

VALDEMIRO SIMÃO JOÃO PITIRO

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
EM FILTROS ANAERÓBIOS VERTICAIS PARA REÚSO NA IRRIGAÇÃO POR
GOTEJAMENTO DE COUVE-MANTEIGA (*Brassica oleracea* L. var. *acephala*)**

Botucatu

2019

VALDEMIRO SIMÃO JOÃO PITORO

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
EM FILTROS ANAERÓBIOS VERTICAIS PARA REÚSO NA IRRIGAÇÃO POR
GOTEJAMENTO DE COUVE-MANTEIGA (*Brassica oleracea* L. var. *acephala*)**

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Mestrado em Agronomia (Irrigação e Drenagem).

Orientador: Rodrigo Máximo Sánchez Román

Coorientador: João Gabriel Thomaz Queluz

Botucatu

2019

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

P685t Pitoro, Valdemiro Simão João, 1989-
Tratamento de efluentes de estação de tratamento de esgoto em filtros anaeróbios verticais para reúso na irrigação por gotejamento de couve-manteiga (*Brassica oleracea* L. var. *acephala*) / Valdemiro Simão João Pitoro.
- Botucatu: [s.n.], 2019
155 p.: fots. color., grafs. color., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2019
Orientador: Rodrigo Máximo Sánchez Román
Coorientador: João Gabriel Thomaz Queluz
Inclui bibliografia

1. Couve - Cultivo. 2. Irrigação com águas residuais. 3. Irrigação por gotejamento. I. Sánchez Román, Rodrigo Máximo. II. Queluz, João Gabriel Thomaz. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônomicas. IV. Título.

Elaborada por Ana Lucia G. Kempinas - CRB-8:7310

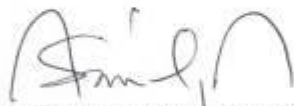
"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte"

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

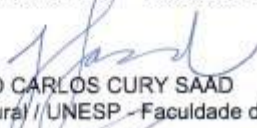
Título: "TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM FILTROS ANAERÓBIOS VERTICAIS PARA REÚSO NA IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO DE COUVE-MANTEIGA (*Brasica oleracea* L. Var. *acephala*)"

AUTOR: VALDEMIRO SIMÃO JOÃO PITORO
ORIENTADOR: RODRIGO MÁXIMO SÁNCHEZ ROMÁN
COORDENADOR: JOÃO GABRIEL THOMAZ QUELUZ

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em AGRONOMIA (IRRIGAÇÃO E DRENAGEM), pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. RODRIGO MÁXIMO SÁNCHEZ ROMÁN
Engenharia Rural / UNESP - Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu



Prof. Dr. JOÃO CARLOS CURY SAAD
Engenharia Rural / UNESP - Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu



Prof. Dr. EDSON EIJI MATSURA
Água e Solo / UNICAMP - Faculdade de Engenharia Agrícola

Botucatu, 29 de janeiro de 2019.

*Aos meus pais,
Simão Joao Pitoro e Esperança Raúl (em memória) pelos ensinamentos
e apoio que sempre deram enquanto podiam.
Dedico*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Deus pelo dom da vida que tem me concedido dia após dia, por ter permitido que mais uma etapa fosse vencida.

Agradeço ao meu orientador Prof. Rodrigo Máximo Sánchez Román por ter acreditado e me assumido como orientando, pela paciência nos momentos necessários; ao coorientador Prof. Dr. João Gabriel Thomaz Queluz por ter se mostrado prontamente disponível quando precisei e por acreditar no meu trabalho.

Ao meu filho Allan Pitoro; aos meus irmãos, familiares e amigos: Raúl Pitoro, Adérito Pitoro, Dina Pitoro, Pitoro Júnior, Esperança Pitoro, Zeca Alfredo, Alda Nhar, Cristiane Silva, Júlia, Joaquim pela paciência, compreensão e apoio durante todo este período. Sem vocês, nada disso seria possível.

Agradeço aos meus colegas da FCA/Unilúrio, e aos colegas de Pós-Graduação, Bruno, Pedro, Marcelo, Camila, Tamires, Wendy, João, Rocio pelo companherismo durante todo este período. Os meus sinceros agradecimentos.

Aos docentes da FCA, por todo conhecimento repassado. A todos os funcionários e colaboradores da FCA, em especial ao Israel e Gilberto pela atenção, dedicação e apoio prestado. Vocês fazem parte desta vitória.

Agradeço ao Ministério da Ciência e Tecnologia Ensino Superior Técnico Profissional (MCTESTP – Moçambique) pela concessão da bolsa de estudos, à Universidade de Lúrio pela confiança. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pelo apoio à pesquisa.

Obrigado a todos que direta ou indiretamente contribuíram para que este objetivo fosse alcançado.

RESUMO

A crescente limitação na disponibilidade de recursos hídricos e seu impacto na atividade agrícola, tem incentivado um investimento significativo na identificação de fontes alternativas de água; e como resposta, o reuso de efluentes na irrigação agrícola tem apresentado valioso contributo na redução da pressão em demanda por água que a atividade agrícola exerce sobre os recursos hídricos. No entanto, a maior limitação do reuso de efluentes é a sua qualidade, pois é um material contaminado; portanto, o seu aproveitamento seguro na irrigação só pode ser garantido após um prévio tratamento. Objetivou-se neste trabalho avaliar o desempenho de uma estação de tratamento de águas residuárias (ETAR) em filtros anaeróbios de barris plásticos e o efeito da aplicação de efluente tratado no cultivo de couve-manteiga. Na avaliação do desempenho da ETAR foram comparadas as características do afluente (AFT) e efluente tratado (EFT), pelos parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K), coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF). O cultivo de couve-manteiga foi realizado no sistema de cultivo convencional (SCC) no solo e vertical (SCV) em barris plásticos, tendo se avaliado o desenvolvimento de plantas (número de folhas adultas e comprimento do limbo foliar), produção por planta (massa fresca e seca), produtividade e eficiência de uso de água; também se avaliou o efeito da aplicação do EFT no desempenho de sistema de irrigação por gotejamento. Os resultados mostram que a ETAR apresentou um desempenho satisfatório; registrou-se uma remoção dos principais poluentes contidos no AFT na ordem 67% para ST, 100% (SST), 62,9% (DBO), 96,7% (DQO), 70,2% (NT), 46,5% (PT) e 80% (K), no final do experimento os níveis populacionais de *E. Coli* (CF) no efluente tratado final estavam abaixo de 1000 NMP 100 mL⁻¹. O maior desenvolvimento das plantas e produção média de massa fresca por planta foi observado no SCC; no entanto, o SCV proporcionou em relação ao SCC, maior economia de uso de água por planta (aproximadamente em torno de 100%), maior produtividade e maior eficiência de uso da água.

Palavras-chave: cultivo vertical, irrigação com efluente tratado, obstrução de gotejadores, reuso agrícola.

ABSTRACT

The regarding the limited availability of water resources and its impact on agricultural activity, has encouraged significant investment in identifying alternative water sources; and in response, the reuse of wastewater in irrigated agriculture has brought valuable contribution in reducing the pressure on demand for water that farming has on water resources. However, the major limitation of reuse wastewater is its quality as it is a contaminated; so its safe use in irrigation can only be guaranteed after a previous treatment. The aim of this study was to evaluate the performance of a treatment plant wastewater (WWTP) in anaerobic filters of plastic barrels and the effect of the application of treated effluent in kale cultivation. In evaluating the WWTP performance of influent characteristics were compared (EFT-Sabesp) and treated effluent (EFT), the pH, electric conductivity (EC), total solids (TS), total suspended solids (TSS), dissolved solids Total (SDT), biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), potassium (K), total coliforms (TC) and fecal coliforms (FC). The kale cultivation was carried out in the conventional cultivation system (CCS) on the ground and vertical (VCS) in plastic barrels, having assessed the development of plants (number of adult leaves and length of the leaf blade), yield (fresh and dry weight), productivity and water use efficiency; also evaluated the effect of applying EFT in the performance of drip irrigation system. The results show that the treatment plant had a satisfactory performance; there was a removal of the main pollutants contained in the EF-Sabesp in the order 67% for St 100% (SST), 62.9% (BOD), 96.7% (COD), 70.2% (NT), 46.5% (TP) and 80% (K) at the end of the experiment CF population levels in the treated final effluent were below 1000 NMP 100 mL⁻¹. The major development and average production per plant fresh weight was observed in the CCS; however, the VCS provided greater economy of use of water per plant (approximately around 100%) compared to CCS, increased productivity and water use efficiency.

Key words: Vertical farming, irrigation with treated wastewater, drip obstruction, agricultural reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Distribuição da água na Terra	27
Figura 2 –	Água disponível na Terra para o consumo humano.....	28
Figura 3 –	Uso competitivo de água pelos principais grupos de países.....	29
Figura 4 –	Distribuição da retirada de água por setor no Brasil em 2016.....	32
Figura 5 –	Distribuição do consumo de água por setor no Brasil em 2016	32
Figura 6 –	Características da tecnologia mais apropriada de tratamento de águas residuárias.....	39
Figura 7 –	Couve-manteiga propagada por sementes e por mudas	62
Figura 8 –	Disposição da ETAR na FASE I.....	64
Figura 9 –	ETAR instalado no Campus da FCA-Unesp, Botucatu (FASE I).....	65
Figura 10 –	Disposição da ETAR na FASE II.....	66
Figura 11 –	ETAR instalado no Campus da FCA-Unesp, Botucatu (FASE II).....	66
Figura 12 –	Sistema de irrigação do cultivo convencional.....	69
Figura 13 –	Sistema de irrigação do cultivo vertical	71
Figura 14 –	Composteira para produção de “compost tea” no sistema de cultivo vertical.....	71
Figura 15 –	Desenho esquemático do injetor de fertilizante utilizado no sistema de cultivo vertical.....	72
Figura 16 –	Desenho esquemático de instalação da fita de gotejo no interior do barril	72
Figura 17 –	Coleta de amostras da vazão aplicada	79
Figura 18 –	Vista geral da bancada de ensaio do Laboratório de Irrigação	81
Figura 19 –	Efeito do sombreamento do barril no desenvolvimento das plantas	106
Figura 20 –	Vista geral da área experimental (Ciclo 1)	108
Figura 21 –	Vista geral da área experimental (Ciclo 2)	108
Figura 22 –	Vista das subunidades de produção no SCV aos 30 dias após o transplante	118

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Diretrizes para a avaliação da qualidade da água para a irrigação.....	36
Quadro 2 – Qualidade microbiológica de águas residuárias para reuso na agricultura	37
Quadro 3 – Eficiências médias de remoção de diversos poluentes das águas residuárias para diferentes sistemas de tratamento.....	41
Quadro 4 – Classificação da qualidade da água relacionada a seu potencial de obstrução em gotejadores.....	55
Quadro 5 – Classificação do CUC para sistemas de irrigação por gotejamento.....	59
Quadro 6 – Características botânicas de diversos cultivares de couve-manteiga	61
Quadro 7 – Parâmetros de qualidade da água avaliados e métodos adotados para análise.....	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados das análises químicas do solo (macronutrientes).....	73
Tabela 2 – Resultados das análises químicas do solo (micronutrientes).....	73
Tabela 3 – Resultados nas análises químicas do substrato	73
Tabela 4 – Quantidade de nutrientes necessários a aplicar para a cultura de couve-manteiga no sistema de cultivo convencional	76
Tabela 5 – Quantidade de nutrientes necessários a aplicar para a cultura de couve-manteiga no sistema de cultivo vertical	77
Tabela 6 – Caracterização do afluente (EF-ETE 1) na FASE I.....	84
Tabela 7 – Caracterização do efluente tratado no leito brita #1 (EFT #1) na FASE I..	85
Tabela 8 – Caracterização do efluente tratado no leito brita #4 (EFT #4) na FASE I..	85
Tabela 9 – Valores médios, máximos e mínimos de pH e CE do EF-ETE 2 e EFT	87
Tabela 10 – Valores médios, máximos e mínimos de ST, SST e SDT do EF-ETE 2 e EFT	87
Tabela 11 – Valores médios, máximos e mínimos de DBO e DQO do EF-ETE e EFT.	88
Tabela 12 – Valores médios, máximos e mínimos de NT, PT e K do EF-ETE e EFT...	91
Tabela 13 – Valores médios e resultados dos testes estatísticos das características físicas e químicas do afluente e efluente tratado	92
Tabela 14 – Variação do nível populacional de coliformes totais e coliformes fecais no afluente e efluente tratado ao longo do experimento	93
Tabela 15 – Valores médios e resultados estatísticos dos coeficientes de uniformidade de aplicação do sistema de irrigação no cultivo convencional	96
Tabela 16 – Caracterização físicas, químicas e microbiológicas médias da AAB e EFT-6, e sua classificação quanto ao risco de obstrução de gotejadores	100
Tabela 17 – Variação número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo convencional	106
Tabela 18 – Variação do número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo vertical.....	107
Tabela 19 – Número de maços de folhas de padrão comercial (Ciclo 1).....	112
Tabela 20 – Número de maços de folhas de padrão comercial (Ciclo 2).....	112

Tabela 21 – Valores médios e resultados estatísticos de produção de folhas de padrão comercial por planta (em massa fresca) no sistema de cultivo convencional e vertical	113
Tabela 22 – Volume de água administrado por planta ao longo do experimento	115
Tabela 23 – Eficiência de uso de água (EUA) para produção comercial e total no sistema de cultivo convencional (SCC) e sistema de cultivo vertical (SCV).....	115
Tabela 24 – Valores médios de produtividade total de massa fresca por planta (ciclo 1)	116
Tabela 25 – Valores médios de produtividade total de massa fresca por planta (ciclo 2)	116
Tabela 26 - Quantidade de fertilizante (em kg ha ⁻¹) aplicado no sistema de cultivo convencional.....	117
Tabela 27 - Quantidade de fertilizante (em kg ha ⁻¹) aplicado no sistema de cultivo vertical	117
Tabela 28 – Resultados das análises microbiológicas de folhas comerciais de couve-manteiga	119
Tabela 29 – Disponibilidade de macronutrientes no solo antes e depois do cultivo ...	121
Tabela 30 – Disponibilidade de macronutrientes no substrato antes e depois do cultivo	121
Tabela 31 – Resultados das características físicas e químicas da AAB na FASE II ..	139
Tabela 32 - Produção total de folhas de padrão comercial e não comercial (em gramas) no sistema de cultivo convencional	140
Tabela 33 – Produção total de folhas de padrão comercial e não comercial (em gramas) no sistema de cultivo vertical.....	140
Tabela 34 – Resultados das análises químicas do solo antes e depois do cultivo.....	141
Tabela 35 – Resultados das análises químicas do substrato antes e depois do cultivo	141

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Percentagens médias de redução dos parâmetros analisados.....	93
Gráfico 2 – Valores médios de Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD em %) ao longo da operação do sistema de irrigação	95
Gráfico 3 – Valores médios de Coeficiente de Uniformidade Estatístico (CUE em %) ao longo da operação do sistema de irrigação	95
Gráfico 4 – Valores médios da vazão dos emissores nos ensaios realizados antes e depois do experimento	97
Gráfico 5 – Valores médios do coeficiente de variação (CVv em %) da vazão nos ensaios realizados antes e depois do experimento.....	98
Gráfico 6 – Evapotranspiração da cultura (em mm dia ⁻¹) no ciclo 1 e ciclo 2	101
Gráfico 7 – Evapotranspiração da cultura, evapotranspiração média na área sob irrigação localizada, precipitação efetiva e lâmina líquida de irrigação (Ciclo 1).....	102
Gráfico 8 – Evapotranspiração da cultura, evapotranspiração média na área sob irrigação localizada, precipitação efetiva e lâmina líquida de irrigação (Ciclo 2).....	103
Gráfico 9 – Número de folhas adultas por planta no sistema de cultivo convencional (Ciclo 1).....	104
Gráfico 10 – Número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo vertical (Ciclo 1)	104
Gráfico 11 – Número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo convencional (Ciclo 2).....	105
Gráfico 12 – Número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo vertical (Ciclo 2)	105
Gráfico 13 – Comprimento médio do limbo de folhas com padrão comercial (Ciclo 1)	109
Gráfico 14 – Comprimento médio do limbo de folhas com padrão comercial (Ciclo 2)	109
Gráfico 15 – Produção média de folhas de padrão comercial e não comercial por planta (Ciclo 1).....	111
Gráfico 16 – Produção média de folhas de padrão comercial e não comercial por planta (Ciclo 2).....	111

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
2	REVISÃO DE LITERATURA	27
2.1	Situação da água no mundo e a agricultura irrigada	27
2.2	Disponibilidade hídrica e agricultura irrigada no Brasil	31
2.3	Benefícios e limitações do reuso de águas residuárias na agricultura irrigada	34
2.4	Tratamento de águas residuárias	38
2.4.1	Fundamentos do tratamento de águas residuárias em sistemas anaeróbios	41
2.4.1.1	Fatores ambientais	43
2.4.1.2	Filtros anaeróbios	46
2.5	Irrigação localizada por gotejamento	50
2.5.1	Clima e irrigação de couve-manteiga	51
2.5.2	Aplicação de efluentes na irrigação por gotejamento	53
2.5.3	Avaliação de sistemas de irrigação por gotejamento	57
2.5.3.1	Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)	58
2.5.3.2	Coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC)	58
2.5.3.3	Coeficiente de uniformidade estatístico (CUE)	59
2.6	A cultura de couve-manteiga (cultivar Georgia)	59
3	MATERIAL E MÉTODOS	63
3.1	Localização e características gerais da área experimental	63
3.2	Descrição do experimento	63
3.2.1	Estação de tratamento de águas residuárias	63
3.2.1.1	Monitoramento da ETAR	67
3.2.2	Estrutura da unidade de cultivo de couve-manteiga	69
3.3	Condução do cultivo de couve-manteiga	74
3.4	Determinação dos coeficientes CUD, CUC, CUE e CVv	78
3.5	Análise estatística	81
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	84
4.1	Avaliação do desempenho da estação de tratamento	84
4.1.1	Demanda química e bioquímica de oxigênio	88
4.1.2	Nitrogênio total, fósforo total e potássio	90
4.1.3	Avaliação global do sistema de tratamento	92

4.2	Efeito da qualidade da água no desempenho do sistema de irrigação .	94
4.2.1	Sistema de cultivo convencional.....	94
4.2.2	Sistema de cultivo vertical.....	97
4.2.3	Avaliação de risco de obstrução.....	98
4.3	Produção e qualidade sanitária de couve-manteiga irrigada com efluente tratado	101
4.3.1	Desenvolvimento das plantas.....	103
4.3.2	Produção de couve.....	110
4.3.2.1	Produtividade e eficiência de uso de água (EUA) no cultivo de couve-manteiga	114
4.3.2.2	Qualidade sanitária das plantas	118
4.4	Alteração das características químicas do solo e do substrato pela aplicação de efluentes tratados.....	119
5	DESTACAMENTO DAS PRINCIPAIS OBSERVAÇÕES	124
6	CONCLUSÕES.....	127
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	128
	REFERÊNCIAS	129
	APÊNDICES	139

1 INTRODUÇÃO

A água sempre foi um fator determinante para a sobrevivência e desenvolvimento socioeconômico da humanidade ao longo da sua história.

