plumosus* sob adubação e idades de rebrota, e constataram que a extração de NTK, P_T, K, Ca e Mg foi afetada (p<0,05) pela correção e adubação do solo, onde as maiores quantidades absorvidas pela cultura foram de 25,47 e 22,87 kg ha⁻¹ de NTK, 2,67 e 2,27 kg ha⁻¹ de P_T, 5,84 e 4,97 kg ha⁻¹ de Ca, 2,64 e 2,99 kg ha⁻¹ de Mg e 15,67 e 15,05 kg ha⁻¹ de K.

No presente trabalho, observa-se que as remoções de NTK e Ca+Mg não foram estatisticamente diferentes entre todos os tratamentos. Esta característica não se aplica aos demais nutrientes, uma vez que houve diferença estatística pelo teste de Tukey a 5% entre os tratamentos A_QT₀ e A_LT₂ para NTK, Ca+Mg e K (Tabela 17). Estes resultados são corroborados por Queiroz et al. (2004), que avaliaram o capim-Tifton 85 quando submetido à aplicação de água residuária da suinocultura, obtendo remoção média de 61 kg ha⁻¹ de fósforo durante 4 meses de cultivo.

No que se refere à extração de potássio, Matos et al. (2010) observaram um valor médio de 150,1 kg ha⁻¹ de extração de K pelo capim elefante.

Queiroz et al. (2004), ao cultivarem capim-Tifton 85 submetido à aplicação contínua de $91 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de K contido em água residuária da suinocultura, durante 4 meses, em sistema de tratamento por escoamento superficial, obtiveram um valor médio de 591 kg ha^{-1} de extração de potássio.

Tabela 9 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P_T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARA e A_QT_0 no terceiro corte.

3° Corte					
Tratamentos	NTK	P_T	K	Na	Ca + Mg
-----kg ha ⁻¹ -----					
A_QT_0	71,3b	1,6ab	29,2c	1,5c	6,9b
$A_A T_1$	69,5b	1,0b	41,3bc	1,6c	6,6b
$A_A T_2$	171,8a	2,16ab	50,3bc	2,5bc	12,7ab
$A_A T_3$	217,3a	7,91a	117,7a	4,1ab	14,9ab
$A_A T_4$	234,0a	3,84ab	83,5ab	4,5a	16,7a
Média	152,8	3,3	64,4	2,9	11,6
CV (%)	21,2	72,7	27,3	23,8	30,8

Médias seguidas da mesma letra colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 10 Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P_T), potássio (K), sódio (Na) e cálcio mais magnésio (Ca+Mg) pelo capim-Tifton 85 nos tratamentos com ARL e A_QT₀ no terceiro corte

Tratamentos	3° Corte				
	NTK	P _T	K	Na	Ca + Mg
-----kg/ha-----					
A _Q T ₀	71,3b	1,6a	29,2b	1,5b	6,9a
A _L T ₁	35,8a	0,5a	13,4b	0,8b	3,0a
A _L T ₂	58,4a	1,0a	110a	3,7a	7,8a
A _L T ₃	42,0a	1,4a	18,8b	1,5ab	4,2a
A _L T ₄	63,6a	1,1a	26,1b	1,8ab	5,0a
Média	49,2	1,2	37,6	1,8	4,4
CV (%)	26,1	89,0	61,4	52,8	39,0

Médias seguidas da mesma letra colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5.4 Avaliação da Respiração Basal do Solo (RBS)

Com o monitoramento da atividade microbiana por meio da respiração basal (liberação de CO₂) foi possível avaliar os efeitos da aplicação das águas residuárias de laticínio (ARL) e de abatedouro (ARA) bem como das colunas de solo que receberam adubação química convencional (A_QT₀) sobre a microbiota do solo.

De acordo com as Figuras 28 e 29, observa-se uma interação entre os percentuais de umidade do solo, os tratamentos aplicados e a RBS. As maiores atividades da micro e macrofauna biológica na estabilização da matéria orgânica presente nas colunas de solo foram observadas nos tratamentos A_AT₂ (704 μg kg⁻¹ hora⁻¹ de C-CO₂) e A_LT₂ (251 μg kg⁻¹ hora⁻¹ de C-CO₂). Corroborando com este resultado, Finocchiaro e Kremer (2010) verificaram uma relação inversa entre a atividade microbiana do solo e a deposição de efluente de esgoto doméstico tratado quando comparado com a água de rio. Da mesma forma, Kayikcioglu e Sahin (2013) observaram que as maiores

doses aplicadas de efluente de processamento de azeitona, rica em potássio e compostos fenólicos, proporcionaram redução da RBS do solo.

Neste trabalho, levando em consideração que os efluentes de abatedouro e de laticínios são ricos em matéria orgânica, esperava-se o aumento gradual da RBS com o aumento da dose aplicada, pois o carbono orgânico presente no efluente passa a ser utilizado pelos microrganismos como fonte de carbono e energia. Porém, deve-se considerar que elementos presentes nas águas residuárias podem resultar em decréscimo da atividade microbiana quando aplicadas em grandes doses no solo.

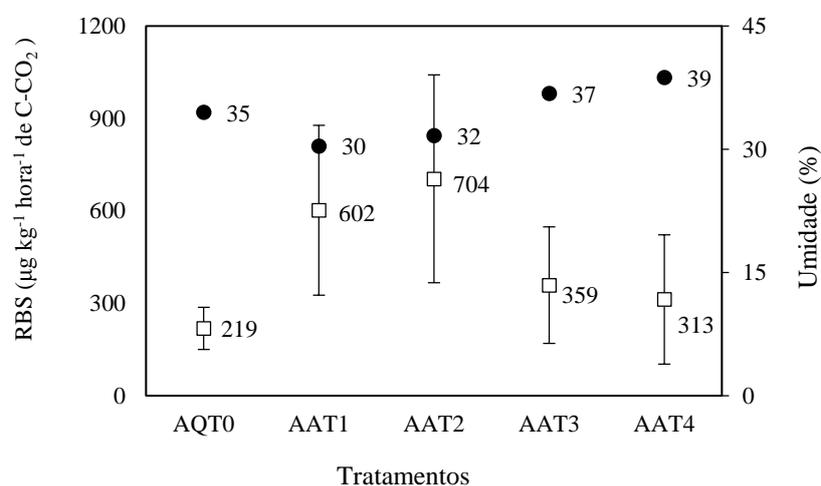


Figura 28 Respiração basal (RBS) (□) e teores de umidade (●) em colunas de latossolo vermelho escuro 30 dias após última aplicação de diferentes doses de água residuária de abatedouro (A_AT₁, A_AT₂, A_AT₃ e A_AT₄) e adubação química (A_QT₀)

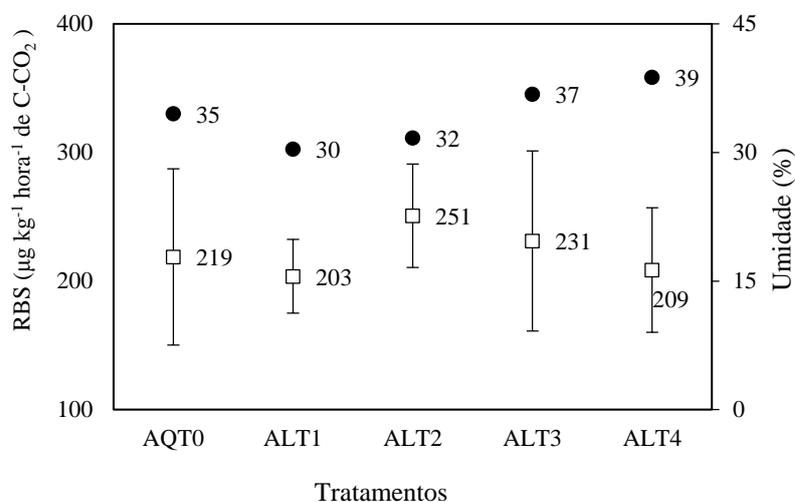


Figura 29 Respiração basal (RBS) (\square) e teores de umidade (\bullet) em colunas de latossolo vermelho escuro 30 dias após última aplicação de diferentes doses de água residuária de laticínios ($A_L T_1$, $A_L T_2$, $A_L T_3$ e $A_L T_4$) e adubação química ($A_Q T_0$)

Em relação à presença de compostos tóxicos nos efluentes, verificou-se menor atividade microbiana nas colunas que receberam a ARL, e neste caso, a elevada concentração de sódio pode ter reduzido a atividade microbiana em relação às colunas que receberam a ARA.

No tratamento $A_Q T_0$, que recebeu apenas adubação química convencional, constatou-se baixa emissão de CO_2 , evidenciando uma respiração basal de $219 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ hora}^{-1} \text{ de C-CO}_2$. Nesse sentido, considerando-se que a maioria dos microrganismos do solo é heterotrófica, este resultado reflete os baixos teores de matéria orgânica presente no solo utilizado no estudo ($16,4 \text{ g kg}^{-1}$), que provavelmente é formada por um material altamente recalcitrante e já estabilizado (CFSEMG, 1999).

A RBS possui uma estreita relação com as condições abióticas do solo, entre elas a umidade, temperatura e aeração. Assim como outros processos metabólicos, a respiração é dependente do estado fisiológico da célula microbiana e é influenciada por diversos fatores do solo, como: a umidade, a

temperatura, a estrutura, a disponibilidade de nutrientes, a textura, a relação C/N, a presença de resíduos orgânicos, entre outros. Altas taxas de respiração podem indicar tanto um distúrbio ecológico como um alto nível de produtividade do ecossistema.

Nesse sentido, é importante destacar que a interação entre os resultados de RBS e umidade do solo apresentaram correlação forte ($r = -0,79$) para os tratamentos que receberam ARA e moderada ($r = -0,68$) nos tratamentos com ARL, indicando que, nesta situação experimental, o aumento da umidade do solo é um fator que está proporcionando redução das atividades biológicas na estabilização da matéria orgânica presente nele. Fato justificável, uma vez que a maior umidade do solo proporciona redução da presença de oxigênio, e conseqüentemente reduz o desempenho microbiológico.

Contra-pondo-se a estes resultados, Sparling et al. (2006) verificaram aumento da atividade microbiana ao longo do tempo, em função da irrigação com efluente de esgoto doméstico tratado em quatro solos da Nova Zelândia, aumentando a RBS. Entretanto, Sousa et al. (2014) avaliaram a atividade microbiana no solo cultivado com café após lançamento de água residuária de suinocultura, e constataram que não houve diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey entre as dosagens de 0, 125, 250 e 500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N aplicado.

Na Tabela 18 estão representadas detalhadamente as características da respiração basal do solo.

Tabela 11 Respiração basal em colunas de latossolo vermelho escuro cultivadas com capim-Tifton 85 em função da aplicação de diferentes doses de ARA, ARL e A_QT₀.

Respiração basal do solo ($\mu\text{g kg}^{-1} \text{ hora}^{-1}$ de C-CO ₂)				
Tratamentos	Média \pm DP	Mínimo	Máximo	CV (%)
A _Q T ₀	219 \pm 69	150,7	286,3	31
A _A T ₁	602 \pm 276	324,3	875,5	46
A _A T ₂	704 \pm 338	355,1	1028,8	48
A _A T ₃	359 \pm 189	213,5	573,0	53
A _A T ₄	312 \pm 210	149,8	549,0	67
A _L T ₁	203 \pm 29	170,7	223,2	13
A _L T ₂	251 \pm 40	225,9	297,1	16
A _L T ₃	321 \pm 70	157,9	297,4	30
A _L T ₄	209 \pm 48	152,8	238,3	23

Os valores de respiração basal observados no presente trabalho são condizentes com valores reportados na literatura, apesar de a comparação não ser simples entre os diferentes experimentos, pois as condições ambientais influenciam diretamente na atividade microbiana, tais como: tipo de solo, umidade do solo, temperatura, espécie de planta cultivada, características da água residuária e dosagem aplicada, entre outros fatores. Simões et al. (2013) verificaram, após 45 dias de aplicação de esgoto doméstico com diferentes diluições, em vasos cultivados com mamona, valores entre 138 e 555 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{ hora}^{-1}$ de C-CO₂ (valores calculados pelo autor do presente trabalho).