Diante das preocupações relacionadas à degradação e escassez dos recursos hídricos em varias regiões, questões relativas à preservação da qualidade das águas, necessidade de expandir as áreas cultivadas para atender a demanda por produtos agrícolas de uma população em constante crescimento, tem se observado atualmente um significativo investimento em pesquisas com vista a identificar fontes de água alternativas, de modo a garantir a manutenção e sobrevivência de todos os setores que dependem de água para o seu desenvolvimento.

Em parte significativa dos países em desenvolvimento, o combate à pobreza passa necessariamente pela eliminação de uma das suas maiores formas de manifestação, a insegurança alimentar. Contudo, em algumas destas regiões a produção de alimentos tem sido restringida devido a limitada disponibilidade água para satisfazer as necessidades hídricas das culturas, basicamente associada a escassez e distribuição irregular da precipitação ao longo do ano ou ciclo vegetativo das culturas. Nestas regiões, percebe-se facilmente a dependência extrema da produção de alimentos pela disponibilidade de água; e com isso, efetiva-se o pensamento de que a irrigação é um instrumento fundamental de auxílio à produção agrícola.

Como resposta à crescente preocupação com relação à limitada disponibilidade de recursos hídricos e seus impactos na atividade agrícola, tem-se observado uma massiva divulgação de estratégias de gestão de água, principalmente na agricultura irrigada, com vista a proporcionar maior disponibilidade ou conservação deste precioso recurso e conseqüentemente garantir a continuidade de produção de alimentos. É neste contexto que é evidenciado o potencial do reuso de águas residuárias na agricultura, e vem se consolidando mundialmente como uma forma de atenuar os efeitos da redução da disponibilidade de água de boa qualidade, como também é considerada uma forma efetiva de controle da poluição.

O aproveitamento de águas residuárias para irrigação é visto como uma estratégia de fundamental importância para minimizar a escassez da água para a agricultura no mundo, os impactos negativos gerados na cadeia de produção de

alimentos pela sua falta ou reduzir a competição por recursos hídricos entre a agricultura e os demais setores que dependem deste recurso. A implementação desta estratégia é vista com bastante otimismo e possui um enorme potencial para ganhar mais espaço a curto prazo se várias barreiras forem vencidas, tais como: a aceitação do público, tecnologias inovadoras e abrangentes de tratamento das águas, melhor gestão ou manuseio para garantir a proteção da saúde e do ambiente, bem como o apoio político.

Nakayama et al. (2006) referem que o reuso de efluentes na irrigação de culturas constitui uma estratégia vital para redução da pressão que a atividade agrícola exerce sobre os recursos hídricos; e com isso, garante-se a preservação da água potável para outras finalidades, além de permitir a reciclagem e reaproveitamento de nutrientes presentes nos efluentes; como também tem contribuído na redução dos impactos ambientais e dos custos com o descarte dos efluentes para os corpos de água naturais, sejam elas superficiais ou subterrâneas (CHEN & LIU, 2015; URBANO et al., 2017; KIHILA et al., 2014)

Apesar dos inúmeros benefícios proporcionados pela aplicação de águas residuárias na agricultura irrigada, é importante realçar que se trata de um material contaminado por microrganismos causadores de doenças em humanos, animais e algumas espécies de plantas; razão pela qual, diversas pesquisas em reuso de águas residuárias na irrigação tem indicado ser de extrema importância observar-se a qualidade microbiológica dos alimentos, e não apenas os aspectos agronômicos; recomendando portanto, que a aplicação de efluentes seja realizado com critérios que garantem a segurança de trabalhadores e consumidores (AZEVEDO, 2004); após terem sido previamente tratados, e apresentando qualidade compatível à finalidade a que se pretende utiliza-los.

Para minimizar o risco de contaminação, recomenda-se que o efluente utilizado seja compatível com os parâmetros pré-estabelecidos pelas diretrizes internacionais, que são um reflexo dos resultados de diversos estudos idealizados para obtenção de índices aceitáveis ou identificação de padrão de qualidade de água para utilização em irrigação sem restrições, que a título de exemplo têm-se os limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS).

Para garantir o reuso seguro de águas residuárias na irrigação agrícola, respeitando os requisitos de qualidade estabelecidos ou que não comprometem os

intervenientes na cadeia de produção; nos dias atuais, segundo Leite et al. (2005) tem se notado uma tendência crescente em estudar e desenvolver tecnologias de tratamento de baixo custo que possam contribuir para substituição racional da água de melhor qualidade e de uso nobre por águas de qualidade inferior nesta atividade. Nesse contexto, tem se destacado o tratamento de águas residuárias a partir de processos biológicos, especialmente pela simplicidade de operação, como é o caso de filtros anaeróbios.

Os filtros anaeróbios têm sido comumente indicados como tecnologia de tratamento de águas residuárias de baixo custo devido as suas vantagens comparativas em relação aos convencionais sistemas aeróbios; destacando-se o fato de poder opera-los sem necessitar de energia elétrica, o que permite a sua aplicação em comunidades rurais ou regiões isoladas dos grandes centros urbanos, que por sinal são as que mais sofrem por restrições de acesso a água potável ou serviços de saneamento.

Tanto quanto um adequado sistema de tratamento, a seleção criteriosa do sistema de irrigação pode ser fundamental para o sucesso do reuso de efluentes. Neste contexto, tem sido comumente indicado o sistema de irrigação por gotejamento como sendo o mais adequado para aplicação de efluentes (CARARO et al., 2006; NAJAFI et al., 2010), pelo fato de minimizar o contato direto da água contaminada com o agricultor ou com o produto agrícola a ser colhido; que está associado ao fato da irrigação por gotejamento aplicar a água diretamente sob a planta, podendo também promover a remoção adicional de patógenos contidos na água (OMS, 2006).

O uso de efluentes de baixa qualidade na irrigação de culturas não só afeta à qualidade dos alimentos, mas também o desempenho dos sistemas de irrigação. De acordo com Silva et al. (2013) e Rowan et al. (2013) o sistema de irrigação por gotejamento é o mais adequado para aplicação de efluentes, pelo fato de reduzir o contato de água de irrigação com o agricultor ou com o produto a ser colhido; que está associado ao fato da irrigação por gotejamento aplicar a água diretamente sob região do sistema radicular da planta (Fischer Filho et al., 2016; Darli et al., 2017); podendo também promover a remoção adicional de patógenos contidos na água (OMS, 2006). Contudo, os emissores usados nestes sistemas são sensíveis à aplicação de água de baixa qualidade, sendo a presença de partículas sólidas a

maior causa de obstrução de gotejadores (Batista et al. 2013; Fernandes et al. 2014).

Para garantir um reuso seguro de efluentes na irrigação agrícola, é de fundamental importância que se intensifique o estudo de tecnologias de tratamento de água para reuso na irrigação, que sejam economicamente viáveis e ambientalmente seguras, para garantir que os sistemas de irrigação utilizem efluentes de melhor qualidade, proporcionando redução do risco de obstrução dos emissores e à saúde humana.

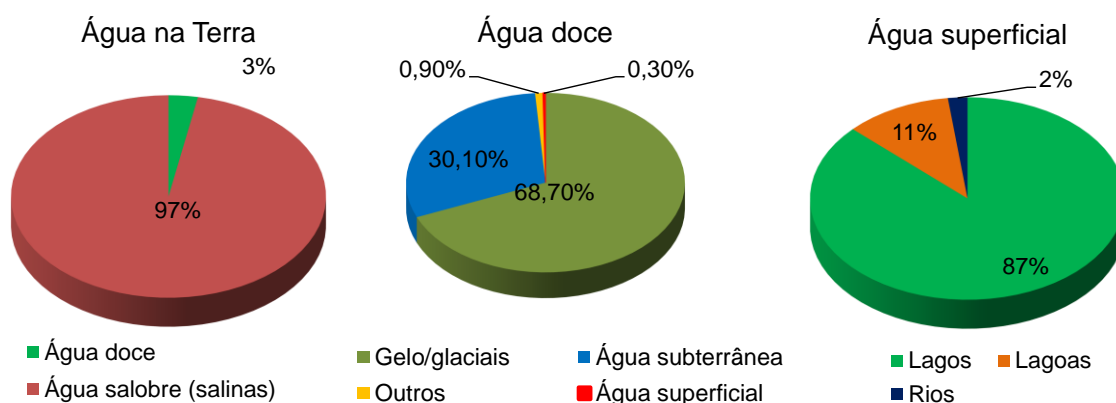
Diante do exposto, fica evidente a importância de discutir sobre a necessidade de reutilização de águas de qualidade inferior em diversas atividades menos sensíveis no que diz respeito a qualidade da água, especialmente na agricultura irrigada. Portanto, constituíram objetivos específicos desta pesquisa: (i) avaliar o desempenho do sistema de tratamento de águas residuárias, mediante a caracterização da qualidade do efluente tratado e sua relação com os padrões estabelecidos pelas diretrizes nacionais e internacionais correspondentes; (ii) comparar o efeito da qualidade do efluente tratado e da água de abastecimento no desempenho dos sistemas de irrigação; (iii) quantificar a produção e os níveis de contaminação microbiológica de couve-manteiga irrigado com efluente tratado e; (iv) analisar as alterações das características do solo após irrigação com efluente tratado.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Situação da água no mundo e a agricultura irrigada

Atualmente, estima-se que a hidrosfera do nosso planeta contém aproximadamente 1.386 milhões de km³ de água (Liu et al., 2011). Sua distribuição, com base nas necessidades econômicas humanas de água doce é apresentada na Figura 1, na qual pode se observar que a distribuição é bastante desproporcional de tal forma que aproximadamente 97% do total da água na Terra encontra-se nos oceanos (água salobre) e o remanescente (água doce) entre a água encontrada na forma de gelo/glaciais, água subterrânea, rios/lagos.

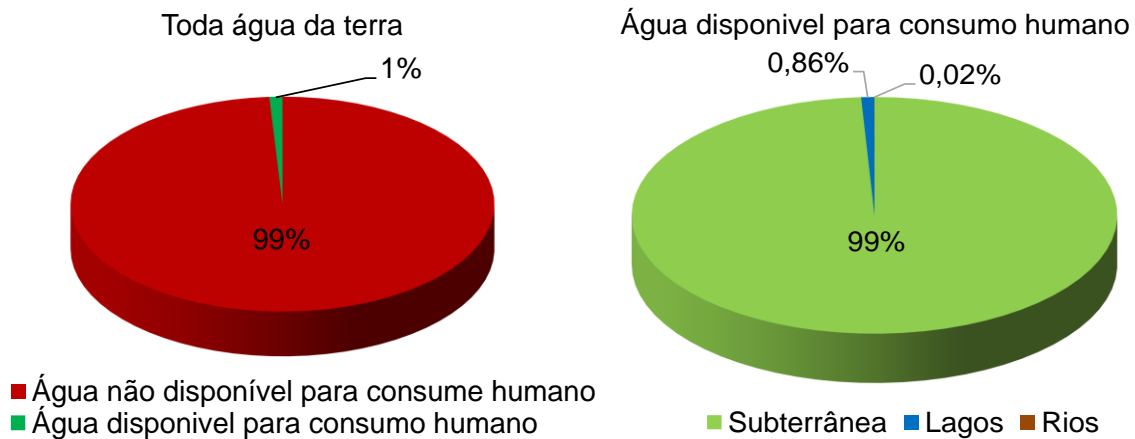
Figura 1 – Distribuição da água na Terra



Fonte: Liu et al. (2011) adaptado pelo autor.

Assim, aproximadamente 99% da água é descrita como não disponível para o consumo humano. Da parcela remanescente (aproximadamente 1%), parte significativa corresponde a água subterrânea que é de difícil acesso ou de custo elevado para obtê-la. A água doce superficial (armazenada em rios e lagos), a disponível para o consumo ou uso humano (Figura 2), apenas corresponde a 0.0067% do total de água (DU PLESSIS, 2017; LIU et al., 2011).

Figura 2 – Água disponível na Terra para o consumo humano



Fonte: Liu et al. (2011) adaptado pelo autor.

Pelo fato da água ser um recurso limitado, diversas políticas públicas de gestão têm estabelecido que em caso de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; pois, a função fundamental da água é antes de tudo um pré-requisito para a vida na Terra, e em segundo lugar um recurso econômico (DU PLESSIS, 2017). Estas duas funções estão constantemente em conflito em diversas áreas do uso da água; e tem se notado uma crescente demanda por recursos hídricos pelas atividades econômicas, especialmente pela agricultura irrigada, chegando ao ponto até de limitar a sua disponibilidade para o uso doméstico seja em qualidade assim como em quantidade.

A agricultura foi desde muito considerada o setor que mais demanda água para as suas atividades, estimando-se que ela absorve cerca de 70% do total de água captada nos rios e aquíferos a nível mundial. Em países desenvolvidos este valor chega a ser superior (Figura 3), uma vez que na maior parte destes países, as estratégias de desenvolvimento da agricultura dependem da possibilidade de manter e expandir as áreas irrigadas para assegurar a produção de alimentos e a segurança alimentar.

Figura 3 – Uso competitivo de água pelos principais grupos de países



Fonte: Lui et al. (2011) adaptado pelo autor.

FAO (2011) refere que, na grande maioria dos países desenvolvidos, as retiradas de água doce estabilizaram ou diminuíram levemente, devido à combinação de diversos fatores, entre os quais destacam-se: maior eficiência de uso de água, exploração de fontes de água alternativas (como é o caso do reuso de efluentes) e maior importação de produtos que demandam enorme quantidade de água, incluindo alimentos. A retirada de água na Europa representa apenas 6% dos seus recursos hídricos internos e apenas 29% vai para agricultura. Na Ásia, como resultado de economias agrícolas intensivas, a retirada representa 20% dos recursos internos, sendo que mais de 80% são destinados a irrigação. Em muitas regiões de baixas pluviosidades do Oriente Médio, Norte de África e Ásia Central, a maior parte da água explorável é retirada, sendo que 80-90% é destinada a agricultura, considerando-se por isso que parte significativa dos rios e aquíferos estão sendo explorados para além dos níveis sustentáveis.

Sem melhorias na eficiência do uso da água, a perspectiva é que até 2050 se registre um aumento da demanda de água para a agricultura em torno de 20% (WWAP, 2016); espera-se também um aumento nas demandas de água para o uso doméstico e para a indústria, particularmente em cidades ou países com economias de crescimento rápido. Adicionalmente, WWAP (2016) refere que o aumento da pressão sob os recursos hídricos segundo as perspectivas indicadas, está diretamente relacionada ao crescimento populacional, prevendo que até 2050, a população mundial aumente em 33%, situando-se em 9,3 bilhões e consequente aumento da demanda por alimentos em 60%.

De acordo com a FAO (2017a), a área irrigada no mundo chegava a 310 milhões de hectares, sendo 70% desse total localizados na Ásia, o que equivale a 35%

das terras cultivadas naquele continente. Cerca de 17% do total da área equipada para irrigação está na América, 8% na Europa, 4% na África e 2% na Oceania. A Índia é o país com a maior área irrigada do mundo, 66 milhões de hectares, seguido pela China e pelos Estados Unidos, com 62 e 27 milhões de hectares, respectivamente. Os recursos hídricos usados na irrigação são provenientes de diversas fontes, sendo que aproximadamente 61% é das águas superficiais, 38% de águas subterrâneas e 0,1% de águas não convencionais (na qual se encontra o reuso de águas residuárias para irrigação).

Pelo fato da irrigação tolerar o uso de águas de qualidade inferior comparada à necessária para o uso doméstico e indústria de processamento de alimentos, tem se notado uma tendência crescente do reuso de efluentes na agricultura irrigada. Em alguns países onde a água não é um recurso abundante, o reuso de água não é um conceito novo e tem sido praticado há muitos anos. Jaramillo & Restrepo (2017) referem que aproximadamente em 10% da área global irrigada no mundo, a irrigação é feita com águas residuárias não tratadas ou parcialmente tratadas.

No contexto brasileiro, o uso de efluentes na agricultura ainda é pouco expressiva e as alterações que podem ocorrer no solo e no sistema de irrigação são pouco conhecidas (SILVA et al., 2012). Alguns entraves legislativos e técnicos têm limitado sua expansão no Brasil (FARIA et al., 2015). A semelhança do Brasil, vários outros países têm restrições de reuso de águas residuárias na agricultura, os entraves comumente citados são: falta de tratamento de esgoto; diretrizes muito restritivas para alguns casos de reuso; falta de pesquisas que suportem a constituição de diretrizes que regulamente o reuso; elevado custo de investimento inicial em sistemas de tratamento e distribuição; mistura de esgoto doméstico e industrial na mesma rede coletora; falta de diretrizes apropriadas para cada tipo de efluente; e a ausência de tratamentos secundários que removeriam contaminantes do efluente (BERTONCINI, 2008; KIHILA et al., 2014).

Não obstante os entraves que limitam a expansão do reuso de efluentes na agricultura, existem em todo mundo numerosos exemplos de sucesso ou de reuso significativo de águas residuárias na agricultura. Os Estados Unidos reutilizam aproximadamente 7 a 8% da água residuária (AR) tratada; Austrália e Arábia Saudita reutilizam aproximadamente 8% e 16% respectivamente; Cingapura reutiliza 30%; a mais alta percentagem nacional de reutilização das águas residuárias,

aproximadamente 70%, é registrada em Israel (EPA, 2012). Na China estima-se em aproximadamente 200 mil hectares a área irrigada com AR não tratada; 65 mil ha na Índia (AR não tratada); no Chile 40 mil ha (AR não tratada) e 160 mil ha (AR tratada); no México 187 mil ha (AR não tratada) e 72 mil ha irrigados (AR tratada) (Jaramillo & Restrepo, 2017).

No caso de Israel, o reuso de águas residuárias é planejado e controlado por meio de legislação, enquanto que no México, grande parte da água reutilizada não é tratada e não se observa um controle rigoroso da disposição dos efluentes no solo (BERTONCINI, 2008). O Brasil segue rumo à regularização desta atividade, por meio de legislações que estabeleçam condições mínimas para sua materialização com êxito.