Souza et al. (2014) verificaram que 30 dias após a aplicação de dejetos de suinocultura na cultura do cafeeiro, houve aumento, em média, de 2,26 para 5,76 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{ hora}^{-1}$ de C-CO₂ na respiração basal do solo. Como comparação, em solo de cerrado, D'Andréa et al. (2002) verificaram que a RBS média variou na profundidade de 0 - 0,40 m de 19,4 a 25,6 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{ hora}^{-1}$ de C-CO₂. Assim, mesmo nas colunas em que não foi aplicada água residuária, a atividade microbiana esteve presente, degradando a pouca matéria orgânica

original do solo e também os detritos acumulados a partir da senescência do capim-Tifton 85.

Em função da presença de óleos e graxas na ARL com coloração característica (esbranquiçada), foi possível acompanhar o desenvolvimento da degradação do material retido na superfície do solo. A degradação se deu em parte, provavelmente pela atividade microbiana. A Figura 30 demonstra a atividade biológica na degradação da matéria orgânica em coluna submetida aos tratamentos com ARL em diferentes dias após a aplicação ocorrida no dia 10 de novembro de 2015.

O processo de degradação visualizado na Figura 30 evidencia a importância do manejo da água residuária no solo. Mesmo com a aplicação de doses elevadas de óleos e graxas presente na água residuária, não houve formação de incrustações superficiais que poderia resultar no selamento superficial e, como consequência, a redução da capacidade de infiltração da água no solo. Fato este tipicamente relatado quando há aplicação de efluentes ricos em óleos e graxas no solo (MATOS, 2010).



Figura 30 Avaliação visual da atividade microbiológica do solo na degradação da matéria orgânica em coluna de solo fertirrigada com ARL em diferentes épocas (A) um dia, (B) 7 dias, (C) 21 dias e (D) 30 dias após a aplicação da ARL

5.5 Atributos químicos do solo após fertirrigação com ARA, ARL e A_QT_0 .

As retenções de nutrientes fornecidos por ARA, ARL e adubação química convencional (A_QT_0) ao solo, na camada de 0-0,20 m, estão presentes nas Tabelas 19 e 20. Observa-se que não houve diferença estatística para NTK nas colunas de solo entre todos os tratamentos com a aplicação das águas residuárias. Entretanto, o efeito da maior dosagem de ARA proporcionou maior fornecimento de nutrientes ao solo e conseqüentemente maior retenção nesta condição de estudo. Assim, os valores máximos encontrados foram de 2,62 mg kg⁻¹ de P_{Disp} e 5,49, 5,67 e 1,91 g kg⁻¹ de K, Na e Ca+Mg respectivamente nas colunas de solo que receberam $A_A T_4$, sendo estes resultados, com exceção do K, foram superiores e estatisticamente

significativos pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade em comparação às retenções observadas nas colunas que receberam o tratamento A_QT_0 (Tabela 19). Observa-se que o pH do solo em água, antes da aplicação dos tratamentos, era de 5,6 (Tabela 5), após 116 dias de monitoramento, mesmo ocorrendo um leve aumento, no geral não se observou efeito significativo pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade dos tratamentos ARA, ARL e A_QT_0 no solo.

Com relação ao sódio, Ribeiro, Freire e Montenegro (2003) afirmam que o aumento de Na no solo provocado pela irrigação com efluentes, pode causar toxidez a algumas culturas e modificar as propriedades físicas do solo. Estes autores ainda relatam que as altas concentrações de Na promovem dispersão das argilas, que conseqüentemente poderá afetar a aeração do solo, infiltração de água e as atividades radiculares das culturas devido ao entupimento dos poros do solo. Neste trabalho, verificou-se aumento nas concentrações de sódio na camada de 0-0,20 m com o aumento da dose da ARA e da ARL.

Tal como observado no presente trabalho, Vieira José et al. (2009), estudando o efeito da aplicação do efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no desenvolvimento do milho, constataram a redução do pH de 6,4 para 5,8, e do fósforo disponível de 10,5 para 3,6 mg kg⁻¹ na camada de 0-0,2 m quando receberam uma dosagem de 900 m³ ha⁻¹. Este fato pode estar associado à complexação do fósforo pela matéria orgânica adicionada no solo com a ARA, ou, em parte, devido à absorção pelas plantas do fósforo disponível, e a adsorção do fósforo pela matriz do solo. Outro fator relevante se deve à formação de sais de baixa solubilidade, como o fosfato de alumínio e de ferro, que se formam em menores valores de pH (OLIVEIRA et al., 2014), ocorrendo, com isso, a indisponibilidade do fósforo.

Quanto ao Ca+Mg e Na, os resultados máximos foram de 1,80 g kg⁻¹ (A_QT_0) e 7,59 g kg⁻¹ (A_{LT_3}), respectivamente. Embora se tenha observado incremento de mais de 100% nos teores de Na, Ca+Mg e K, estes resultados não foram significativos à 5% de probabilidade pelo teste de Tukey quando

comparado ao tratamento A_QT₀. Quanto ao P_{Disp}, se observou redução de 14% em comparação ao solo antes da aplicação dos tratamentos (Tabela 20).

Observou-se ainda que, os solos fertirrigados com ARL apresentaram teores máximos de 2,86 mg kg⁻¹ de P_{Disp}, 1,85 e 6,19 g kg⁻¹ de NTK e K respectivamente nos tratamentos A_LT₄. Oliveira et al. (2014) avaliaram a disposição de água residuária de laticínio em argissolo vermelho e constataram que os maiores valores de NTK foram de 217 g kg⁻¹ na camada de 0-0,10 m de profundidade.

Souza et al. (2009) avaliaram nitrogênio e fósforo em solo fertirrigado com efluente primário da suinocultura, e constataram na profundidade de 0,10 m, em comparação às condições iniciais de experimento, haver reduções nas concentrações de P_{Disp} em relação à testemunha (adubação recomendada para o tomateiro. Segundo Fonseca et al. (2007), o aporte de P para o solo em razão da aplicação via águas residuárias, é baixo, uma vez que os incrementos pronunciados de P_{Disp}, após a aplicação do efluente, foram observados superficiais e subsuperficiais após cinco anos de duração (MEDEIROS et al., 2005).

Tabela 19 Incorporação de NTK, P_{Disp}, K, Na e Ca+Mg em colunas de solo cultivadas com capim-Tifton 85 e fertirrigadas com ARA e A_QT₀.

Tratamentos	pH _{Água}	P _{Disp}	NTK	K	Na	Ca + Mg
		--mg kg ⁻¹ --	-----g kg ⁻¹ -----			
A _Q T ₀	5,91a	1,23b	0,81a	3,92ab	0,69b	1,80a
A _A T ₁	5,98a	0,45b	0,79a	2,42b	0,92b	1,22b
A _A T ₂	5,99	0,68b	0,87a	2,62b	1,07b	1,31b
A _A T ₃	6,05a	1,15b	1,06a	3,70ab	2,60b	1,44b
A _A T ₄	5,98a	2,62a	1,02a	5,49a	5,67a	1,91b
Média	5,98	1,22	0,91	3,62	2,19	1,68
CV (%)	0,98	26,15	23,41	20,11	47,87	15,80

Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 12 Incorporação de NTK, P_{Disp}, K, Na e Ca+Mg em colunas de solo cultivadas com capim-Tifton e fertirrigadas com ARL e AQT₀.

Tratamentos	pH _{Água}	P _{Disp}	NTK	K	Na	Ca + Mg
		--mg kg ⁻¹ --	-----g kg ⁻¹ -----			
AQT ₀	5,91a	1,23ab	0,81b	2,30a	0,69a	1,80a
ARLT ₁	6,01a	0,57b	1,49a	3,87a	6,74a	1,32ab
ARLT ₂	6,10a	0,51b	1,44a	4,88a	6,09a	1,12b
ARLT ₃	5,69a	1,60ab	1,72a	5,44a	7,59a	1,40ab
ARLT ₄	5,93a	2,86a	1,85a	6,19a	7,35a	1,22ab
Média	5,94	1,36	1,46	4,54	5,69	1,92
CV (%)	2,64	53,70	14,19	50,86	48,09	16,96

Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O sistema composto por solo e capim-Tifton 85 proporcionou eficiente mineralização do aporte orgânico no solo após as taxas de aplicações de ARL e ARA, expressa na forma de DQO e NTK no percolado;

A capacidade de assimilação de nitrato pela cultura e redução da nitrificação na coluna em função do acréscimo de umidade, reduziram suas concentrações, ao final do experimento, ao limite estabelecido pela legislação;

O capim-Tifton 85 apresentou melhores respostas nutricionais e de produtividade quando submetido aos tratamentos com ARA, embora se tenha constatado redução de nutrientes essenciais inferiores ao recomendado para o ótimo desempenho da cultura;

A respiração basal do solo associada ao fornecimento microrganismos presente nas águas residuárias, indica a capacidade de mineralização da matéria orgânica via biológica nos solos;

Embora se tenha observado retenção de PDisp e NTK no solo, a presença de sódio nos tratamentos com ARL, principalmente, apresentou possíveis restrições ao bom desempenho forrageiro do capim-Tifton 85.

Para futuras pesquisas recomenda-se :

- que se avalie o percolado por períodos de monitoramento superiores ao realizado neste trabalho, visto que é importante observar as condições de solo, variações climáticas e efeito das águas residuárias a longo prazo;

- avaliar a RBS em função da profundidade e substâncias tóxicas à atividade biológica do solo;

- avaliar os grupos microbiológicas predominantes do solo e águas residuárias, a fim de observar quais destes seriam responsáveis, em grande parte, pela degradação biológica da matéria orgânica no solo estudado.

REFEFÊNCIAS

- AARONS, S. R.; MELLAND, A. R.; DORLING, L. Dairy farm impacts of fencing riparian land: Pasture production and farm productivity. **Journal of Environmental Management**, London, v. 130, p. 255-266, 2013.
- ABOU-ELELA, S. I.; KAMEL, M. M.; FAWZY, M. E. Biological treatment of saline wastewater using a salt-tolerant microorganism. **Desalination**, Amsterdam, v. 250, n. 1, p. 1-5, 2010.
- AGUIAR, A. D. et al. Parâmetros de crescimento de uma pastagem de Tifton 85 irrigada e submetida ao manejo intensivo do pastejo. **Fazu**, Uberaba, v. 3, n. 3, p. 25-27, 2006.
- AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 5, p. 901-910, 2006.
- ALFAIA, S. S. Caracterização e distribuição das formas do nitrogênio orgânico em três solos da Amazônia central. **Acta amazônica**, Manaus, v. 36, n. 2, p. 135-140, 2006.
- ALLEN, R. G. et al. **Evapotranspiration del cultivo: guias para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos**. Roma: FAO, 2006. 298 p. (Paper, 56).
- ALVAREZ V., V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, MG: UFV, 1996. p. 615-646.
- ALVIM, M. J. et al. Resposta do Tifton 85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, p. 2345-2352, 1999.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

ANAMI, M. H. et al. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 2, n. 1, p. 75-80, 2008.

ANDRADE, E. M. et al. Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciência Rural**, Santa maria, v. 39, n. 1, p. 88-95, 2009.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

ARAÚJO, M. C.; OLIVEIRA, M. B. M. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 247257, 2013.