2.2 Disponibilidade hídrica e agricultura irrigada no Brasil

O Brasil possui grande oferta de água, contudo esta encontra-se distribuída de maneira heterogênea. Passam pelo território brasileiro em média cerca de $260.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de água, dos quais $205.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ estão localizados na bacia do rio Amazonas (ANA, 2016).

A distribuição heterogênea da oferta de água no território brasileiro está associada a dimensão do país e a distribuição irregular da precipitação ao longo do ano; resultando em estações seca e chuvosa bem definidas. No período seco, em algumas regiões pode-se observar vazões muito abaixo da vazão média e inclusive ausência de água, sendo que para garantir uma maior disponibilidade de água ao longo do tempo é necessário a utilização de reservatórios, com a finalidade de armazenar água nos períodos chuvosos para ofertar nos períodos mais secos.

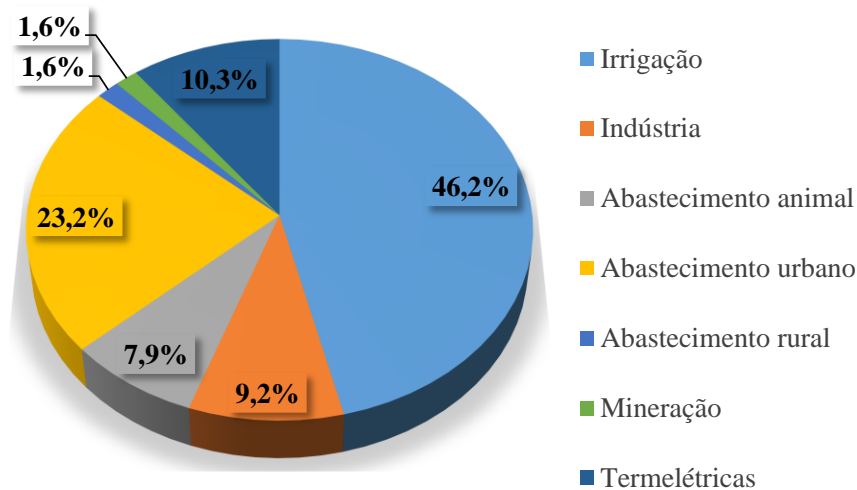
Na região Nordeste, por exemplo, é comum a construção de açudes, que desempenham papel relevante na gestão de recursos hídricos pela capacidade de armazenar, afim de atender a diversos usos da água, sejam consuntivos ou não.

Segundo ANA (2017a), a precipitação média anual do Brasil é de 1.760 mm; no entanto, devido às suas dimensões continentais, o total anual de chuva varia de 500 mm na região semiárida do Nordeste, a mais de 3.000 mm na região Amazônica. Adicionalmente, ANA (2017a) refere que a disponibilidade hídrica superficial no Brasil está em torno de $78.600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ou 30% da vazão média, sendo que $65.617 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ correspondem à contribuição da bacia amazônica. Contudo, dada

a heterogeneidade climática e hidrogeológica, as vazões mínimas podem variar de 0% a mais de 50% da vazão média (ANA, 2017a).

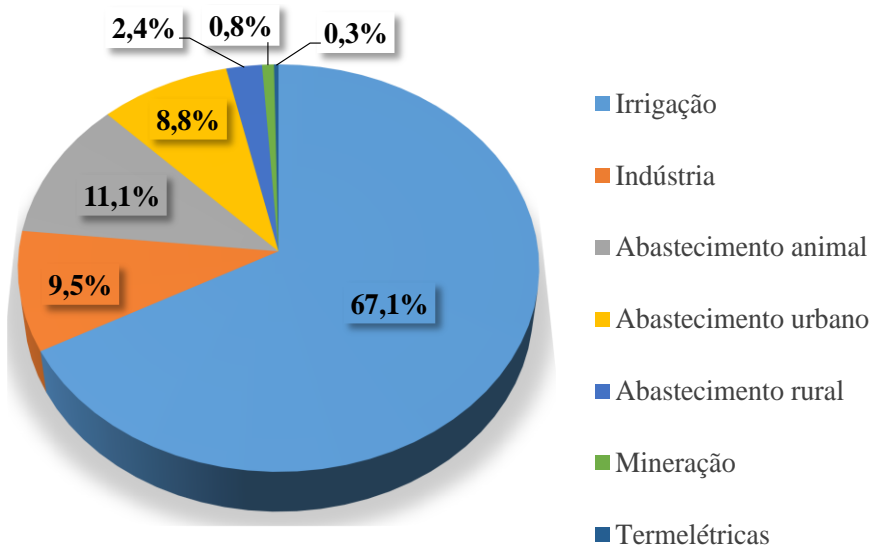
No ano de 2016, a Agência Nacional de Águas (ANA) atualizou as estimativas de demandas hídricas consuntivas em escala nacional. Nas Figuras 4 e 5, é apresentada informação referente a retirada e consumo de água em vários setores. De acordo com os resultados do levantamento, a irrigação foi responsável pela retirada de $969 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e consumo de $745 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, sendo que quando considerando os demais usos consuntivos, esses valores correspondem à 46% da retirada ($2.057,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e 67% de vazão de consumo ($1.081,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Figura 4 – Distribuição da retirada de água por setor no Brasil em 2016



Fonte: ANA, 2017 adaptado pelo autor.

Figura 5 – Distribuição do consumo de água por setor no Brasil em 2016



Fonte: ANA (2017) adaptado pelo autor.

Embora a irrigação aumente significativamente o uso da água, observa-se no Brasil um crescimento expressivo da agricultura irrigada nas últimas décadas, e sempre a taxas superiores às do crescimento da área total. ANA (2016) realça que investimentos em irrigação resultam em aumento substancial da produtividade e do valor da produção agrícola, diminuindo a necessidade de expansão em áreas ocupadas por outros usos ou de áreas protegidas.

De acordo com FAO (2017b), na safra 2013/2014 a área plantada pela agricultura brasileira chegou a 55,4 milhões de hectares, sendo a área irrigada correspondente a cerca de 10,5% da área plantada, ou seja, aproximadamente a 5,8 milhões de hectares. O potencial de expansão da agricultura irrigada no Brasil foi estimado em aproximadamente 30 milhões de hectares (FAO, 2013; ANA, 2017b).

Afirma Oliveira (2012) que a irrigação é um fator essencial para aumento da produção utilizando-se as mesmas áreas cultiváveis e diminuindo o impacto das variações climáticas em áreas onde o clima é seco ou lugares que apresentam escassez hídrica, para se conseguir uma boa produtividade e garantir a produção de alimentos necessários. Adicionalmente, ANA (2016) refere que aplicando boas práticas de manejo do solo e água, irrigantes alcançam eficiências de uso dos recursos hídricos superiores a 90%.

Segundo Mattos (2003), o desenvolvimento de países associados ao maior consumo de recursos hídricos, traz de um modo geral, consequências severas ao meio ambiente. Tais consequências, são resultantes da poluição dos cursos de água pelo lançamento de efluentes originados pelas atividades nas quais se assenta o seu desenvolvimento, além do elevado desperdício de recursos hídricos, que originam restrições de acesso à água pelos diversos setores, bem como uma desorganização do ciclo natural de reposição nos corpos de água, uma vez que são retiradas quantidades superiores à própria capacidade de reposição por parte da natureza.

Almeida (2010) refere que uma das formas óbvias para se enfrentar o desafio do melhor aproveitamento dos recursos hídricos aptos para irrigação, é o uso eficiente da água aplicada em cada irrigação e reaproveitar a água descartada pelos outros setores. Com a utilização de águas residuárias na agricultura irrigada, pode-se preservar os recursos hídricos e evitar desperdício, além de permitir destinar a água de melhor qualidade para os usos mais exigentes.

2.3 Benefícios e limitações do reuso de águas residuárias na agricultura irrigada

Segundo a OMS (2006) as águas residuárias vem sendo significativamente utilizadas na agricultura tanto nos países desenvolvidos assim como nos países em desenvolvimento, e as principais razões são:

- Aumento da escassez de água e a degradação dos recursos hídricos resultantes da gestão inadequada dos efluentes gerados;
- Aumento da população e conseqüente aumento da procura de alimentos e fibras cuja produção depende do suprimento adequado de água;
- Cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio, em especial os que buscam assegurar a sustentabilidade ambiental, erradicação da pobreza e da fome.

O uso de águas residuárias na agricultura, especificamente para a irrigação de culturas, pode causar impactos positivos e negativos conforme mostrado por vários estudos realizados em diferentes regiões do planeta.

A OMS (2006) refere que onde os serviços de tratamento de águas residuárias não são fornecidos, o reuso destas na agricultura funciona como um tratamento alternativo e de baixo custo, aproveitando a capacidade do solo para remover naturalmente a contaminação e, portanto, reduzir os impactos de resultariam da descarga direta dos efluentes para os cursos de água.

Para Queluz (2013), um dos aspectos positivos de maior importância do reuso das águas residuárias na agricultura é a sua disponibilidade durante todo ano, uma vez que não dependem das chuvas ou das estações do ano, possibilitando assim o aumento de áreas irrigadas, produção de alimentos durante todo ano e a irrigação em locais que sofrem com a falta de água, principalmente regiões com clima árido ou semiárido.

Afirma ainda Queluz (2013) que outro aspecto benéfico do uso das águas residuárias é a composição delas, pois são extremamente ricas em nutrientes, e estimativas sugerem que 1.000 m³ de águas residuárias urbanas podem fornecer para um hectare irrigado uma quantidade de 4-24 kg de fósforo, 2-69 kg de potássio, 16-62 kg de nitrogênio, 27-182 kg de sódio, 18-208 kg de cálcio e de 9-110 kg de magnésio, que compreendem nutrientes importantes para o desenvolvimento de culturas agrícolas. De acordo com Hespanhol (2008), o aproveitamento dos

nutrientes disponíveis nos efluentes de esgoto podem permitir que os agricultores reduzam, ou até eliminem, a aplicação de fertilizantes convencionais em seus campos de produção, como também podem aproveitar a matéria orgânica presente nos efluentes para melhorar a estrutura do solo, e com isso aumentar a capacidade de retenção de água.

Martijn & Redwood (2005) referem que muitos agricultores rurais e peri-urbanos consideram o uso das águas residuárias como uma alternativa econômica ou de subsistência importante, porque pode-se encontrar nelas nutrientes mais prontamente disponíveis comparativamente às outras fontes de água. Adicionalmente, Scott et al. (2000) relatam casos em que observaram um aumento em até 37% na colheita com aplicação de efluente bruto em relação ao uso de água de abastecimento ou fertilizantes químicos.

Embora diversos pesquisadores sejam unânimes nos benefícios proporcionados pelo uso de águas residuárias na irrigação de culturas agrícolas, é importante ressaltar que o reuso não adequadamente planejado ou o manejo inadequado da irrigação com efluentes pode trazer efeitos nocivos tanto para o solo quando para a cultura, assim como à saúde pública.

Diversas pesquisas têm mostrado evidências da alteração das propriedades do solo como resultado da aplicação de efluentes na irrigação, sendo que alterações significativas são observadas nos parâmetros como a concentração de nutrientes (URBANO et al., 2017); matéria orgânica, pH, conteúdo de sais (JARAMILLO & RESTREPO, 2017; QISHLAQI et al., 2008) razão de absorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (AL-HAMAIEDEH & BINO, 2010; AMAN ET AL., 2018); dispersão de argila, contaminantes microbiológicos, como é o caso de coliformes totais e *Escherichia coli* (BARROSO & WOLFF, 2011).

A salinidade do solo e a possibilidade de contaminação microbiológica das culturas são indicados por Ayers & Westcot (1985); Martijn & Redwood (2005); OMS (2006) e EPA (2012) como sendo os principais fatores que limitam a expansão do reuso de efluentes na agricultura.

A salinização é o processo de aumento da concentração de sais na superfície do solo (TRAVANI, 2011). Isto limita a disponibilidade de águas às plantas e conseqüente redução do desenvolvimento e rendimento das mesmas, em especial

nas regiões de baixas precipitações, que conseqüentemente reduz a capacidade de lavagem de sais (BARROSO & WOLFF, 2011).

A salinidade é usualmente determinada utilizando a condutividade elétrica (CE) da água. Geralmente água de irrigação com CE abaixo de 0,7 dS/m não tem efeitos significativos sob o desenvolvimento e rendimento das plantas, enquanto valores superiores a 3 dS/m podem causar danos severos às plantas (Quadro 1).

Quadro 1 – Diretrizes para a avaliação da qualidade da água para a irrigação

Problema potencial de irrigação	Unidade	Níveis de restrição para irrigação		
		Seguro	Moderamente Seguro	Perigoso
Salinidade (efeitos na disponibilidade de água para a cultura)				
CE	dS/m	< 0,7	0,7 – 3	> 3
TDS	Mg/L	< 450	450 - 2000	> 2000
Toxicidade iônica específica (efeitos a culturas sensíveis)				
Sódio				
Irrigação superficial	RAS	< 3	3 - 9	> 9
Irrigação por aspersão	meq/l	< 3	> 3	
Cloreto				
Irrigação superficial	meq/l	< 4	4 - 10	> 10
Irrigação por aspersão	meq/l	< 3	> 3	
Boro				
	mg/l	< 0,7	0,7 – 3	> 3
Efeitos diversos				
Nitrato	mg/l	< 5	5 - 30	30
Bicarbonato	meq/l	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5
pH		Intervalo Normal 6,5 – 8,5		

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcot (1985)

A redução do rendimento das culturas ocorre quando os sais se acumulam na zona radicular de tal forma que a cultura não é mais capaz de extrair nutrientes e água suficiente da solução salina do solo (AYERS & WESTCOT, 1985), resultando no estresse hídrico da planta por um período de tempo significativo.

O efluente de esgoto é um material contaminado, e geralmente apresenta uma diversidade de patógenos, tais como vírus, bactérias, ovos de helmintos e coliformes fecais (ABU-ASHOUR & LEE, 2000); que são comumente citados como sendo os principais vetores de transmissão de doenças (por exemplo cólera e febre tifoide) relacionadas com a aplicação de águas residuárias da irrigação de culturas, principalmente as consumidas a cru (EPA, 2012; OMS, 2006).

Pelo reconhecimento do potencial risco à saúde pública como resultado do consumo de alimentos contaminados pelo uso de efluentes na irrigação, diversas

pesquisas conduzidas atualmente em reuso de efluentes enfocam a qualidade microbiológica dos alimentos, realçando a necessidade de que o tratamento e aplicação destes efluentes sejam realizados com critérios, tais que garantam a segurança de trabalhadores e consumidores (AZEVEDO, 2004). Para minimizar o risco de contaminação, diversas Organizações Governamentais e Não-Governamentais com atividades voltadas a saúde pública, recomendam que o efluente utilizado deve no mínimo satisfazer os padrões de qualidade pré-estabelecidos pelas diretrizes internacionais, por exemplo, os padrões estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (Quadro 2).

Quadro 2 – Qualidade microbiológica de águas residuárias para reuso na agricultura

Parâmetros	OMS (2006)	EPA (2012)	CONAMA nº 357 (2005)
Coliformes fecais ou E. coli/100 mL	CF (UFC) \leq 1.000 ^a	ND ^c	CF (NMP) \leq 1.000 ^e
Ovos de helmintos/L	CF (UFC) \leq 10.000 ^b	CF (UFC) \leq 200 ^d	CF (NMP) \leq 4.000 ^f
	\leq 1	---	---

FC – coliformes fecais; UFC – unidades formadoras de colônias; NMP – número mais provável; ^apara irrigação irrestrita; ^b para irrigação restrita; ^c não definida para irrigação de culturas alimentares; ^d irrigação de culturas alimentares processadas; ^e irrigação de hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvem rentes ao solo, que sejam consumidas sem remoção da película; ^f irrigação de culturas arbóreas, cereais e forrageiras.

Dentre os parâmetros considerados, destaca-se o número mais provável de coliformes fecais em 100 mL de água; que para irrigação irrestrita não deve ser superior a 1000 coliformes fecais (OMS, 2006). Coliformes fecais (CF), mais especificamente *Escherichia. Coli* (*E. Coli*), fazem parte da microbiota intestinal do homem e outros animais de sangue quente; sendo que, quando detectados em uma amostra de água fornecem evidência direta de contaminação fecal recente, e por sua vez podem indicar a presença de microrganismos patogênicos bacterianos (AZEVEDO, 2004; SOUZA, 2015).

No Brasil, o Ministério da Saúde, por meio da RDC nº 12, de 12 de Janeiro de 2001 (BRASIL, 2001), que regula os padrões microbiológicos para alimentos, determina para hortaliças frescas “in nature” o valor máximo de 5×10^2 NMP g⁻¹ para a presença de CF e ausência de *Salmonella* sp em 25 gramas de produto.

Varralo (2011), analisando a qualidade sanitária de alface (*Lactuca sativa*, L.) irrigado com água de reuso comparado com a cultivada por um produtor rural e

amostras comercializadas nos mercados município de Taubaté (SP), detectou a presença de coliformes totais em parte das amostras e ausência de CF em todas amostras da alface irrigada com água de reuso. No entanto, o mesmo estudo, observou a presença de coliformes totais em todas as amostras e a presença de CF em parte das amostras coletadas nos mercados locais e do canteiro do produtor rural.

Pelo cenário atual e projeções futuras de escassez ou disponibilidade limitada de recursos hídricos para a agricultura é inevitável admitir-se que a identificação de fontes alternativas é o único caminho a se seguir para garantir a otimização da alocação de água para diferentes usos, de acordo com os requisitos de qualidade correspondentes.

Pesquisas realizadas quer a nível nacional, como a nível global tem indicado o reuso de águas residuárias como uma alternativa promissora para suprir as necessidades da agricultura irrigada, a partir de evidências que comprovam se tratar de uma prática economicamente viável, ecologicamente sustentável e sanitariamente segura (BASTOS, 1999). Contudo, é importante realçar que os potenciais benefícios do reuso de águas residuárias na agricultura só podem ser alcançados em pleno se esta prática for associada a metodologias que promovam menores impactos ambientais, envolvendo sistemas de tratamentos adequados à finalidade para a qual se pretender aplicar os efluentes e que garantem a segurança da população.

2.4 Tratamento de águas residuárias

O principal objetivo do tratamento de efluentes para reuso na agricultura é proteger a saúde pública e os recursos hídricos (EPA, 2012), pelo fornecimento de efluente com qualidade adequada ou com características que não comprometam a qualidade microbiológica das culturas e do solo.