ASSIS JUNIOR, S.L.; ZANUNCIO, J.C. & KASUYA, M.C.M. Atividade microbiana do solo em sistemas agrofloretais, monoculturas, mata natural e área desmatada. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, p. 35-41, 2003.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e drenagem, 29).

BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II-perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, 2005.

BOLZANI, H. R.; OLIVEIRA, D. L. A.; LAUTENSCHLAGER, S. R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 4, p. 385-392, 2012.

BOW, J. R.; MUIR, J. P. Dynamics of harvesting and feeding Cynodon hybrid Tifton 85 hay of varying maturities to wether kids. **Small Ruminant Research**, Amsterdam, v. 93, p. 198-201, 2010.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESP, 1993. 764 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 34, de 28 de maio de 2008**. Disponível em: <<http://sislegis.action/detalhaAto.do?method=visualizarAtoPortalMapa&chave=284275208>>. Acesso em: 22 jan. 2016.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; FIA, R. Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 11, n. 1/4, p. 43-51, 2003.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Projeções do agronegócio: Brasil 2014/2014 a 2024/2025**. Brasília, 2015. 109 p.

BREVIK, E. C. Soils and climate change: gas fluxes and soil processes. **Soil Horizons**, North Dakota, v. 53, n. 4, p. 12-23, 2012.

BRIÃO, V. B. **Processos de Separação por Membranas para Reuso de Efluentes de Laticínios**. 2007. 163 f. Doutorado (Tese de Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

BRIÃO, V. B.; TAVARES, C. R. G. Ultrafiltração de efluente da indústria de laticínios para recuperação de nutrientes: efeito da pressão e da velocidade tangencial. **Brazilian Journal Food Technology**, Campinas, v. 15, n. 2, p. 352-362, 2012.

BRINK, G. E.; SISTANI, K. R.; ROWE, D. E. Nutrient uptake of hybrid and common bermudagrass fertilized with broiler litter. **Agronomy Journal**, Madison, v. 96, p. 1509-1515, 2004.

BRITO, F. B. et al. Qualidade do percolado de solos que receberam vinhaça, em diferentes doses e tempo de incubação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 318-323, 2007.

BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Teores de potássio e sódio e em solos após a aplicação de vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 52-56, 2005. Supl.

BURKART, A. Evolution of grasses and grasslands in South America. **Taxonomy**, London, v. 24, n. 1, p. 53-66, 1975.

BURTON, G. W.; GATES, R. N.; HILL, G. M. Registration of 'Tifton 85' bermudagrass. **Crop Science**, Madison, v. 33, p. 644–645, 1993.

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**, London, v. 161, p. 287-302, 2015.

CAMARGO, A. C. et al. Produção de leite a pasto. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 18., 2001, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2001. p. 285-319.

CARVALHO, L. G. et al. Evapotranspiração de referência: uma abordagem atual de diferentes métodos de estimativa. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 41, n. 3, p. 456-465, 2011.

CAVINATTO, A. S.; PAGANINI, W.S. Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo – estudo de caso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 42-51, 2007.

CERETTA, C. A. et al. Dejeito líquido de suínos: I., perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

COAVILLA, F. A. et al. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivados com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 4, p. 283-287, 2005. Supl.

COELHO, E. F. et al. Concentração de nitrato no perfil do solo fertigado com diferentes concentrações de fontes nitrogenadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 3, p. 263-269, 2014.

COLEMAN, D. C. et al. Soil respiration from four aggrading forested watersheds measured over a quarter century. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 157, n. 1/3, p. 247-253, 2002.

COMINO, E.; RIGGIO, V. A.; ROSSO, M. Biogas production by anaerobic codigestion of cattle slurry and cheese whey. **Bioresource Technology**, Essex, v. 114, p. 46- 53, 2012.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG, 1999. 359 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 92, p. 89, maio 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 22 jan. 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras

CORRÊA, L. A.; SANTOS, P. M. **Irrigação de pastagens formadas por gramíneas forrageiras tropicais**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2006. 6 p. (Comunicado Técnico, 48).

COSTA, F. S. et al. Calagem e as propriedades eletroquímicas e físicas de um latossolo em plantio direto. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 1, p. 281-284, 2004.

COSTA, K. A. P. et al. Extração de macronutrientes pela fitomassa do capim-xaraés em função de doses de nitrogênio e potássio. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 1162-1166, 2008.

COSTA, M. S. S. M. et al. Compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 540-548, 2005.

COSTA, N. L. et al. Composição e extração de nutrientes por *trachypogon plumosus* sob adubação e idades de rebrota. **Revista Archivos de Zootecnia**, Córdoba, v. 62, n. 238, p. 227-238, 2013.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 913-923, 2002.

DEON, M. D. et al. Produtividade e qualidade da cana-de-açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 10, p. 1149-1156, 2010.

DE POLLI, H.; PIMENTEL, M. S. Indicadores de qualidade do solo. In: AQUINO, A. M.; ASSIS, R. L. (Ed.). **Processos biológicos no sistema solo-planta**: ferramentas para uma agricultura sustentável. Brasília: Embrapa, 2005. p. 17-28.

DIAS FILHO, M. B. Os desafios da produção animal em pastagens na fronteira agrícola brasileira. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 40, p. 243-252, 2011. Suplemento.

DING, W. et al. Responses of soil respiration to N fertilization in a loamy soil under maize cultivation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 155, n. 3/4, p. 381-389, 2010.

DOBLINSKI, A. F. et al. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, p. 87-93, 2010.

DRUMMOND, L. C. D. et al. Produção de matéria seca em pastagem de Tifton 85 irrigada com diferentes doses de dejetos líquidos de suíno. **Revista de Engenharia Agrícola**, Botucatu, v. 26, n. 2, p. 426-433, 2006.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 2, p. 393-402, 2007.

ERTHAL, V. J. T. et al. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertirrigadas com água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 458-466, 2010.