Embora seja adversa à saúde pública, a irrigação de culturas com efluentes não tratados é uma prática comum em muitas regiões de países em desenvolvimento (EPA, 2012). Esta prática é vista como uma alternativa para responder à rápida expansão da população de comunidades que dependem exclusivamente de alimentos cultivados localmente e produzir alimentos com menor custo. No entanto, a situação preocupa a várias organizações internacionais de

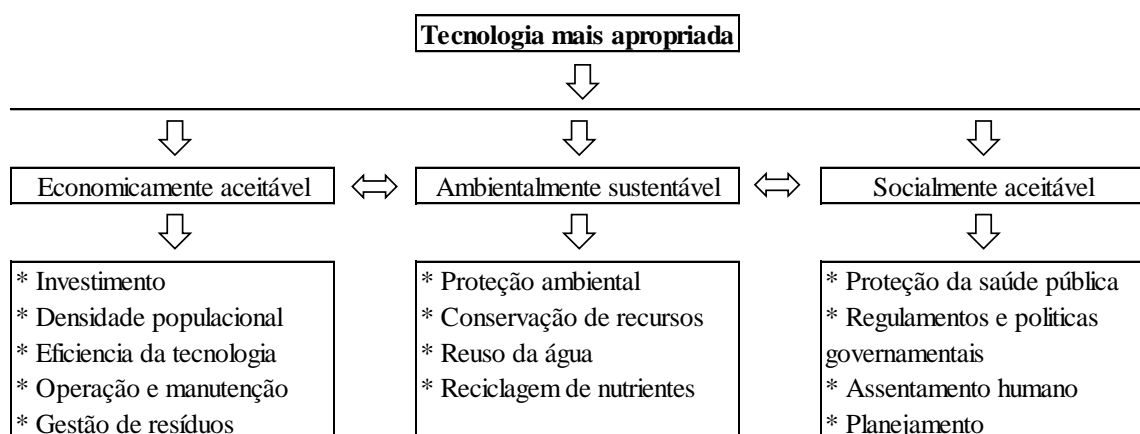
ajuda, resultando em mobilização massiva de campanhas de sensibilização para melhorar estas práticas de irrigação e fornecer barreiras contra a presença de vetores de doenças danosas ao ser humano.

Existem atualmente diversas alternativas ou tecnologias de tratamento de águas residuárias para reuso na agricultura, que vão desde as mais onerosas e complexas, às de baixo custo e simples em sua estrutura, implantação e manutenção. Segundo Tomazela (2006), a adoção de um determinado sistema de tratamento, depende de diversos fatores, sejam eles relacionados à natureza ou à origem do efluente, assim como à finalidade a que se pretende aplicar ou até limitações impostas pelos custos do sistema em si.

Massoud et al. (2009) referem que a seleção da tecnologia mais apropriada para o tratamento de águas residuárias não é tarefa fácil, contudo, duas questões-chave deverão ser levadas em consideração para reduzir o risco de falhas ou problemas futuros, entre eles: acessibilidade e adequação. A acessibilidade se relaciona às condições econômicas da comunidade, enquanto a adequação com as condições ambientais e sociais.

Os diferentes fatores que afetam a seleção da tecnologia mais apropriada para o tratamento de águas residuárias são descritos na Figura 6.

Figura 6 – Características da tecnologia mais apropriada de tratamento de águas residuárias



Fonte: Massoud et al. (2009) adaptado pelo autor.

Na prática não há um sistema de tratamento ideal e que atenda todos os requisitos independentemente da situação de uso, cada processo apresenta vantagens e desvantagens em função das condições específicas de sua utilização

(BRAGA et al., 2001); a escolha criteriosa de um determinado sistema busca obter a mais alta relação custos/benefícios, respeitando o ambiente, as condições locais e o objetivo para o qual se pretende aplica-lo (CHERNICHARO et al., 1999).

No Brasil, são conhecidas várias técnicas de tratamento de águas residuárias; e pesquisas nesse domínio, tem contribuído para o desenvolvimento e avaliação da adequação de tecnologias como: filtros anaeróbios (TONETTI et al., 2011; MAGRI et al., 2013; DUDA & OLIVEIRA, 2011); filtro anaeróbio seguido por alagado construído (FIA et al., 2010); tanque séptico seguido por filtro anaeróbio (VARRALO, 2011); filtro anaeróbio seguido por filtro de areia (TONETTI et al., 2004); decanto-digestor seguido por filtros biológicos (REINALDO et al., 2012); alagados construídos (SANTOS et al., 2016; SILVA et al., 2015; UCKER ET AL., 2012; QUELUZ, 2016; PRATA et al., 2013); lagoas de estabilização (LEITE et., 2005); desinfecção solar (SANCHEZ-ROMAN et al., 2008; QUELUZ, 2013); tanque séptico seguido por alagados construídos (COLARES & SANDRI, 2013); tanque séptico-tanque de microalgas-filtro anaeróbio de fluxo ascendente-leitos cultivados (SOUZA et al., 2015); reator UASB seguido por fotorreatores UV (FARIA et al., 2015); coagulantes naturais (LUCYK et al., 2015; POZZOBON & KEMPKA, 2015), entre outras.

Como se pode notar, são muitas as opções tecnológicas de tratamento de águas residuárias sendo testadas ou utilizadas no território brasileiro. No entanto, Chernicharo et al. (1999) refere que a adequação à realidade depende de condicionantes físicos, ambientais, epidemiológicos, socioculturais e econômicos, que são muito variados.

Adicionalmente, Chernicharo et al. (1999) referem que em decorrência da existência de diversas alternativas tecnológicas de tratamento de águas residuárias e dos inúmeros condicionantes, na escolha de alternativa mais adequada devem ser analisadas, avaliadas e comparadas no mínimo: a capacidade de absorver as variações qualitativas e quantitativas do efluente; a eficiência de remoção de sólidos, matéria orgânica, microrganismos patogênicos e nutrientes eutrofizantes; o potencial produtivo e os benefícios econômicos diretos e indiretos; a capacidade do sistema de se restabelecer de perturbações funcionais e a estabilidade do efluente; os riscos de maus odores e proliferação de insetos; a facilidade de modulação e expansão; a complexidade construtiva; as facilidades e dificuldades para manutenção e expansão; e os custos diretos na implantação, manutenção e operação.

Avaliando as tecnologias de tratamento de esgotos usualmente utilizadas no Brasil, Oliveira & Sperling (2015), apresentam resultados de desempenho de 166 estações de tratamento de esgotos em operação dos estados de Minas Gerais e São Paulo (Quadro 3).

Quadro 3 – Eficiências médias de remoção de diversos poluentes das águas residuárias para diferentes sistemas de tratamento

Poluentes	Unidades	FS+FA	LF	LAN+LF	LA	UASB	UASB+POS
DBO	%	59	75	82	85	72	88
DQO	%	51	55	71	81	59	77
SST	%	66	48	62	76	67	82
NT	%	24	44	39	50	-13	24
PT	%	30	46	36	46	-1	23
CF	Unid. log	0,9	1,6	2,2	2,0	0,6	2,8

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; DQO – Demanda química de oxigênio; SST – Sólidos suspensos totais; NT – Nitrogênio total; PT – Fósforo total; CF – Coliformes fecais; FS+FA – fossa séptica seguida de filtro anaeróbio; LF – lagoas facultativas; LAN+LF – lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas; LA – lodos ativados; UASB – reatores UASB sem pós-tratamento; UASB+POS – reatores UASB seguidos de pós-tratamento.

2.4.1 Fundamentos do tratamento de águas residuárias em sistemas anaeróbios

Segundo Santos (2015), os sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes podem ser subdivididos em várias categorias, porém, todos têm o mesmo princípio de funcionamento e a mesma finalidade, pois ocorrem na ausência de oxigênio molecular e consistem na capacidade dos microrganismos envolvidos utilizarem compostos orgânicos biodegradáveis transformando-os em subprodutos formados, que podem ser encontrados tanto na forma sólida, líquida ou gasosa.

Os microrganismos que participam do processo de decomposição anaeróbica podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias, com comportamentos fisiológicos distintos (CHERNICHARO, 1997); entre elas:

- O primeiro grupo é composto por bactérias fermentativas: transformam os compostos orgânicos complexos, por meio de hidrólise, em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose;
- O segundo grupo é formado pelas bactérias acetogênicas: convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;

- O terceiro grupo, compreende dois diferentes grupos de bactérias metanogênicas. Um grupo usa o acetato, transformando-o em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano, através da redução do dióxido de carbono.

O processo de digestão anaeróbica tem sido comumente apresentado ou testado de forma simplificada considerando somente duas fases (SANTOS et al., 2016); no entanto, este pode ser subdividido em quatro fases principais, nomeadamente:

a) Hidrólise

Uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase da degradação anaeróbia consiste na conversão de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples e de peso molecular menor, que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas.

A taxa de hidrólise pode ser o fator limitante para o processo da digestão anaeróbica pois ocorre geralmente de forma lenta, podendo afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado.

Entre os vários fatores que podem afetar a hidrólise estão a temperatura operacional do reator, o pH do meio, a composição do substrato, o tamanho das partículas, o tempo de residência do substrato no reator e outros (CHERNICHARO, 1997).

b) Acidogênese

Os produtos oriundos da fase de hidrólise são metabolizados pelas bactérias fermentativas, sendo convertidos em substâncias orgânicas simples (ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônio e sulfeto de hidrogênio, além de novas células de bactérias e compostos minerais).

A acidogênese é realizada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, das quais, geralmente, a grande maioria é anaeróbica obrigatória e 1% bactérias facultativas (MACHADO, 1997). As bactérias facultativas desempenham um papel fundamental no tratamento anaeróbio, pois estas utilizam o oxigênio dissolvido na metabolização da matéria orgânica, cuja sua presença no

processo de digestão pode ser tóxico para as bactérias anaeróbias (CHERNICHARO, 1997).

c) Acetogênese

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas, basicamente hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato.

d) Metanogênese

A etapa final no processo de degradação anaeróbica de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas bactérias metanogênicas. As bactérias metanogênicas que participam nesta conversão são divididas em dois grupos principais, em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano.

- Bactérias metanogênicas acetoclásticas: formam metano a partir de ácido acético ou metanol;
- Bactérias metanogênicas hidrogenotróficas: produzem metano a partir, de hidrogênio e dióxido de carbono.

Tanto as bactérias metanogênicas acetoclásticas quanto as hidrogenotróficas são importantes na manutenção do processo de digestão anaeróbica, uma vez que ambas participam no consumo do hidrogênio produzido nas fases anteriores.

2.4.1.1 Fatores ambientais

As condições operacionais de sistemas de tratamento anaeróbios são sensíveis a uma série de fatores que condicionam o crescimento microbiano e o desempenho do sistema.

Basicamente os fatores envolvidos são denominados ambientais e podem ser de natureza química ou física. Segundo Chernicharo (1997), os fatores físicos em geral atuam como agentes seletivos da população microbiana, enquanto que os fatores químicos podem ou não ser seletivos.

A digestão anaeróbica requer um controle rigoroso das condições ambientais, uma vez que o processo se baseia na interação das bactérias fermentativas e

metanogênicas (CHERNICHARO, 1997). Os fatores ambientais mais importantes para a digestão anaeróbica são a temperatura, o pH e a ausência de substâncias tóxicas (CHERNICHARO et al., 1999; PEREIRA et al., 2009); e atenção especial deve ser dispensada às bactérias metanogênicas, consideradas as mais vulneráveis às mudanças das condições climáticas.

a) Temperatura do ar

Segundo Chernicharo et al. (1999) e Pereira et al. (2009), a temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbica, uma vez que afeta a velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente de lipídios.

Três intervalos de temperatura podem ser associados ao crescimento microbiano nos processos biológicos:

- Faixa psicrófila: entre 0°C e 20°C;
- Faixa mesófila: entre 20 e aproximadamente 45°C;
- Faixa termófila: entre 45°C e 70°C, ou acima.

Em cada uma dessas três faixas, onde o crescimento microbiano é possível, são normalmente referenciados três valores de temperatura para caracterizar o crescimento bacteriano:

- Temperatura *mínima*: abaixo da qual o crescimento não é possível;
- Temperatura *ótima*: onde o crescimento é máximo;
- Temperatura *máxima*: acima da qual o crescimento também não é possível.

Segundo Chernicharo (1997), a taxa de crescimento microbiano em temperaturas próximas à mínima é geralmente baixa, à medida que a temperatura aumenta tende-se a se observar um aumento exponencial do crescimento microbiano, até o máximo à temperatura ótima. A partir do ponto de crescimento ótimo, o aumento da temperatura tende a provocar uma queda na taxa de crescimento, até o valor zero.

Refere ainda Chernicharo (1997) que a maioria de digestores anaeróbios tem sido projetados na faixa mesófila, no entanto, também tem se obtido resultados satisfatórios na faixa termófila. Adicionalmente, o mesmo autor refere que os sistemas anaeróbios operados em temperaturas ambiente tornam-se limitados,

principalmente para efluentes pouco concentrados, pelo fato da quantidade de metano produzido ser insuficiente para o seu aquecimento. No entanto, este fato pode ser de menor relevância no tratamento de esgotos domésticos, uma vez que a produção de metano é desprezível (CARVALHO, 1994; CHERNICHARO, 1997).

Cho et al. (2018) referem que existe uma relação direta entre o desempenho de digestores anaeróbios e a temperatura de operação; tendo este observado em seu estudo uma redução significativa na eficiência de remoção de DQO e produção de metano de um biorreator anaeróbico de membrana cerâmica após decréscimo da temperatura de operação.

Bouted & Ratanatamskul (2018) avaliando o efeito da temperatura e tempo de detenção hidráulica no desempenho de um filtro anaeróbio no tratamento de águas residuárias, observaram diferenças significativas no tratamento de água a temperatura ambiente (30°C) e a temperaturas controladas de 35°C, 40°C e 45°C. Os mesmos autores concluíram que o melhor desempenho do sistema de tratamento na redução de sólidos suspensos, demanda química de oxigênio, nitrogênio total e fosforo total foi observada na temperatura de 35°C.

Santos (2015) refere que em temperaturas altas, as reações biológicas ocorrem com maior velocidade, resultando em uma maior eficiência do processo; razão pela qual Hahn & Figueroa (2015) referem que o uso de filtros anaeróbios é mais comum em regiões de clima tropical e subtropical. Chernicharo (1997) refere que a digestão anaeróbica também é possível a temperaturas baixas (10 °C), contudo, a eficiência da digestão diminui muito com a diminuição da temperatura.

b) pH

Para grande maioria das bactérias que participam no processo de digestão, o pH ótimo de crescimento varia entre 6,5 e 7,5 (CHERNICHARO et al., 1999); também considerada a faixa ideal de crescimento das bactérias produtoras de metano, embora possa-se conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0 (CARVALHO, 1994). Adicionalmente o mesmo autor refere que valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que estes podem inibir por completo as bactérias formadoras de metano.

Nos processos de tratamento anaeróbio procura-se acelerar as reações de digestão e manutenção de microrganismos no sistema; sendo que valores baixos de pH inibem o processo de tratamento (CHERNICHARO et al., 1999); pois farão com que a unidade de tratamento fique acidificada, pH entre 4,0 a 5,0 (PEREIRA et al., 2009). O controle de pH em digestores anaeróbios visa essencialmente eliminar o risco de inibição de crescimento de bactérias, evitando assim a falha do processo.

c) Substâncias tóxicas

A toxicidade varia em função da quantidade do composto químico presente; esta pode ser tóxica ou estimulante, dependendo da concentração em que se encontra a substância.

Machado (1997), refere que no efluente de esgoto, os principais compostos, que podem ser tóxicos para sistemas de tratamento anaeróbios são: nitratos e nitrogênio amoniacal, cátions de metais alcalinos e alcalinos-terrosos, sulfatos e sulfetos, ácidos voláteis surfactantes, metais pesados, cianetos e oxigênio dissolvido.

A consequência mais notável das cargas de choque de substâncias tóxicas é a quase imediata paralização da produção de gases e a elevação da concentração de ácidos voláteis no digestor. O melhor desempenho dos reatores anaeróbios está associado a melhor compreensão do processo de digestão anaeróbica, para permitir o desenvolvimento de estruturas mais eficientes.

2.4.1.2 Filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios consistem basicamente em tanque contendo no seu interior material suporte estacionário e inerte (TONETTI et al., 2004; CHERNICHARO et al., 1999). O material suporte constitui o meio através do qual os despejos líquidos escoam.

Estes filtros são usualmente operados com fluxo vertical, tanto ascendente quanto descendente, sendo o de fluxo ascendente o mais utilizado (MACHADO, 1997). O efluente é introduzido pela parte inferior ou superior e sai na extremidade oposta. Na superfície do material suporte ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme e também se agrupam microrganismos, na forma de flocos ou grânulos, nos interstícios do material suporte do biofilme; e o

tratamento ocorre devido ao contato do substrato presente na água residuária com os organismos aderidos ao material suporte.

O desempenho dos filtros anaeróbios depende do contato do esgoto com a biomassa dispersa no leito de lodo e com o biofilme aderido ao meio suporte.

Segundo Chernicharo et al. (1999), a maior aceitação de sistemas de tratamento anaeróbico se deve principalmente as suas vantagens em comparação com o tratamento aeróbio; destacando-se a simplicidade e baixo custo operacional, uma vez que não há consumo de energia (SANTOS et al., 2016; BOUTED & RATANATAMSKUL, 2018; SHIN & BAE, 2018; MACHADO, 1997; CHERNICHARO et al., 1999; MANARIOTIS & GRIGOROPOULOS, 2008). Outras vantagens amplamente reconhecidas deste sistema de tratamento são:

- Simplicidade operacional, não exigindo qualquer operação sofisticada;
- Menor produção de lodo, resultando em economia considerável no manejo e destino final do resíduo do sistema de tratamento;
- Possibilidade de recuperação e utilização do gás metano como combustível;
- Adaptável para despejos com qualquer concentração de DQO;
- Possibilidade de funcionar bem mesmo após longos períodos de interrupção, consideração importante para efluentes sazonais.

Os principais aspectos negativos são:

- Longo período de partida do sistema se não há disponibilidade de inóculo adequado;
- Sensibilidade do processo a mudanças das condições ambientais;
- Possível emissão de odores ofensivos.

Chernicharo (1997) refere que os efluentes de esgoto sanitário bruto tratados em filtros anaeróbios geralmente necessitam de tratamento complementar, razão pela qual tem se desenvolvido diversas pesquisas envolvendo a combinação dos filtros anaeróbios e outras alternativas de tratamento, sejam eles complementares ou preliminares (antecedendo os filtros anaeróbios). Por exemplo, o uso de filtros anaeróbios tratando efluentes de tanques sépticos é uma alternativa bastante difundida, sendo inclusive normatizado pela NBR 7229 (ABNT, 1993).

a) Configuração dos filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios podem assumir ou serem testados em diversas configurações, no entanto, a disposição final dependerá das condições específicas locais, de considerações econômicas e de fatores operacionais; segundo as recomendações de Yound e McCarty (1969) na configuração dos filtros também deverá considerar-se a origem do efluente a ser tratado.

De acordo com a norma brasileira NBR 7229 (ABNT, 1993), os filtros anaeróbios devem ter forma circular ou retangular. O diâmetro mínimo previsto na mesma norma é de 0,95 m ou largura mínima de 0,85 m. O diâmetro máximo e a largura não devem exceder a três vezes a profundidade útil. A norma preconiza uma altura útil total igual a 1,80 m; volume mínimo útil de 1,25 m³.

A NBR 7229 (ABNT, 1993) estabelece ainda diretrizes complementares:

- Laje do fundo falso, deve ter abertura de 3 cm, espaçadas a 15 cm entre si. A laje do fundo falso deve ficar 30 cm acima do fundo do filtro;
- Dispositivo de saída do efluente, deve consistir de vertedor tipo calha, com 10 cm de largura e comprimento igual ao diâmetro ou largura do filtro. Deve ser instalado de modo a manter o nível do efluente a 30 cm do topo do leito filtrante.

Importa realçar que as disposições da NBR 7229 (ABNT, 1993) se aplicam a filtros anaeróbios utilizados para pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos, uma vez que estes passam por um processo de sedimentação prévio, no tanque séptico, reduzindo a presença de sólidos, o que minimiza os riscos de obstrução do material suporte do filtro anaeróbio.

b) Material suporte

A finalidade do material suporte é a de reter sólidos no interior do reator, através do biofilme formado na superfície deste material inerte. As principais finalidades deste material são:

- Permitir a retenção de grande quantidade de biomassa, e conseqüente melhoria do processo de filtração;
- Ajudar a promover a uniformização do escoamento no reator;
- Atuar como um dispositivo para separar os sólidos dos gases;

- Melhorar o contato entre os constituintes do afluente e biofilme gerado no reator;

A escolha criteriosa do material suporte é fundamental para garantir o melhor desempenho e viabilidade do uso de filtros anaeróbios no tratamento de efluentes de esgoto.

Em filtros anaeróbios, o material suporte deve ser leve, estruturalmente resistente, biológica e quimicamente inerte, possuir grande área específica, possuir porosidade elevada, possibilitar a colonização acelerada dos microrganismos, apresentar formato não achatado ou liso e de preço reduzido; afim de garantir que a estrutura suporte o peso próprio, adicionado ao peso das sólidos biológicos retidos à sua superfície e evitar a necessidade de construção de estruturas pesadas, permitir a aderência de maior quantidade de sólidos dissolvidos e bactérias, assim como permitir uma maior viabilidade econômica. (CHERNICHARO, 1997).

Diversos tipos de materiais suporte tem sido utilizados como meio suporte em filtros anaeróbios. Pela NBR 7229 (ABNT, 1982), o material de suporte deve ter granulometria uniforme, podendo variar de 4 a 7 cm ou ser adotada a brita nº 4.

c) Principais diferenças entre filtros de fluxo ascendente e descendente

O sentido do fluxo do efluente em filtros anaeróbios pode ser descendente e ascendente, a escolha de um em relação ao outro, geralmente depende da qualidade do efluente que se pretende tratar.

Nos filtros de fluxo ascendente, a maior parte dos sólidos suspensos encontra-se retida nos interstícios do material suporte, que é responsável pela remoção da matéria orgânica e a estabilização ocorre na parte inferior do filtro (menos de 1/3 da altura do filtro), o biofilme não tem papel muito importante, são mais indicados para tratamentos de efluentes com baixa concentração de sólidos suspensos e não necessitam de recirculação do efluente. Enquanto que, os filtros de fluxo descendente permitem o tratamento de efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica e sólidos suspensos, o biofilme é responsável pela maior parte de estabilização da matéria orgânica (cerca de 90%), geralmente necessitam de circulação do efluente, ocorre pouco acúmulo de sólidos biológicos no fundo do filtro, a remoção de DQO solúvel é praticamente constante ao longo da coluna do filtro e por reter menos sólidos biológicos não podem ser

operados com elevada taxa de carregamento orgânico volumétrico. (MACHADO, 1997).

2.5 Irrigação localizada por gotejamento

A irrigação localizada por gotejamento é o método em que água é aplicada ao solo em pequenas quantidades e sob baixa pressão, no entanto, com alta frequência, próximo a planta, gerando uma umidade no solo que geralmente se restringe ao sistema radicular da cultura empregada (KELLER & BLIESNER, 1990; MERRIAM & KELLER, 1978).

Nos meados dos anos 1960 até meados de 1970 a irrigação por gotejamento era considerada uma tecnologia emergente, cuja aplicação limitava-se a culturas específicas ou culturas de alto rendimento (NAKAYAMA & BUCKS, 1991). No entanto, nos dias atuais, esta tecnologia é utilizada para uma ampla variedade de culturas, até aquelas em inicialmente eram consideradas pouco lucrativas.

Segundo Ribeiro et al. (2004), a irrigação por gotejamento é um dos métodos de irrigação que mais cresceu nas últimas décadas, sendo considerada como uma das principais razões para este crescimento a maneira racional e econômica com que se aplicada a água; além das inúmeras vantagens que apresenta em relação aos outros métodos de irrigação.

As principais vantagens da irrigação por gotejamento: (I) maior eficiência no consumo de água e produtos químicos: associada ao melhor controle de irrigação, menores perdas por evaporação e deriva (vento), poucas perdas por percolação e escoamento superficial; (II) economia de mão-de-obra: por se tratar de sistemas fixos, há menor demanda de mão-de-obra quando comparado aos sistemas convencionais de irrigação superficial ou aspersão, como também existe a possibilidade de automatização total; (III) adaptação a qualquer gradiente de declive do solo; (IV) maior produtividade: sobretudo para culturas que requerem maior umidade e constante no solo, em virtude de aplicações frequentes e menores variações de água no solo; (V) maior controle fitossanitário: por fornecer água apenas a região restringida da cultura, não molhando a parte aérea das plantas, facilita o controle de ervas daninhas, fungos, insetos, etc; (VI) possibilidade de uso de água salina: irrigações frequentes mantem o solo sempre úmido, assim a concentração de sais dentro do volume úmido de solo é menor. Isso permite maior concentração das raízes na região de

menor concentração de sais (BERNARDO et al., 2006; KELLER & BLIESNER, 1990, MERRIAM & KELLER, 1978).

Suas desvantagens são: (I) elevado custo inicial (quando comparado a outros métodos); (II) requer um sistema de filtragem mais rigoroso; (III) susceptibilidade a obstrução devido aos pequenos orifícios de passagem de água; (IV) acúmulos de sais próximo as culturas; (V) desenvolvimento do sistema radicular limitado a região umedecida e permanente necessidade de manutenção (FRIZZONE et al., 2012; KELLER & BLIESNER, 1990, MERRIAM & KELLER, 1978).

As componentes usualmente requeridas em sistemas de irrigação por gotejamento incluem, estação de bombeamento, cabeçal de controle, linhas principais e derivação, linhas laterais, emissores, filtros, dispositivos de injeção de agroquímicos, válvulas, entre outros acessórios dependendo da finalidade a que se pretende aplica-lo (KELLER & BLIESNER, 1990).

2.5.1 Clima e irrigação de couve-manteiga

A couve-manteiga é uma cultura típica de outono-inverno, desenvolvendo-se melhor quando as temperaturas médias mensais se situam entre 16 e 22°C, com temperaturas mínimas de 5 a 10°C e temperaturas máximas de 28°C (TRANI et al., 2015). Adicionalmente os mesmos autores referem que na ocorrência de temperaturas acima de 28°C poderá haver danos severos no desenvolvimento das plantas, acarretando prejuízos com relação à produção comercial.

Novo et al. (2010), avaliando o desenvolvimento e produção de genótipos de couve-manteiga, observaram que a ocorrência de baixas temperaturas (12 - 15°C) dificultou o desenvolvimento das mudas. Estes autores referem ainda que em temperaturas inferiores a 5 e 10°C, a couve tende a florescer, fato que paralisa a produção de folhas comerciais.

Apesar de a couve ser considerada uma cultura de inverno, ela também é tolerante ao calor, o que faz com que em regiões não muito quentes seja possível a sua produção continua durante vários meses ao longo do ano (FILGUEIRA, 2002; HUSSAR et al., 2004; TRANI et al., 2015). No verão se desenvolve bem em áreas serranas, com altitudes acima de 800 m; no entanto, para a obtenção de resultados satisfatórios é importante que as condições climáticas e as necessidades hídricas da

cultura sejam rigorosamente monitoradas, pois é altamente exigente em água (TRANI et al., 2015).

Por apresentar um sistema radicular superficial e ser sensível ao déficit hídrico, a cultura de couve-manteiga raramente pode ser cultivada com sucesso sem o uso da irrigação (MAROUELLI et al., 2017). Segundo estes autores, a falta de água (déficit hídrico) no cultivo de couve, além de provocar o murchamento das plantas, também retarda o crescimento, afetando a produtividade e qualidade do cultivo. Adicionalmente, Marouelli et al. (2017) referem que esta cultura quando sujeita a déficits hídricos sucessivos, torna-se mais suscetível ao ataque de insetos e pragas, especialmente de pulgões.

A semelhança das diversas hortaliças pertencentes a família Brassicacea, a couve-manteiga não tolera excesso de umidade (TRANI et al., 2015). O excesso de umidade prejudica a aeração do solo e a respiração das raízes, favorecendo a ocorrência de doenças, sobretudo a podridão das raízes; o molhamento frequente das folhas favorece aumento de doenças de parte aérea, tais como a podridão negra e podridão mole (MAROUELLI et al., 2017).

Basicamente todas formas de aplicação de água via irrigação são passíveis de serem utilizadas no cultivo de couve-manteiga. Segundo Marouelli et al. (2017), no Brasil, o cultivo de hortaliças da família Brassicacea é feito tradicionalmente com o uso da irrigação por aspersão. Apesar das inúmeras vantagens em relação à aspersão, o sistema de irrigação por gotejamento ainda é pouco adotado; e a irrigação por sulcos apenas por uma minoria de agricultores familiares.

A seleção do sistema de irrigação adequado para cada condição específica é o fator chave para a obtenção de resultados satisfatórios, e melhor relação custo-benefício. A principal vantagem da aspersão, em relação a irrigação por sulco, é o fato de serem menos restritos quando as características de solo e topografia, e demandar menos mão-de-obra. Em relação ao gotejamento apresentam menor custo de aquisição e de manutenção.

A principal desvantagem da irrigação por aspersão é o fato da água ser aplicada sobre as folhas da planta, favorecendo a ocorrência de doenças da parte aérea. Por outro lado, minimiza a ocorrência de insetos-pragas, tais como o pulgão e a lagarta da couve; pela ação mecânica das gotas de água aplicadas sobre as

plantas, possibilitando a remoção parcial de ovos e pequenas larvas de insetos, como também desfavorece a movimentação de insetos adultos entre plantas.

No cultivo de hortaliças da família Brassicacea, a irrigação por gotejamento tem sido comumente adotada quando associado ao uso de cobertura do solo com filmes plásticos (MAROUELLI et al., 2017). Avaliando a viabilidade econômica do cultivo de couve envolvendo diversas alternativas de cobertura de solo e diferentes lâminas de irrigação, Tiwari et al. (2003) observaram maior produção na combinação de mulching com filme plástico (MFP) e irrigação a 100% da lâmina requerida (LR). Os mesmos autores observaram que o incremento da produção nos tratamentos MFP + LR, MFP + 0,8 LR e MFP + 0,6 LR foi de 4,72%, 3,03% e 1,03% respectivamente, comparado a cultivo com as mesmas lâminas e sem MFP.

As dificuldades que limitam o uso da irrigação por gotejamento no cultivo de couve são relacionadas ao alto custo de implantação, manutenção do sistema e grande mão-de-obra para instalação (MAROUELLI et al., 2017).

Existem pouco relatos do uso da irrigação por sulcos no cultivo de couve-manteiga, no entanto, as principais vantagens relacionadas a este sistema de irrigação estão associadas ao menor investimento para sua implantação (quando não exige a sistematização do terreno); todavia, é o que apresenta menor eficiência de irrigação e, conseqüente maior exigência em água.

Não existem muitas pesquisas desenvolvidas com foco em manejo de irrigação no cultivo de couve-manteiga, principalmente na propagada por sementes; no entanto, Marouelli et al. (2017) referem que a demanda hídrica total varia de 300 a 650 mm, e o ciclo de crescimento dividido em quatro fases: inicial, crescimento de plantas, formação da produção e pré-colheita.

2.5.2 Aplicação de efluentes na irrigação por gotejamento

Nos tempos atuais, face ao quadro vigente de escassez hídrica e na busca de soluções para melhorar a racionalização da alocação dos recursos hídricos nos diversos setores de atividades, tem se notado um significativo incentivo do reuso de efluentes tratados na agricultura irrigada.

De acordo com Cararo et al. (2006) e Najafi et al. (2010) o sistema de irrigação por gotejamento se apresenta como o mais adequado para aplicação de efluentes pelo fato de minimizar o contato de água possivelmente contaminada com

o agricultor ou com o produto a ser colhido; que está associado ao fato da irrigação por gotejamento aplicar a água diretamente sob a região do sistema radicular da planta (KELLER & BLIESNER, 1990; MERRIAM & KELLER, 1978); podendo também promover a remoção adicional de patógenos contidos na água (ADIN & SACKS, 1991; OMS, 2006).

O interesse pela adoção da irrigação por gotejamento vem crescendo com o passar do tempo e se estabelecendo como parte indispensável da comunidade de agricultores irrigantes. Contudo, os emissores usados nestes sistemas são sensíveis à aplicação de água de baixa qualidade, sendo a presença de partículas sólidas a maior causa de obstrução de gotejadores (SILVA et al., 2012); que resulta na alteração das características operacionais do sistema de irrigação, sobretudo na variação da uniformidade de aplicação, redução da eficiência de irrigação e aumento do volume de água aplicado. Em alguns casos, para garantir o suprimento adequado nas necessidades hídricas das culturas é necessário fazer irrigações excessivas. Estas irrigações podem propiciar a ocorrência de percolação profunda, consumo desnecessário de energia, perda de fertilizantes, necessidade de drenagem e contaminação de lençol freático (CAPRA & SCICOLONE, 2004); no entanto, com a vantagem de aumentar o bulbo úmido e promover a exploração de um volume maior de solo pelas raízes.

A obstrução dos emissores em sistemas de irrigação por gotejamento é resultado de diversos fatores, no entanto, a qualidade da água usada é no geral considerada a principal causa (CAPRA & SCICOLONE, 1998; NAKAYAMA & BUCKS, 1991). Analisando resultados de diversas pesquisas focadas na obstrução de emissores e procedimentos de mitigação, Nakayama & Bucks (1991), estabeleceram diversos fatores e potenciais fontes causadoras da obstrução, e realçam que os problemas de qualidade da água de irrigação tenderão a aumentar com a crescente incorporação de efluentes domésticos e industriais na irrigação agrícola.

Diversas pesquisas relacionadas a avaliação do desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento (FILHO et al., 2017; SILVA et al., 2012; SANTOS et al., 2016; BATISTA et al., 2010; BATISTA et al., 2013), operando com efluente tratado e não tratado, mostraram uma alteração significativa das características operacionais dos sistemas de irrigação (variando de moderada a severa), sendo que em alguns

casos a alteração foi aumentando com tempo de operação; e estes autores são unânimes ao indicar os sólidos suspensos, ferro total e população bacteriana como sendo os principais fatores envolvidos obstrução severa dos emissores.

O monitoramento da obstrução dos emissores em irrigação por gotejamento é um processo complexo, pois até avaliações mais exaustivas não respondem com exatidão à causa da obstrução, uma vez que em muitos casos a obstrução inicia no interior do emissor e de forma lenta vai progredindo até a obstrução completa (NAKAYAMA & BUCKS, 1991). Estes autores referem ainda que a obstrução parcial é tão prejudicial quanto a obstrução completa, porque em ambos se observa a redução de uniformidade da distribuição como resultado da alteração das características hidráulicas do labirinto do emissor.

Baseado nas observações em estudos de obstrução de emissores e na experiência para a controlar, (CAPRA & SCICOLONE, 1998; NAKAYAMA et al., 2006); desenvolveram um sistema de classificação da qualidade da água para irrigação por gotejamento que incluem os principais fatores envolvidos na obstrução de emissores. Este sistema de classificação (Quadro 4), está relacionado à composição da água de irrigação e pode ser usado para identificar o potencial risco de obstrução de emissores, e, por conseguinte selecionar ou projetar o sistema de tratamento de água a ser adotado.

Quadro 4 – Classificação da qualidade da água relacionada a seu potencial de obstrução em gotejadores

Fatores	Grau de restrição ao uso					
	Baixo		Moderado		Severo	
	A	B	A	B	A	B
SST (mg L ⁻¹)	< 50	< 200	50 – 100	200 – 400	> 100	> 400
pH	< 7	nc	7 – 7,5	nc	> 8	nc
CE (dS cm ⁻¹)	< 0,8	< 1	0,8 – 3,1	1 – 4,5	> 3,1	> 4,5
SD (mg L ⁻¹)	< 500	nc	500 – 2000	nc	> 2000	nc
Manganês (mg L ⁻¹)	< 0,1	< 0,7	0,1 – 1,5	0,7 – 1	> 1,5	> 1
Ferro (mg L ⁻¹)	< 0,2	< 0,5	0,2 – 1,5	0,5 – 1,2	> 1,5	> 1,2
Cálcio (mg L ⁻¹)	nc	< 250	nc	250 – 450	nc	> 450
Magnésio (mg L ⁻¹)	nc	< 25	nc	25 – 90	nc	> 90
Sulf. Hidr. (mg L ⁻¹)	< 0,2	nc	0,2 – 2,0	nc	> 2	nc
Núm. Bact. (/ml)	< 10 ⁴	nc	10 ⁴ – 5.10 ⁴	nc	> 5.10 ⁴	nc

Sulf. Hidr. – sulfureto de hidrogênio; Núm. Bact. – número de bactérias; nc – não classificado; A – classificação de acordo com Nakayama et al. (2006); B – classificação de acordo com Capra & Scicolone (1998).