EUROPEAN COMMISSION . **Integrated pollution prevention and control**: food, drink and milk industries. Sevilla, 2006. 591 p.

FAGUNDES, J. L. et al. Índice de área foliar, interceptação luminosa e acúmulo de forragem em pastagens de *Cynodon* spp. sob diferentes intensidades de pastejo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 56, n. 4, p. 1141-1150, 1999.

FAGUNDES, J. L.; MOREIRA, A. L.; FREITAS, A. W. P. Capacidade de suporte de pastagens de capim-Tifton 85 adubado com nitrogênio manejadas em lotação contínua com ovinos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 40, n. 12, p. 2651-2657, 2011.

FAPPI, D. A. **Micro e ultrafiltração como pós-tratamento para reúso de efluentes de abatedouro e frigorífico de suínos**. 2015. 128 f. Dissertação (Programa de Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

FARIAS, S. G. G. et al. Estresse salino no crescimento inicial e nutrição mineral de gliricídia (*Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Steud) em solução nutritiva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 5, p. 1499-1505, 2009.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FERREIRA, P. A. et al. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café conilon. **Acta Scientiarum-Agronomy**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 29-35, 2006.

FIA, F. R. L. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FIA, R. et al. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 112-113, 2014.

FIA, R. et al. Start-up of anaerobic reactors for slaughterhouse wastewater treatment. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 2, p. 331-339, 2015.

FINOCCHIARO, R. G.; KREMER, R. J. Effect of municipal wastewater as a wetland water source on soil microbial activity. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 4, p. 1974-1985, 2010.

FONSECA, A. F. et al. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 87, p. 328-336, 2007.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Plano de ação para adequação ambiental das indústrias de recepção e preparação de leite e fabricação de produtos de laticínios no Estado de Minas Gerais**: relatório final. Belo Horizonte, 2011. 129 p.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 569-577, 2004.

GARCIA, G. O. et al. Massa seca e extração de nutrientes por duas forrageiras fertirrigadas com esgoto doméstico tratado. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 31, n. 1, p. 215-226, 2015.

GLOAGUEN, T. V. et al. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 88, p. 119-131, 2007.

GREENWOOD, K. L.; McKENZIE, B. M. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v. 41, p. 1231-1250, 2001.

HIREL, N. et al. Challenge of improving nitrogen use efficiency in crop plants: toward a more central role for genetic variability and quantitative genetics within integrated approaches. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 58, n. 9, p. 2369-2387, 2007.

HU, B. New strategies for environmental water analysis. In: INTERNATIONAL CONFERENCE AND EXHIBITION ON WATER AND THE ENVIRONMENT, 1., 2009, Stellenbosch. **Proceedings...** Stellenbosch: [s. n.], 2009. 1 CD ROM.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário de 2006**. 2007. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/1995_1996/default.shtm>. Acesso: 28 jul. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.

Estatística de produção agropecuária. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201404_publ_completa.pdf>. Acesso em: 21 out. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.

Produção brasileira de leite. 2014. Disponível em: <http://ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201401_publ_completa.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2016.

INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL.

Draft reference document on best available technologies in the slaughterhouses and animal by-product industries. Sevilha, 2002. Disponível em: <<http://eippcb.jrc.es>>. Acesso em: 22 jan. 2016.

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELINSKI, M.; DEBOWSKI, M.

Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 10, p. 4199-4205, 2008.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.

KAYIKCIOGLU, H. H.; SAHIN, B. Long-term effects of olive mill wastewater sludge on soil biological properties and yield efficiency: A case study of a fig grove in southern Turkey. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, Florence, v. 11, n. 2, p. 950-958, 2013.

KOTHARI, R.; TYAGI, V. V.; PATHAK, A. Waste-to-energy: a way from renewable energy sources to sustainable development. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 14, n. 9, p. 3164–3170, 2010.

KRIEGER, E. I. F. **Avaliação do Consumo de água, racionalização do uso e reúso do efluente líquido de frigorífico de suínas na busca sustentabilidade socioambiental da empresa.** 2007. 128 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

KRIEGER, E. I. F.; RODRIGUEZ, M. T. R. **Balço hídrico em um matadouro de suínos e avaliação do uso da água em pocilgas de espera.**

2007. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR10559_Krieger.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2015.

LAURINDO, V.T. et al. Padrão de distribuição de K, Ca, Mg e P no solo de um pomar de citros em função da fertirrigação. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 909-921, 2010.

LEAL, R. M. P. et al. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 242-249, 2009.

LOBO, H. L. L. et al. Crescimento inicial de duas gramíneas (Tifton 85 e Gramão) irrigadas sob diferentes águas. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 32-38, 2014.

LO MONACO, P. A. et al. Características químicas do solo após fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 3, p. 348-364, 2009.

LO MONACO, P. A. et al. Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 17, n. 6, p. 473-480, 2009.

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

LO MÔNACO, P. A.; GARCIA, G. O.; MATOS, A. T. Caracterização da água residuária da lavagem e despolpa dos frutos dos cafeeiros Arábica e Conilon. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 3., 2003, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: [s. n.], 2003.

LUDOVICE, M. T. F. **Estudo do efeito poluente da vinhaça infiltrada em canal condutor de terra sobre o lençol freático.** 1999. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Estadual, Campinas, 1999.

MACHADO, R. M. G.; SILVA, P. C.; FREIRE, V. H. Controle ambiental em indústrias de laticínios. **Brasil Alimentos**, Pinheiros, n. 7, p. 34-36, mar./abr. 2001.