Esta classificação, embora antiga, continua sendo usada em pesquisas atuais como referência para classificação do risco de obstrução de emissores em irrigação localizada. A escolha da classificação a usar, geralmente depende da quantidade de informação disponível; no entanto, é notável o uso frequente da classificação proposta por Nakayama et al. (2006) por ser mais restritiva, e apresentar maior número de fatores. Cunha et al., (2017) operando sistema de irrigação por gotejamento aplicando efluente de laticínio concluiu que os atributos sólidos suspensos e pH foram os principais agentes de obstrução do sistema, após ter observado em 200 horas de aplicação valores médios de sólidos suspensos e pH de 393 mg L^{-1} e 7,67; indicados como de risco severo e moderado respectivamente.

A obstrução de gotejamento tem gerado preocupação enorme a diversos níveis de investigação e utilização da irrigação por gotejamento na aplicação de efluentes, de tal maneira que desde a sua descoberta até aos dias atuais tem se desencadeado esforços no sentido de identificar soluções eficazes para o controle ou mitigação do problema; e como resultado, pesquisas continuam sendo relatadas sobretudo no que se refere a qualidade de água, tratamento, uniformidade de aplicação, melhoramento da operação hidráulica dos emissores, entre outras.

Para a minimização da obstrução dos emissores em sistemas de irrigação por gotejamento tem se indicado diversas técnicas; que entre as mais comuns e altamente difundidas, Santos et al. (2016) destaca a filtração (tratamento físico) como o aspecto chave na irrigação por gotejamento com efluentes. Segundo Capra & Scicolone (2004) e Puig-Bargués et al. (2010), trata-se de uma técnica simples, econômica e de operação fácil.

Detectar obstrução de emissores num sistema de irrigação é tão difícil, quanto é difícil a limpeza do sistema ou substituição dos emissores obstruídos. Para monitorar estes sistemas, Keller & Bliesner (1990) recomendam que os sistemas de irrigação sejam avaliados logo após a sua instalação; e quando as fontes de água são efluentes, as avaliações devem ser rotineiras, especialmente quando se trata de sistemas de irrigação por gotejamento que são intensamente vulneráveis a alteração das suas características operacionais ao longo do seu tempo de uso.

2.5.3 Avaliação de sistemas de irrigação por gotejamento

A função principal de um sistema de irrigação é suprir as necessidades hídricas das culturas, baseado em aplicações adequadas, regulares e em momentos oportunos. Aplicações desuniformes geralmente resultam em perdas consideráveis de água, afetando a produtividade e influenciando diretamente na rentabilidade do produto.

A avaliação do desempenho de sistemas de irrigação visa essencialmente compreender a adequação operacional do sistema, visando aferir se o mesmo satisfaz o indicado nas especificações dos equipamentos ou avaliar a qualidade da manutenção, e se necessário determinar procedimentos para melhorá-lo. Segundo Socol et al. (2002), em irrigação, a qualidade do sistema é expressa por parâmetros de desempenho, onde os mais comuns são: uniformidade e eficiência.

A uniformidade se refere aos parâmetros de desempenho associados à variabilidade da lâmina de irrigação aplicada sobre o solo. Geralmente, a uniformidade de irrigação é expressa por coeficientes de uniformidades, que são medidas de dispersão estatística, sem significado físico, mas relacionados à qualidade do sistema de irrigação; sendo que os mais comuns são representados como Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) e o Coeficiente de Uniformidade Estatístico (CUE).

A eficiência é usada para identificar parâmetros que através da quantidade de água envolvida no processo de irrigação, expressam a relação entre os seguintes volumes de água: coletado da fonte; fornecido à subunidade via sistema de irrigação; necessário para a planta; armazenado no solo dentro da profundidade adequada para as raízes; perdido por evaporação e vento, percolação e escoamento.

Para se obter eficiência em irrigação deve-se ater a duas perspectivas básicas: as perdas durante o processo de irrigação e a uniformidade de aplicação da água. Keller & Bliesner (1990), referem que estes fatores estão intimamente ligados, sendo que quanto maior for a uniformidade da lâmina, menor a variabilidade da distribuição da água no campo.

2.5.3.1 Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)

O CUD foi proposto por Keller & Karmeli (1974). Sua determinação é fundamentada na razão entre média de 25% das menores vazões verificadas nas análises em relação à média total das vazões observadas (Equação 1). Merriam & Keller (1978) apresentaram o critério geral para interpretação dos valores de CUD, para sistemas de irrigação que estejam em operação por um ou mais anos: CUD maior que 90%, Excelente; entre 80 e 90%, Bom; 70 e 80%, Regular; menor que 70%, Ruim.

$$CUD = 100 * \left(\frac{q_{25}}{q_m} \right) \quad (1)$$

Em que, CUD – Coeficiente de uniformidade de distribuição de água (em %); q_{25} – valor médio dos 25% menores valores de vazões observadas nos emissores testados ($L h^{-1}$); q_m - vazão média dos emissores testados ($L h^{-1}$).

2.5.3.2 Coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC)

Para a determinação do coeficiente de uniformidade de Christiansen (CHRISTIANSEN, 1942), adota-se o desvio médio como medida de dispersão, sendo comumente adotado o utilizado na avaliação da irrigação por aspersão, apresentado pela Equação 2.

$$CUC = 100 \left[1 - \frac{\sum_i^n (q_i - q_m)}{nq_m} \right] \quad (2)$$

Em que, CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen (em %); q_i - vazão de cada emissor testado ($L h^{-1}$); q_m – vazão média dos emissores testados ($L h^{-1}$); n – número total de emissores testados.

Mantovani (2002) apresentou uma classificação dos valores de CUC, particularmente para sistemas de irrigação por gotejamento (Quadro 5).

Quadro 5 – Classificação do CUC para sistemas de irrigação por gotejamento.

Classificação	CUC (%)
Excelente	90 – 100
Boa	80 – 90
Razoável	70 – 80
Ruim	60 – 70
Inaceitável	< 60

2.5.3.3 Coeficiente de uniformidade estatístico (CUE)

O CUE, foi desenvolvido por Wilcox & Swailes (1947) para avaliação de sistemas de irrigação por aspersão, no qual baseia-se na variação da lâmina de água aplicada. Bralts et al. (1987), desenvolveram um modelo próximo a equação inicial de CUE, e afirmam que o modelo pode ser utilizado para avaliação de sistemas de irrigação por gotejamento, desde que seja feita a substituição dos valores das lâminas obtidos pelos aspersores pelos valores das lâminas ou vazão dos emissores. O coeficiente de uniformidade estatístico é dado pela Equação 3 abaixo.

$$CUE = \left(1 - \frac{S_q}{q_m} \right) \quad (3)$$

Em que, CUE – coeficiente de uniformidade estatístico (em %); S_q – desvio-padrão da vazão dos emissores testados ($L h^{-1}$); q_m – vazão média dos emissores testados ($L h^{-1}$).

Bralts (1986), também propôs um critério para a interpretação dos valores de CUE, da qual, para valores superiores a 90% é classificado como Excelente, Muito Bom entre 80 e 90%, Regular entre 70 e 80%, Ruim entre 60 e 70%, Inaceitável para valores inferiores a 60%.

2.6 A cultura de couve-manteiga (cultivar Georgia)

A couve-manteiga (*Brassica oleracea* L. var. *acephala*), também conhecida por couve-comum ou couve de folhas, é uma hortaliça anual ou bienal, da família Brassicaceae, originária do continente Europeu (TRANI et al., 2015).

A couve-manteiga ocupa lugar de destaque na agricultura brasileira de produção de hortaliças (PITTA et al., 2007); e o seu consumo vem aumentando de maneira gradativa, provavelmente, devido às diversas formas de utilização na culinária e às recentes descobertas da ciência quanto às suas propriedades nutricionais e medicinais (NOVO et al., 2010).

Comparativamente à outras hortaliças folhosas, a couve destaca-se quanto ao maior conteúdo de proteínas, carboidratos, fibras, cálcio, ferro, iodo, vitamina A, niacina e vitamina C (TRANI et al., 2015). Segundo Nepa (2011), têm-se em 100 g de folhas cruas de couve-manteiga, 27 kcal; 2,9 g de proteína; 0,5 g de lipídeos; 4,3 g de carbo-hidratatos; 3,1 g de fibra alimentar; 1,3 de cinzas; 131 g de cálcio e 35 g de magnésio. Em 100 g de couve refogada têm-se 90 kcal; 1,7 g de proteína; 6,6 g de lipídeos; 8,7 g de carbo-hidratatos; 5,7 g de fibra alimentar; 1,5 g de cinzas; 177 g de cálcio e 26 g de magnésio.

Com relação às propriedades medicinais, a couve pode ser utilizada em tratamentos contra a anemia e o bócio, seu sumo é cicatrizante e bom para a vesícula biliar, como também pode auxiliar no combate à constipação intestinal (TRANI et al., 2015). A couve é ainda uma excelente fonte de carotenoides, apresentando concentrações significativas de luteína e beta caroteno, que contribui para redução de riscos de câncer no pulmão e de doenças oftalmológicas crônicas como cataratas (NOVO et al., 2010).

Segundo Camargo & Camargo (2011) e Nasser (2018), a couve-manteiga é uma das hortaliças folhosas mais cultivadas no Estado de São Paulo, no Brasil e em todo mundo. Estatísticas mundiais estimam que a China seja o maior produtor mundial de couves e outras brássicas, seguida por Índia, Rússia, República da Korea, Japão, Ucrânia, Indonésia, Polónia, Roménia e Estados Unidos da América (FAOSTAT, 2016). O Brasil não aparece nas estatísticas de produção mundial, provavelmente por falta de coleta de dados (Nasser, 2018).

Dados do Instituto de Economia Agrícola (IAE) referem que a área cultivada no Estado de São Paulo nos anos de 2015, 2016 e 2017 foi de 2.174,50 ha, 2.570,69 ha e 2.963,98 ha respectivamente, tendo sido produzidas 36.919,8 toneladas em 2015, 45.554,36 toneladas em 2016 e 57.206,69 toneladas em 2017, o equivalente a uma produtividade média de 18 toneladas por hectare. As maiores produções são registradas nas regiões de Sorocoba, Mogi das Cruzes, São Paulo e

Campinas, juntas representam aproximadamente 80% da área cultivada e 70% da produção anual paulista de couve-manteiga.

A facilidade de propagação também tem sido considerada um fator atrativo para o cultivo da couve. A propagação da couve-manteiga pode ser feita por mudas e por sementes, sendo que a diferença entre estas é notada pelo hábito de crescimento, aparência, cor e textura da folha. No estado de São Paulo, 90% das cultivares de couve são multiplicadas por mudas e estas têm como principal característica plantas de porte alto, sendo que na fase de colheita chegam a atingir altura que varia entre 60 e 100 cm, e em alguns casos faz se necessário estaqueá-las, apresentam folhas de cor mais clara e macias (NOVO et al., 2010).

Uma descrição resumida das características de algumas cultivares de couve-manteiga desenvolvidas pelo Instituto Agrônomo de Campinas é apresentada no Quadro 6.

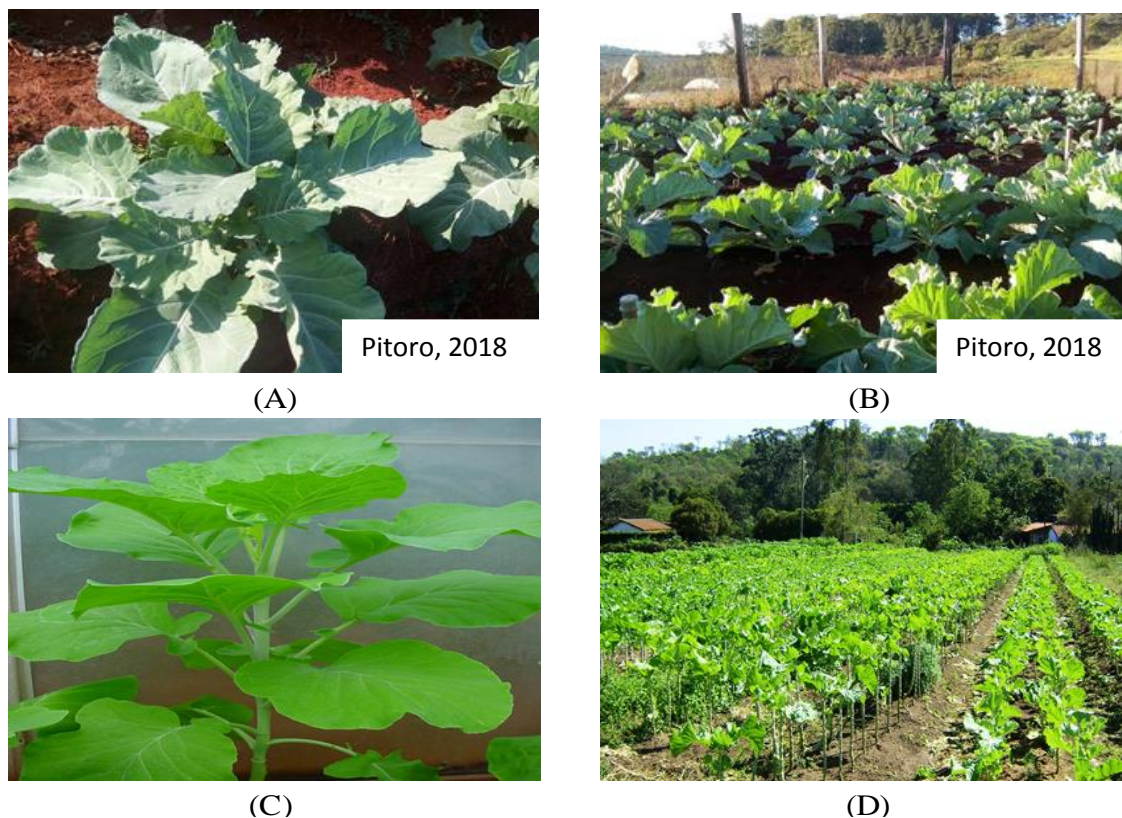
Quadro 6 – Características botânicas de diversos cultivares de couve-manteiga

Cultivares	CML	LRG	MFF
	----- cm folha ⁻¹ -----		g folha ⁻¹
Manteiga de Ribeirão Pires	25,38	20,96	28,86
Manteiga I-915	18,24	13,54	7,78
Manteiga de Jundiaí	23,92	22,84	30,03
Manteiga de Mococa	21,64	18,24	26,14
Manteiga de São Jose	22,10	18,56	24,66
Manteiga de Monte Alegre	29,34	24,36	44,18
Manteiga Osvaldo Pires	34,46	27,32	46,20
Manteiga-manteiga da Georgia	31,23	25,61	44,89

CML – comprimento do limbo; LRG – largura do limbo; MFF – massa fresca da folha (Fonte: Trani et al., 2015).

Na Figura 7, é possível observar a diferença em porte de crescimento, entre cultivares (var. Georgia) multiplicadas por semente (A e B) em relação às cultivares multiplicadas por muda (C e D).

Figura 7 – Couve-manteiga propagada por sementes e por mudas



Pé da planta (A) e horta (B) de couve-manteiga (cultivar Georgia) de porte compacto no campo experimental do Departamento de Engenharia (FCA/Unesp – Botucatu); pé da planta (C) e horta (D) de couve de cultivar propagada por mudas (TRANI et al., 2014).

Cultivares de couve-manteiga multiplicadas por semente, conhecidas por híbridas, tem porte compacto, com altura média inferior a 50 cm, apresentam folhas de cor mais escura e rústicas, não produzem brotações para formação de mudas, são precoces, apresentam maior área foliar e peso em relação a diversas variedades propagadas por mudas (TRANI et al., 2015).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e características gerais da área experimental

A pesquisa foi desenvolvida na área experimental do Departamento de Engenharia Rural, Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA), pertencente à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Botucatu – São Paulo; nas coordenadas 22° 50' 48" S, 48° 26' 06" W e altitude de 817,74 m.

O clima da região é definido como do tipo Cfa (Koppen): clima subtropical úmido (mesotérmico) com verão chuvoso e inverno seco, a temperatura média do mês mais quente é superior a 22°C e a precipitação média anual em torno de 1.501,4 mm (CUNHA & MARTINS, 2009).

3.2 Descrição do experimento

A pesquisa compreendeu duas etapas, realizadas no mesmo local: (i) estação de tratamento de águas residuárias (ETAR) e, (ii) unidade de cultivo de couve-manteiga.

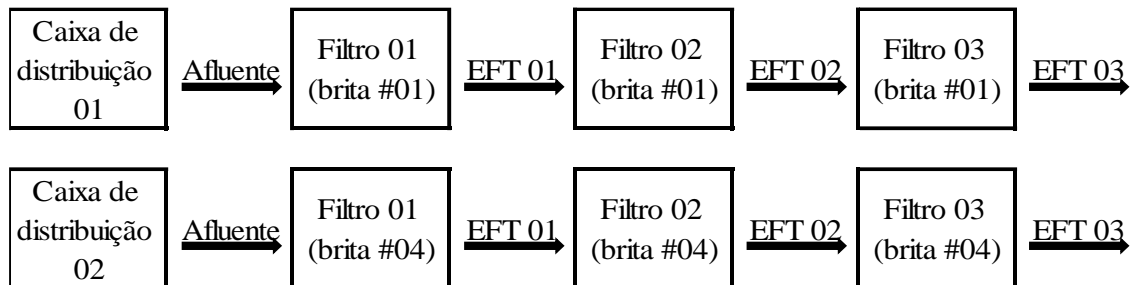
3.2.1 Estação de tratamento de águas residuárias

O tratamento de águas residuárias e o monitoramento do desempenho da ETAR compreendeu duas fases, com estruturas distintas. A primeira fase (FASE I), decorreu entre os meses de Setembro e Novembro de 2017, e tinha como objetivo fundamental verificar se o efluente tratado atenderia ao padrão de qualidade de água para fins de irrigação por gotejamento. A segunda fase (FASE II), decorreu entre os meses Fevereiro e Agosto de 2018, e foram introduzidas alterações na estrutura da ETAR baseando-se nos resultados da FASE I.

A estrutura da ETAR na FASE I (Figura 8) era composta por seis filtros confeccionados em barris plásticos de 200 litros cada, com dimensões de 0,90 m de altura e 0,50 m de diâmetro interno (chegando a 0,54 m no centro do barril), dispostos na vertical e subdivididos em dois leitos de igual número de filtros (barris), diferenciados pelo material suporte brita #1 (diâmetro médio 14 mm) e brita #4 (diâmetro médio 90 mm). Para cada leito, os três filtros estavam ligados em série através de uma tubulação PVC rígido de 32 mm, sendo o fluxo da água vertical e

descendente. A escolha de barris plásticos deveu-se ao fato do custo de aquisição ser baixo e a sua capacidade de resistência ao peso do meio suporte saturado.