- MAGGI, C. F. et al. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011.
- 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.
- MARSALIS, M. A. et al. Yield and nutritive value of forage bermudagrasses grown using subsurface drip irrigation in the southern high plains. **Crop Science**, Madison, v. 47, p. 1247-1256, 2007.
- MARTINELLI, L. A. et al. Sugar and ethanol production as a rural development strategy in Brazil: Evidence from the state of São Paulo. **Agricultural Systems**, Essex, v. 104, n. 5, p. 419-428, 2011.
- MARTINELLI, L. A. Os caminhos do nitrogênio: do fertilizante ao poluente. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 118, p. 6-10, 2007.
- MATOS, A. T. et al. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 1311-1317, 2010.
- MATOS, A. T. et al. Produtividade e composição química do capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 1, 2013.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.
- MATOS, A. T. **Poluição ambiental**: impactos no meio físico. Viçosa, MG: UFV, 2010. 260 p.

MEDEIROS, S. S. et al. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.

MEES, J. B. R. et al. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.

MELO, R. F. et al. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 456-465, 2006.

MENDES, A. A. et al. Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 2, n. 28, p. 296-30, 2005.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering**: treatment, disposal and reuse. 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

METCALF & EDDY, INC. Wastewater reclamation and reuse. In: **Wastewater engineering**: treatment, disposal and reuse. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003. p. 1137-1191.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Executivo**, Belo Horizonte, 2008.

MIRANDA, J. et al. Composição química da solução de solo sob diferentes coberturas vegetais e análise de carbono orgânico solúvel no deflúvio de pequenos cursos de água. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 4, p. 633-647, 2006.

MITTIAL, G. S. Treatment of wastewater from abattoirs before land application: a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 97, n. 9, p. 1119-1135, 2006.

- MORAES, A. L. M. Brazil responses to the world economic and financial crisis: an agricultural approach. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 18, n. 4, p. 29-35, 2009.
- MOURA, J. A. et al. Respiração basal e relação de estratificação em solo cultivado com citros e tratado com resíduos orgânicos no estado de Sergipe. **Semina**, Londrina, v. 36, n. 2, p. 731-746, 2015.
- NAZÁRIO, A. Z. et al. Acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistema de escoamento superficial para tratamento de esgoto doméstico. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 19, n. 1, p. 97-108, 2014.
- NOGUEIRA, S. F. et al. Treated sewage effluent: agronomical and economical aspects on bermudagrass production. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 116, p. 151-159, 2013.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F.N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 471-550.
- OLIVEIRA, A. B. M. et al. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 58, n. 6, p. 690-700, 2011.
- OLIVEIRA, A. P. P. et al. Respostas do capim-Tifton 85 à aplicação de nitrogênio: cobertura do solo, índice de área foliar e interceptação da radiação solar. **Revista Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 62, n. 2, p. 429-438, 2010.
- OLIVEIRA, J. F. et al. Avaliação de sistema de tratamento de laticínio e o efeito do efluente gerado nos atributos físico-químico de um argissolo vermelho. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 22 n. 1, p. 58-66, 2014.
- OLIVEIRA, J. P. M. et al. Alterações químicas e avaliação de p disponível na região adjacente aos grânulos de superfosfato triplo e diamônio fosfato em solos ácidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 38, n. 5, p. 1526-1536, 2014.
- PACHECO, J. W. F. **Guia técnico ambiental de frigoríficos: industrialização de carnes (bovina e suína)**. São Paulo: CETESB, 2008.
- PACHECO, J. W. F.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abate (bovino e suíno)**. São Paulo: CETESB, 2008.

PAOLUCCI, A. A. P. **Formulação de um meio de cultura á base de soro de queijo para a produção de *Lactococcus lactis* ssp. *Lactis***. 1991. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1991.

PASSEGGI, M.; LÓPEZ, I.; BORZACCONI, L. Modified UASB reactor for dairy industry wastewater: performance indicators and comparison with the traditional approach. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 26. p. 90-94, 2012.

PATTNAIK, R. et al. Improving multi-soil-layer (MSL) system remediation of dairy effluent. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 32, p. 1-10, 2008.

PAULA, M. B. et al. Uso da vinhaça no abacaxizeiro em solo de baixo potencial de produção. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 7, n. 7, p. 1217-1222, 1999.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 911-920, 2008.

PELL, M.; NYBERG, F.; LJUNGGREN, H. Microbial numbers and activity during infiltration of septic-tank effluent in a subsurface sand filter. **Water Research**, New York, v. 24, n. 2, p. 1347-1354, 1990.

PHILIPPI JÚNIOR, A.; AGUIAR, A.O. Resíduos sólidos: características e gerenciamento. In: PHILIPPI JÚNIOR, A. (Org.). **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri: Manole, 2005. p. 267-321.

PINTO, L. F. M. et al. Dinâmica do acúmulo de matéria seca em pastagens de Tifton 85 sob pastejo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 436-447, 2001.

PORWAL, H. J.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. **Water Resources and Industry**, Muttentz, v. 9, p. 1-15, 2015.

PRADO, R. M.; PANCELLI, M. A. Resposta de soqueiras de cana-de-açúcar à aplicação de nitrogênio em sistema de colheita sem queima. **Bragantia**, Campinas, v. 67, n. 4, p. 951-959, 2008.

PRUSKI, F. F. et al. Infiltração de água no Latossolo Roxo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 1, p. 77-84, 1997.

QASIM, W.; MANE, A. V. Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques. **Water Resources and Industry**, Muttentz, v. 4, p. 1-12, 2013.

QUAGGIO, J.A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 2000. 111 p.

QUARESMA, J. P. S. et al. Produção e composição bromatológica do capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) submetido a doses de nitrogênio. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 33, n. 2, p. 145-150, 2011.

QUEIROZ, F. M. et al. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1991. 343 p.

RIBAS, T. B. C.; FORTES NETO, P. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 3, p. 81-94, 2008.

RIBEIRO, C. S. G.; CORÇÃO, M. Consumo de carne no Brasil: entre valores socioculturais e nutricionais. **Revista Demetra**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 3, p. 425-438, 2013.

RIBEIRO, M. R.; FREIRE, F. J.; MONTENEGRO, A. A. A. Solos halomórficos do Brasil: ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. In: CURI, N. et al. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 165-208.

RIBEIRO, M. S. et al. Efeitos de águas residuárias de café no crescimento vegetativo de cafeeiros em seu primeiro ano. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 4, p. 569-577, 2009.

RICO, C.; GARCÍA, H.; RICO, J. L. Physical–anaerobic–chemical process for treatment of dairy cattle manure. **Bioresource Technology**, Essex, v. 102, p. 2143-2150, 2011.

- RIGO, E. **Aplicação de lípases como auxiliar no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos**. 2004. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai, Erechim, 2004.
- RODRIGUES, B. H. N.; MAGALHÃES, J. A.; LOPES, E. A. Irrigação e adubação nitrogenada em três gramíneas forrageiras. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 36, n. 3, p. 274-278, 2005.
- RODRIGUES, K.; MARINHO, G. **Fungos e águas residuárias industriais: nova tecnologia**. Recife: Imprima, 2012. 200 p.
- RODRIGUES, M. B. et al. Efeitos de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico no solo e na produtividade da alface. **Revista Engenharia Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 3, p. 173-182, 2011.
- ROSOLEM, C. A. et al. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 6, p. 1033-1044, 2006.
- SÁ JUNIOR, A. et al. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, Wien, v. 108, p. 1-7, 2012.
- SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.
- SANTOS, J. S. et al. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 11, p. 1226-1233, 2010.
- SARAIVA, C. B. **Potencial poluidor de um laticínio de pequeno porte: um estudo de caso**. 2008. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.
- SENGIK, E.; RIBEIRO, A. C.; CONDE, A. R. Efeito da vinhaça em algumas propriedades de amostras de dois solos de Viçosa, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 12, n. 1, p. 11-15, 1988.

SEVERINO, L. S. et al. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, v. 5, n. 1, 2004.

SHARMA, S. B. et al. Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. **Singer Plus**, Gujarat, v. 2, n. 1, p. 587-599, 2013.

SILVA, D. F. et al. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 243-251, 2011.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. ampl. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SILVA, N. F. et al. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. **Revista Irriga**, Botucatu, p. 340-350, 2012. Especial.

SILVA, R. R. et al. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 5, p. 1585- 1592, 2010.

SIMÕES, K. S. et al. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 5, p. 518-523, 2013.

SINGH, P. K.; DESHBHRATAR, P. B.; RAMTEKE, D. S. Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties, crop yield and environment. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 103, p. 100-104, 2012.

SMANHOTTO, A. **Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja**. 2008. 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade do Estado de São Paulo, São Paulo, 2008.

SMANHOTTO, A. et al. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 30, p. 347-357, 2010.

- SORATO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo decorrentes da aplicação em superfície de calcário e gesso em sistema plantio direto recém-implantado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 675-688, 2008.
- SOUSA, R. C. S. et al. Adsorção de alfa-lactalbumina do soro de leite em hidroxiapatita: efeito do pH e da temperatura e análise termodinâmica. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 37, n. 6, p. 950-955, 2014.
- SOUZA, F. A. et al. Atividade microbiana e produção da lavoura cafeeira após adubação com dejetos líquidos de suínos. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 4, p. 1041-1049, 2014.
- SOUZA, J. A. R. et al. Variação do nitrogênio e fósforo em solo fertirrigado com efluente do tratamento primário da água residuária da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 3, 2009.
- SOUZA, T. R. et al. Dinâmica de nutrientes na solução do solo em pomar fertirrigado de citros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 6, p. 846-854, 2012.
- SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. In: MUNSON, R. D. (Ed.). **Potassium in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1985. p. 201-276.
- SPARLING, G. P. et al. Nutrient leaching and changes in soil characteristics of four contrasting soils irrigated with secondary-treated municipal wastewater for four years. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 44, n. 2, p. 107-116, 2006.
- STRYDOM, J. P.; MOSTERT, J. F.; BRITZ, T. J. Two-phase anaerobic digestion of different dairy effluents using a hybrid bioreactor. **Water SA**, Pretoria, v. 23, n. 2, p. 151-155, 1997.
- TANG, X. et al. Soil atmospheric exchange of CO₂, CH₄, and N₂O efflux in three subtropical forest ecosystems in southern China. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, n. 3, p. 546-560, 2006.
- TÁVORA, F. J. A. F.; FERREIRA, R. G.; HERNANDEZ, F. F. F. Crescimento e relações hídricas em plantas de goiabeira submetidas a estresse salino com NaCl. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 23, n. 2, p. 441-446, 2001.

- TOCCHI, C. et al. Dairy wastewater polluting load and treatment performances of an industrial three-cascade-reactor plant. **Process Biochemistry**, London, v. 48, p. 941–944, 2013.
- TREVISAN, A. P. et al. Atributos químicos do solo e qualidade do percolado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2686-2697, 2013.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Revista Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 1-10, 2008.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME; DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Cleaner production assessment in meat processing**. Copenhagen, 2000. 83 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY. **Effluent limitations guidelines and new source performance standards for the meat and poultry products point source category**. Washington, 2004.
- VIEIRA JOSÉ, J. et al. Efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no solo e no desenvolvimento do milho. **Pesquisa Aplicada e Agrotecnologia**, Guarapuava, v. 2, n. 1, p. 52-59, 2009.
- VILAR, C. C. et al. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 1059-1068, 2010.
- VILELA, L.; SOUZA, D. M. G.; SILVA, J. E. Adubação potássica. In: SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2004. p. 169-183.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 452 p. v. 1.
- VOURCH, M. et al. Nanofiltration and reverse osmosis of model process waters from the dairy industry to produce water for reuse. **Desalination**, Amsterdam, v. 172, p. 245-256, 2005.
- VOURCH, M. et al. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, Amsterdam, v. 219, p. 190-202, 2008.

YUSTE, J. C. et al. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 1-18, 2007.

ZANOTTO, D. L. et al. **Flotador de efluentes de frigorífico de suínos e aves**. Concórdia: Embrapa, 2006. (Comunicado Técnico, 440).