Figura 8 – Disposição da ETAR na FASE I



Cada barril foi totalmente preenchido de material suporte e o nível da água mantido a 10 cm da superfície do barril. A porosidade média gerada foi de 48% e 52% do meio suporte, correspondente a uma taxa de aplicação diária de 95 e 105 litros, e um tempo de detenção hidráulica (Equação 4) aproximado de 2,38 e 2,33 dias para o leito brita #1 e brita #4 respectivamente.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (4)$$

Onde, TDH – tempo de detenção hidráulica (dias); V – volume total do leito (m^3); Q – vazão ($m^3 \text{ dia}^{-1}$).

A ETAR (Figura 9) contou ainda com uma caixa de água de 1.000 litros para a recepção do efluente (EF) da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Botucatu (considerado como afluente nesta pesquisa), uma caixa de água de 100 litros (caixa de distribuição 1), uma caixa de água de 150 litros (caixa de distribuição 2) e caixa de água de 500 litros que recebia o efluente tratado (EFT-3) da ETAR para posterior descarte, após ter passado pelos filtros.

Figura 9 – ETAR instalado no Campus da FCA-Unesp, Botucatu (FASE I)



(A)



(B)

A – vista geral da ETAR na FASE I; B – vista detalhada do material suporte por leito na FASE I

Os resultados da Fase I indicaram um bom desempenho da ETAR nos principais parâmetros analisados e com uma ligeira diferença favorável ao leito brita #1, exceto no parâmetro DBO. Assim sendo, na segunda fase propôs-se o uso da brita #1 como material suporte e o número de filtros passou de três para seis (Figura 10), incrementando o tempo de detenção hidráulica (TDH) para 4,76 dias; visando melhorar o desempenho da ETAR, essencialmente no que se refere a DBO e aos demais parâmetros a este associado.

Figura 10 – Disposição da ETAR na FASE II

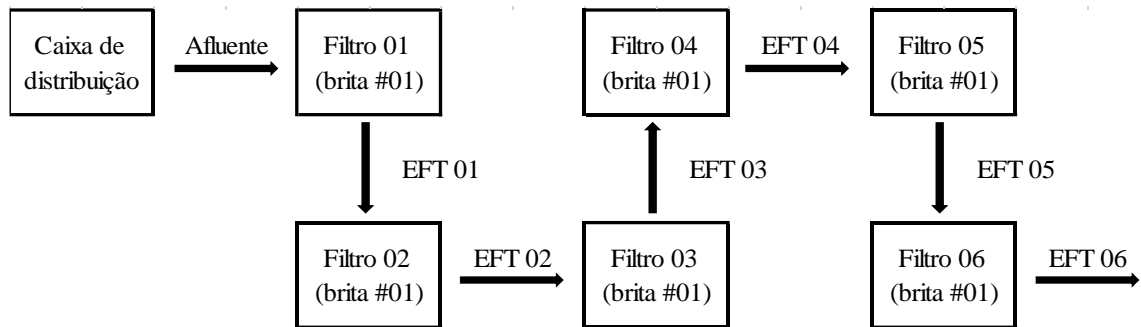


Figura 11 – ETAR instalado no Campus da FCA-Unesp, Botucatu (FASE II)



(A)



(B)

A – vista geral da ETAR na FASE II; B – vista lateral da ETAR na FASE II

Com as alterações propostas; na FASE II, a estrutura da ETAR (Figura 11) passou a ser apenas de um leito composto por seis filtros, ligados em série através

de uma tubulação PVC rígido de 32 mm, mantendo-se o sentido do fluxo da água e adotada a brita #1 como material suporte nos seis filtros. Os demais componentes foram, uma caixa de água de 1.000 litros (recepção e armazenamento do afluente) e duas caixas de água de 150 litros, sendo uma antes e outra depois do leito, a segunda para recepção do efluente tratado.

3.2.1.1 Monitoramento da ETAR

Na FASE I, a ETAR operou no período entre Agosto e Novembro de 2017. Nesta fase, foram realizadas cinco amostragens do afluente (efluente da estação de tratamento de esgoto) (EF-ETE 1) e efluente tratado na presente pesquisa, sendo a primeira amostragem feita 67 dias após o início da operação do sistema de tratamento e as demais feitas em intervalos de sete dias.

Os parâmetros analisados na FASE I foram: temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos suspensos totais (SST) e turbidez considerando quatro pontos de amostragem por leito, nomeadamente: efluente da estação de tratamento de esgoto na FASE I (EF-ETE 1), efluente tratado do filtro um (EFT-1), filtro dois (EFT-2) e filtro três (EFT-3); no caso de sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos totais (SDT) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) considerou-se dois pontos de amostragem por leito (EF-ETE 1 e EFT-3).

Na FASE II, a ETAR operou no período entre Fevereiro e Agosto de 2018, sendo que a reativação do sistema ocorreu no dia 23 de Fevereiro. Nesta fase, também foram realizadas cinco amostragens de efluente da ETE na FASE II (EF-ETE 2), efluente tratado coletado no filtro três (EFT-3) e filtro seis (EFT-6), sendo a primeira amostragem feita aos 41 dias após a reativação do sistema de tratamento e as demais realizadas em intervalos de 30 dias.

Os parâmetros analisados na FASE II foram: temperatura, pH, CE, ST, SST, SDT, DBO, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), fosforo total (PT), potássio (K), coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF) considerando três pontos de amostragem (EF-ETE 2, EFT-3 e EFT-6). Todas as análises foram realizadas no laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Rural da FCA/Unesp, com exceção da turbidez que foi realizada no Laboratório da SABESP-Botucatu (na primeira fase).

No Quadro 7, são apresentados os métodos adotados para a execução das análises. As amostras foram coletadas e preservadas respeitando os métodos recomendados pelo Standard Methods 1060B e 1060C, respectivamente (APHA, 2012).

Quadro 7 – Parâmetros de qualidade da água avaliados e métodos adotados para análise

Parâmetro	Unidade	Método	Referência
Temperatura	°C	<i>Laboratory Method</i>	SM 2550B
pH		<i>Eletrometric Method</i>	SM 4500B
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	<i>Laboratory Method</i>	SM 2510B
ST	mg L^{-1}	<i>Total Solids Dried at 103-105°C</i>	SM 2540B
SST	mg L^{-1}	<i>Total Suspended Solids Dried at 103-105°C</i>	SM 2540D
SDT ¹	mg L^{-1}	<i>ST-SST</i>	
DBO	mg L^{-1}	<i>Respirometric Method</i>	SM 5210D
DQO	mg L^{-1}	<i>Closed Reflux, Colorimetric Method</i>	SM 5220D
NT	mg L^{-1}	<i>Persulfate Digestion Method</i>	SM 4500C
PT	mg L^{-1}	<i>Persulfate Method</i>	SM 4500J
K	mg L^{-1}	<i>Spectrophotometric Method</i>	SM 4500B
CT	NMP 100 mL^{-1}	<i>Enzyme Substrate Test</i>	SM 9223B
CF	NMP 100 mL^{-1}	<i>Enzyme Substrate Test</i>	SM 9223B

¹ determinado pela diferença entre sólidos totais e sólidos suspensos totais; Standard Methods (APHA, 2012).

O indicador microbiológico adotado para a variável coliformes fecais foi a concentração de *E. coli*, e a sua determinação foi realizada utilizando-se substrato enzimático Colilert e cartelas marca Idexx (APHA, 2012); método que também serve para determinação de coliformes totais. As amostras preparadas, foram colocadas nas cartelas, sendo posteriormente seladas e incubadas a temperatura de 35°C durante 24 horas, na estufa de cultura e bacteriologia. Após 24 horas, efetuou-se a contagem do número mais provável de coliformes totais e fecais, expresso em NMP 100 mL⁻¹. As cavidades da cartela, positivas para a contagem de coliformes totais

apresenta-se com a coloração amarela intensa. Com auxílio de uma lâmpada UV de comprimento de onda de 365 nm incidida sobre as cartelas, eram identificadas as células positivas para *Escherichia coli* que apresentavam cor azul fluorescente. De acordo com a tabela apresentada pelo método cromogênico por cartela, calculava-se o número mais provável (NMP).

3.2.2 Estrutura da unidade de cultivo de couve-manteiga

O cultivo foi realizado no solo, caracterizado como Latossolo vermelho (sistema de cultivo convencional) e nos barris plásticos (sistema de cultivo vertical); em ambos sistemas de cultivo adotou-se a irrigação por gotejamento para aplicar efluente da ETAR e nenhum dos sistemas tinha sistema de filtragem.

Para avaliar o efeito da irrigação de couve-manteiga com efluente tratado, considerou-se três tratamentos em cada sistema de cultivo, nomeadamente: T1 – 100% EFT-6 (subunidades de cultivo que receberam apenas efluente tratado coletado no filtro 6), T2 – 100% água de abastecimento (AAB) (subunidades de cultivo que receberam apenas AAB) e T3 – 50% EFT-6 e 50% AAB (subunidades de cultivo que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB).

Figura 12 – Sistema de irrigação do cultivo convencional



O sistema de cultivo convencional (SCC), compreendeu uma área de 51,85 m², composto por 12 canteiros (Figura 12), sendo quatro canteiros por cada tratamento ou aproximadamente 17,28 m² por tratamento, com espaçamento entre canteiros de 0,8 metros e entre plantas no canteiro de 0,6 metros. A cada canteiro foi disposto uma linha de gotejo com comprimento de 5,4 metros (possuindo nove gotejadores por cada linha).

O sistema de cultivo vertical (SCV), compreendeu uma área de três metros quadrados, composto de três barris plásticos (um barril para cada tratamento) com as mesmas características dos barris da ETAR (Figura 13), cada barril possuía uma área de plantio de 1,61 m², resultante da soma entre a área da superfície lateral do barril (1,4 m²) e a área da superfície superior (0,196 m²). Para a implantação do SCV foram reaproveitados os barris da pesquisa conduzida por Ventura et al. (2017), tal como a sua montagem que obedeceu aos procedimentos descritos por este autor, sendo que a cada um deles foi alocado uma linha de gotejo de nove metros no interior e posteriormente enchidos com substrato orgânico da empresa Carolina Soil (composição física: Sphagnum = 70%, palha de arroz torrefada = 20%, perlita = 10%).

Para suportar as plantas foram abertos 45 furos nas laterais dos barris, com auxílio de um lança chamas, um molde de madeira e uma serra circular elétrica. Assim, cada barril tinha a capacidade para 49 plantas de couve, distribuídas em seis níveis de plantio (cinco laterais e um superior); no entanto, para adequar o plantio ao hábito de crescimento das plantas de couve-manteiga e reduzir a competição por espaço, a cada barril, apenas foram alocadas 29 (25 plantas nas laterais, cinco por nível e quatro plantas na superfície do barril).

A cada barril também foi alocado uma composteira, que seria responsável pela produção de “*compost tea*” utilizado como biofertilizante orgânico. Para a montagem da composteira, se utiliza um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro e 1,15 m de comprimento com furos de 2 cm em toda sua extensão (Figura 14). Semanalmente foi adicionado na composteira resíduos orgânicos (alimentos e restos de vegetais) obtidos nos restaurantes locais, sendo que os resíduos eram previamente picados e misturados com serragem de madeira.

Figura 13 – Sistema de irrigação do cultivo vertical



Pitoto, 2018

(A)



Pitoto, 2018

(B)

A – instalação das linhas de gotejo nos barris do sistema de cultivo vertical; B – vista do sistema de cultivo vertical após o plantio de couve-manteiga

Na extremidade inferior da composteira foi acoplado um cap com um registro para a retirada do “*compost tea*” que foi utilizado como fertilizante orgânico para as plantas. O “*compost tea*” foi coletado e aplicado a cada 10 dias, utilizando um injetor de fertilizantes (Figura 15) desenvolvido por Ventura (2017), que consiste de um tudo PVC com adaptações que permitem o encaixe à linha de gotejo instalada no interior do barril.

Figura 14 – Composteira para produção de “*compost tea*” no sistema de cultivo vertical



Pitoto, 2018

A

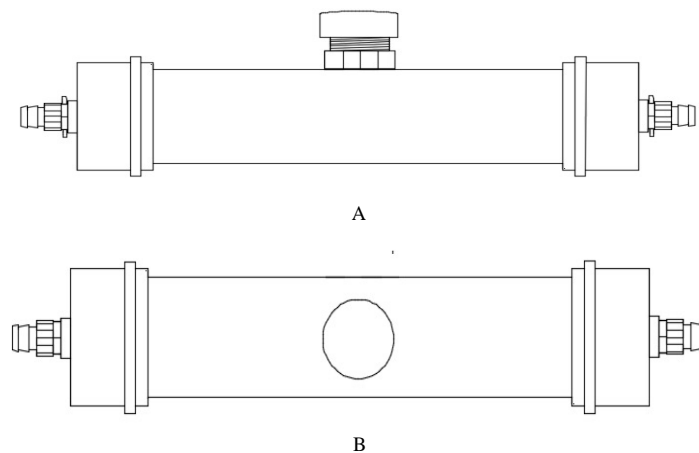


Pitoto, 2018

B

Vista do tubo PVC que serve de composteira antes (A) e após (B) ser instalada no barril

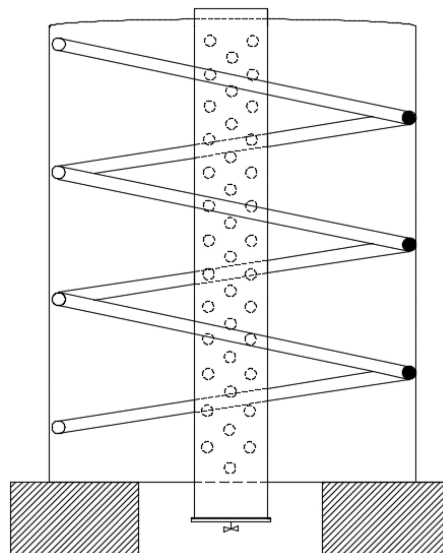
Figura 15 – Desenho esquemático do injetor de fertilizante utilizado no sistema de cultivo vertical



Vista lateral (A) e superior (B) do injetor de fertilizantes (Fonte: Ventura et al., 2017)

A linha de gotejo foi inserida pela parte inferior do barril e instalada de forma espiral ascendente (Figura 16). A linha de gotejo utilizada, tanto no SCC assim como no SCV, era de emissores autocompensantes, do tipo *in-line*, de marca Amanco modelo Mexdrip. A vazão do gotejador nas especificações é de $2,5 \text{ L h}^{-1}$, pressão de 1,5 bar, espaçamento de 0,6 m e espessura da parede de 0,65 mm.

Figura 16 – Desenho esquemático de instalação da fita de gotejo no interior do barril



Fonte: Ventura et al. (2017)

Antes do cultivo, foram coletas amostras do solo com trado holandês, para a determinação de suas características químicas (macro e micronutrientes), referentes a uma camada de 0 – 20 cm da superfície do solo. Pelo fato da área experimental ter

sido antes utilizada para outros experimentos, e por suspeitar-se que o solo não era homogêneo (quanto as propriedades químicas e físicas), no sistema de cultivo convencional foram coletadas 4 amostras por tratamento (uma amostra por canteiro), especificamente no quarto emissor da linha de gotejo, e posteriormente misturadas para formar uma amostra composta por tratamento (Tabelas 1 e 2); e no cultivo vertical coletou-se apenas uma amostra do substrato alocado aos barris (Tabela 3).

As análises foram realizadas pelo Laboratório de Fertilidade do Solo, do Departamento de Solos e Recursos Naturais da Faculdade de Ciências Agrônomicas/Unesp, segundo a metodologia proposta por Raij et al., (2001) e a metodologia descrita no Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos.

Tabela 1 – Resultados das análises químicas do solo (macronutrientes)

	pH	M.O	P _{resina}	k	Ca	Mg	Na	H+Al	SB	CTC	V%
	CaCl ₂	-----g/dm ³ -----					----- mmolc dm ⁻³ -----				
T1	5,6	31,8	0,021	0,098	1,443	0,269	0,014	23,9	96,6	120,6	80,1
T2	5,8	34,8	0,055	0,137	1,222	0,442	0,014	26,1	100,9	127,0	79,5
T3	5,5	22,4	0,038	0,090	0,741	0,234	0,012	30,8	58,6	89,6	65,5

Tabela 2 – Resultados das análises químicas do solo (micronutrientes)

	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	----- g dm ⁻³ -----					
T1	-	0,0003	0,005	0,0326	0,0069	0,0016
T2	-	0,0004	0,0052	0,0346	0,0072	0,0021
T3	-	0,0005	0,0053	0,0351	0,0063	0,0015

Tabela 3 – Resultados nas análises químicas do substrato

N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S	Umid.	M.O. Tt	C.-Tt.
g dm ⁻³ (ao natural)								
8,8	11,6	6	21,6	21,3	6,2	80	420	240
Na	B	Cu	Fe	Mn	Zn	C/N (Tt)	pH	
g dm ³ (ao natural)							ao natural	
0,976	-	0,031	19,374	0,261	0,061	27/1	6,2	

3.3 Condução do cultivo de couve-manteiga

A cultura utilizada foi a de couve-manteiga (var. Georgia) propagada por sementes, que é classificada por Trani et al., (2014) como pertencente à família Brassicacea, de ciclo total 85 dias.

O cultivo compreendeu dois ciclos; o primeiro decorreu no período entre 28/03/2018 a 26/05/2018, e o segundo entre 06/06/2018 a 04/08/2018; ambos foram antecedidos pela produção de mudas que foi realizada no viveiro da Área Experimental do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA-Unesp). A sementeira foi realizada em bandejas plásticas, de 128 células, utilizando-se substrato Carolina Soil; permanecendo as mudas no viveiro durante 25 dias.

Após o transplante iniciou-se com a irrigação, contando com duas fontes de água: (i) efluente tratado proveniente da ETAR da presente pesquisa e (ii) água de abastecimento do Campus Universitário da FCA, proveniente de poço profundo.

O manejo da irrigação foi baseado no clima, a partir de dados de precipitação e evapotranspiração de referência (ET_o) estimada pelo método de Penman-Monteith, coletados na Estação Meteorológica Lageado, localizada no Departamento de Engenharia Rural.

A lâmina líquida de irrigação foi determinada a partir da Equação 5; a evapotranspiração da cultura, na área sob irrigação localizada (ET_{C_{Loc}}) (Equação 6) foi determinada segundo a metodologia proposta por Keller (1978). Para tal, conhecendo-se o espaçamento (0,8 x 0,6 m), determinou-se os fatores de correção devido a localização (K_L) considerando que no primeiro e segundo estágio de crescimento da cultura, a irrigação é realizada por planta, obtendo-se valores de 0,16 para o primeiro estágio (diâmetro da área sombreada de 0,1 m) e 0,27 para o segundo estágio (diâmetro da área sombreada de 0,3 m). Para o terceiro e quarto estágio de crescimento da cultura, considerou-se que a irrigação é realizada por faixa (faixa molhada de 0,7 m), obtendo K_L igual a 0,89. Foram tomados como referência os valores de kc propostos por Marouelli et al. (2017), apresentados valores de 0,55 (durante 10 dias na Estágio I – correspondente a fase de estabelecimento da cultura); 0,7 (20 dias na Estágio II¹ – crescimento das plantas);

¹ O kc nesta fase não é constante, regista um aumento contínuo até a Fase III.

1,0 (20 dias na Estágio III – formação da produção) e 0,95 (10 dias na Estágio IV – até ao final da colheita).

$$LI = ET_{c_{Loc}} - P_{ef} \quad (5)$$

Em que, LI – lâmina líquida de irrigação (mm/dia); $ET_{c_{Loc}}$ – evapotranspiração da cultura (mm/dia) e P_{ef} – precipitação efetiva (mm/dia), considerando 80% da precipitação total.

$$ET_{c_{Loc}} = ETo * kc * K_L \quad (6)$$

Em que, $ET_{c_{Loc}}$ – evapotranspiração média da cultura, na região sob irrigação localizada (mm/dia); ETo – evapotranspiração de referência (mm/dia); kc – coeficiente de cultivo e K_L – fator de correção devido a localização.

A irrigação foi realizada diariamente e a lâmina de irrigação aplicada regulada pelo tempo de irrigação determinado pela Equação 7.

$$Ti = \frac{LI * 60}{La} \quad (7)$$

Em que, Ti – tempo de irrigação (minutos); LI – lâmina líquida de irrigação (mm/dia) e La – lâmina aplicada pelo gotejador (mm/h).

$$La = \frac{N_g * q_g}{A_p} \quad (8)$$

Em que, La – lâmina aplicada pelo gotejador (mm/h); N_g – número de gotejadores por planta; q_g – vazão do gotejador (L/h) e A_p – área ocupada pela planta (m²).

No segundo ciclo de cultivo, aos tratamentos propostos foi adicionada adubação complementar (apenas adubação de cobertura) em função do conteúdo de nutrientes presentes no solo (baseado na interpretação dos resultados da análise do solo) e na água de irrigação (baseado nos resultados da análise de qualidade da água utilizada para irrigação); aplicada segundo o indicado por Trani et al. (2014) do

Instituto Agronômico (IAC), referente a adubação mineral de cobertura (30 kg ha⁻¹ de N, 7,5 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 15 kg ha⁻¹ de K₂O); e como fonte dos nutrientes requeridos foram adotados os fertilizantes: Ureia (45% de N), Fosfato monoamônico (52% de P₂O₅ e 10% de N) e Nitrato de potássio (13% de N e 46% de K₂O), administrados aos 20 (primeira aplicação) e 40 (segunda aplicação) dias após o transplântio (Tabela 4 e Tabela 5).

Para a determinação da quantidade de nutriente necessário a aplicar foi adotada a metodologia proposta por Marouelli et al. (2011), baseada na relação entre a quantidade de nutrientes disponíveis no solo, na água de irrigação e a requerida para o ótimo desenvolvimento das plantas (recomendada pelo Instituto Agronômico de Campinas - IAC).

Tabela 4 – Quantidade de nutrientes necessários a aplicar para a cultura de couve-manteiga no sistema de cultivo convencional

	T1			T2			T3		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
	Aplicação 1 (20 dias)								
Qnr	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0
Qns	-	13,3	4,6	-	16,2	6,4	-	5,6	9,2
Qna	0,8	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0	0,4	0,1	0,1
Qnna	29,2	+(6,0)	10,3	30,0	+(8,7)	8,6	29,6	1,7	5,8
	Aplicação 2 (40 dias)								
Qnr	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0
Qns	-	13,3	4,6	-	16,2	6,4	-	5,6	9,2
Qna	1,6	0,9	0,4	0,1	0,1	0,1	0,8	0,5	0,3
Qnna	28,4	+(6,7)	10,0	29,9	+(8,7)	8,5	29,2	1,4	5,6

N- nitrogênio; P – fósforo; K – potássio; Qnr – quantidade de nutriente recomendada (Trani et al., 2015); Qns – quantidade de nutrientes disponíveis no solo (baseado nos resultados da análise do solo); Qna – quantidade de nutrientes disponíveis no EFT 06 e AAB (baseado nos resultados da análise do EFT e AAB); Qnna – quantidade de nutriente necessário a aplicar; + – adubação complementar não necessária.

Tabela 5 – Quantidade de nutrientes necessários a aplicar para a cultura de couve-manteiga no sistema de cultivo vertical

	T1			T2			T3		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
	Aplicação 1 (20 dias)								
Qnr	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0
Qns	21,7	21,1	8,5	23,0	23,0	8,9	20,3	23,4	9,9
Qna	0,8	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0	0,4	0,1	0,1
Qnna	7,5	+(13,8)	6,4	7,0	+(15,6)	6,1	9,3	+(16,0)	5,0
	Aplicação 2 (40 dias)								
Qnr	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0	30,0	7,5	15,0
Qns	21,7	21,1	8,5	23,0	23,0	8,9	20,3	23,4	9,9
Qna	1,6	0,9	0,4	0,1	0,1	0,1	0,8	0,5	0,3
Qnna	6,8	+(14,5)	6,1	6,9	+(15,6)	6,1	8,9	+(16,4)	4,9

N- nitrogênio; P – fósforo; K – potássio; Qnr – quantidade de nutriente recomendada (Trani et al., 2015); Qns – quantidade de nutrientes disponíveis no solo (baseado nos resultados da análise do solo); Qna – quantidade de nutrientes disponíveis no EFT 06 e AAB (baseado nos resultados da análise do EFT e AAB); Qnna – quantidade de nutriente necessário a aplicar; + – adubação complementar não necessária.

Não se realizou adubação mineral completar nos tratamentos em que a soma da quantidade de nutrientes disponíveis no solo e na água de irrigação foi superior a quantidade de nutrientes recomenda para atender a demanda nutricional da planta. A diferença observada na quantidade de nutrientes disponíveis na água de irrigação (EFT-6 e AAB) na adubação aos 20 dias e aos 40 dias, deve-se ao fato de ter-se usado resultados da análise de qualidade de AAB e EFT-6 de períodos de amostragem diferentes, especificamente aos 100 dias e 130 dias após o início de operação do sistema de tratamento, como também pelo fato da lâmina de água aplicada entre 20 – 40 dias após o transplante ter sido superior em relação à aplicada entre 0 – 20 dias.

Para determinar o efeito dos tratamentos, foram realizadas avaliações do desenvolvimento das plantas aos 30, 40, 50 e 60 dias após o transplante; que compreendeu a contagem de número de folhas adultas (comprimento da folha superior a 10 cm) e colheita de folhas bem desenvolvidas (comprimento superior a 20 cm), que são consideradas como de tamanho comercial segundo Trani et al. (2015) e Nasser (2018). A cada colheita, fez-se a contagem de folhas adultas por planta; no caso de folhas colhidas, mediu-se o comprimento, largura, massa fresca e seca (secas em estufa de circulação forçada a 60°C por cinco dias). Na última colheita, aos 60 dias após o transplante mediu-se também a massa fresca e seca

das folhas de tamanho não comercial (comprimento da folha superior a 10 cm e inferior a 20 cm).

Após cada ciclo de cultivo, foram coletadas amostras de folhas de cada tratamento e realizadas análises microbiológicas de contaminação fecal (*E. coli*), uma vez que a ausência destes, indicaria a ausência de protozoários e enteroparasitas veiculados às fezes humanas. Foram também coletadas amostras de solo na profundidade de 15 cm para a determinação da fertilidade do solo e a influência dos tratamentos.

A análise microbiológica das plantas baseou-se no método SM 9223B (APHA, 2012). Para o efeito, coletaram-se amostras de folhas por tratamento utilizando-se recipientes esterilizados; sendo que para a preparação de suspensão-mãe de cada tratamento, adicionaram-se 25 g das folhas coletadas a 225 mL de água deionizada em um recipiente esterilizado e agitado por dois minutos. Após a preparação da suspensão-mãe, foram retirados 100 mL, e a este, foi adicionado o substrato enzimático Colilert e agitou-se manualmente até dissolver completamente. A mistura amostra/reagente permaneceu em repouso até que a espuma resultante da adição do reagente e da agitação desaparecesse. Os procedimentos subsequentes assemelham-se aos descritos na análise microbiológica da água de irrigação, descritos na subseção 3.2.1.1.

Para efeitos de comparação dos níveis populacionais de coliformes obtidos, considerou-se o Regulamento Técnico Sobre os Padrões Microbiológicos para Alimentos, da Resolução – RDC Nr. 12, de 02 de Janeiro de 2001 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA).

3.4 Determinação dos coeficientes CUD, CUC, CUE e CVv

Após observar-se que o efluente tratado e a água de abastecimento apresentam qualidade aceitável para o uso na irrigação por gotejamento, foi retirado o sistema de filtragem acoplado ao sistema de irrigação, com o objetivo de tornar o sistema mais econômico e avaliar com exatidão o efeito da irrigação com efluente tratado sobre o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento.

Para avaliação do sistema de irrigação no cultivo convencional, foram realizados ensaios para a determinação de Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (Eq. 1), Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (Eq. 2) e

Coeficiente de Uniformidade Estatístico (Eq. 3). Para tal, foram coletadas amostras de vazão aplicada em quatro emissores a cada linha de irrigação, nas posições referentes ao primeiro gotejador situado no início da linha de irrigação, segundo gotejador situado a 1/3 do comprimento da linha, terceiro a 2/3 e o último gotejador da linha (KELLER & KARMELI, 1975). No total, foram testados 48 emissores, 16 de cada tratamento; a cada ciclo de testes eram realizadas três repetições com duração de 3,5 minutos a cada grupo de quatro linhas; coletando-se o volume aplicado por cada gotejador em recipientes plásticos de 1000 mL posicionados abaixo do emissor (Figura 17), e quantificando-se o volume coletado em proveta de 1000 mL; empregando-se por fim a Equação 9 para o cálculo da vazão do emissor (q_i).

$$q_i = \frac{\text{Vol}}{1000 * T_i} * 60 \quad (9)$$

Em que, q_i – vazão do emissor testado ($L h^{-1}$); Vol – volume do fluido coletado em cada emissor testado (mL); e, T_i – tempo de coleta do fluido a cada ensaio realizado (minutos).

Figura 17 – Coleta de amostras da vazão aplicada



A – ensaio antes no início do cultivo e B – ensaio ao longo da operação do sistema de irrigação.

Para determinar o efeito da aplicação de efluentes tratados no desempenho do sistema de irrigação ao longo do tempo de operação, foram realizados ensaios subsequentes em intervalos de seis horas de operação do sistema. Intervalo de seis horas entre ensaios consecutivos é relativamente reduzido em comparação ao encontrado na literatura; no entanto, pretendia-se fazer um acompanhamento detalhado do desempenho do sistema de irrigação, para além de que, a duração de

cultivo de 120 dias (ciclo 1 e ciclo 2) não permitiria realizar ensaios com intervalos de tempo de operação do sistema de irrigação mais estendidos.

Os resultados da determinação dos coeficientes acima descritos (CUD e CUE), foram agrupados em concordância com os tratamentos propostos para avaliar o efeito da irrigação de couve-manteiga com efluente tratado (T1 – 100% EFT-6; T2 – 100% AAB e T3 – 50% EFT-6 e 50% AAB). Uma vez obtido o valor dos coeficientes de uniformidade, a classificação do desempenho do sistema de irrigação foi realizada de acordo com o proposto por Merriam & Keller (1978), Mantovani (2002) e Bralts et al. (1987).

As linhas de irrigação alocadas aos barris do sistema de cultivo vertical também foram avaliadas; no entanto, não sendo possível mobilizar as linhas ao longo do experimento, apenas foram realizadas duas avaliações, a primeira antes do experimento (emissores novos) e a segunda após o experimento. Os ensaios foram realizados em bancada (Figura 18), no Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Rural (FCA/Unesp-Botucatu), com base nos procedimentos indicados na norma NBR ISSO 9261 (ABNT, 2006), que preconiza a determinação de coeficiente de variação de vazão (CVv) (Equação 10), e a sua interpretação sugere que a vazão média da amostra não deve divergir da vazão nominal, q_n , por mais que $\pm 7\%$; e o coeficiente de variação da vazão (CVv) da amostra não deve exceder 7%.

$$CV_v = \frac{S_q}{\bar{q}} * 100 \quad (10)$$

Em que, CVv – coeficiente de variação da vazão; S_q – desvio-padrão da vazão da amostra ($L h^{-1}$) e \bar{q} - vazão média da amostra ($L h^{-1}$).

A norma NBR ISSO 9261 (ABNT, 2006), indica que para a determinação do coeficiente de variação da vazão, deverão ser tomadas amostras de 25 emissores; no entanto, a cada barril foi alocada uma linha 15 emissores, e na bancada (Figura 18) apenas foram ensaiadas linhas de seis metros (o equivalente a nove emissores) por cada tratamento.

A bancada de ensaio na qual foram realizados os testes, é composta por quatro linhas de seis metros de comprimento cada (tendo sido usadas apenas três linhas), possui um depósito de água com capacidade de 500 L e uma motobomba

para pressurizar as tubulações. A bancada possui também: um filtro de tela metálica de 200 mesh, monômetros e válvulas. Os manômetros foram aferidos antes do início do ensaio, e os testes feitos para a pressão de 0,5 bar, 1,0 bar e 1,5 bar mca com duração de cinco minutos cada e três repetições para cada pressão de operação. Ao fim do experimento, retiraram-se as linhas dos barris e novamente foram testadas, seguindo a mesma metodologia aqui descrita. Para avaliar o efeito dos tratamentos, foram comparados os valores do coeficiente de variação da vazão (Equação 9) obtidos antes e depois do experimento.

Figura 18 – Vista geral da bancada de ensaio do Laboratório de Irrigação



Pitiro, 2018

3.5 Análise estatística

Todos os dados coletados foram digitados e classificados em planilhas eletrônicas do Microsoft (MS) Excel. Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente por meio da análise de variância (ANOVA) pelo teste de Fisher, e as variáveis que mostraram diferenças significativas foram submetidas ao teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, com auxílio do Software Minitab 18.

A análise dos resultados do desempenho da ETAR tanto na FASE I assim com na FASE II, centrou-se na comparação da qualidade do afluente (EF-Sabesp) e do efluente tratado (EFT), sendo que o número de repetições foi definido pelo número de amostragens feitas. Assim, na FASE I considerou-se cinco repetições (cinco amostragens ao longo do experimento) e três tratamentos, nomeadamente:

- **EF-ETE 1** – efluente da estação de tratamento de esgotos de Botucatu, na FASE I;
- **EFT #1** – efluente tratado no leito brita #1, e
- **EFT #4** – efluente tratado no leito brita #4.

Na FASE II também se considerou cinco repetições (cinco amostragens ao longo do experimento) e três tratamentos (três pontos de coleta de amostras), nomeadamente:

- **EF-ETE 2** – efluente da estação de tratamento de esgoto de Botucatu, na FASE II;
- **EFT-3** – efluente tratado coletado no filtro 3, e
- **EFT-6** – efluente tratado coletado no filtro 6.

A amostragem da qualidade do EFT-3 foi realizada com o objetivo obter-se subsídios para justificar a alteração da disposição estrutural da ETAR entre a FASE I e FASE II. Em ambas as fases, a análise estatística considerou um delineamento experimental inteiramente casualizado.

Em relação a avaliação do efeito da aplicação do EFT no cultivo de couve-manteiga e no desempenho do sistema de irrigação por gotejamento, tanto no sistema de cultivo convencional assim como no sistema de cultivo vertical, tal como foi referido acima, foram definidos três tratamentos, entre eles:

- **T1** – subunidades de irrigação que receberam 100% efluente tratado (100% EFT-6);
- **T2** – subunidades de irrigação que receberam 100% água de abastecimento da FCA (100% ABB), e
- **T3** – subunidades de irrigação que receberam 50% efluente tratado e 50% água de abastecimento da FCA (50% EFT-6 e 50% ABB)

No cultivo de couve-manteiga, as variáveis analisadas foram: desenvolvimento das plantas (número de folhas adultas), produção (massa fresca e massa seca) e qualidade microbiológica das folhas de couve-manteiga. Para o SCC, considerou-se quatro repetições (quatro linhas por tratamento), e no SCV considerou-se seis repetições (seis níveis de plantio por barril); em ambos sistemas de cultivos as análises estatísticas foram realizadas considerando um delineamento inteiramente casualizado. A comparação dos resultados do cultivo de couve entre os dois sistemas de cultivo, baseou-se na análise da produtividade e eficiência de uso da água.

As análises do desempenho do sistema de irrigação por gotejamento foram realizadas por cada ciclo de ensaios, para ambos sistemas de cultivo; portanto, para análise da variância e teste Tukey, considerou-se três repetições e três tratamentos em um delineamento inteiramente casualizado.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação do desempenho da estação de tratamento

Durante 105 dias no período entre Agosto e Novembro de 2017 (FASE I) e 165 dias entre Fevereiro e Agosto de 2018 (FASE II), uma ETAR em filtros anaeróbios de fluxo vertical descendente foi avaliada sob diferentes condições de disposição estrutural.

Os principais resultados da FASE I são apresentados nas Tabelas 6, 7 e 8; estes foram apresentados e discutidos no artigo publicado na Revista Irriga, Edição Especial 30 Anos PG IRRIGA, 2018 (APÊNDICE D); e com base neles observou-se que a ETAR apresentou um desempenho satisfatório, sendo que na grande maioria dos parâmetros avaliados, o efluente tratado apresentou-se com qualidade adequada ou dentro da faixa dos padrões de qualidade recomendada pelas diretrizes internacionais para aplicação de efluentes na irrigação de culturas agrícola, exceto a DBO.

Tabela 6 – Caracterização do afluente (EF-ETE 1) na FASE I

Parâmetros	77 dias	84 dias	91 dias	98 dias	105 dias	Média	CV (%)
Temp. (°C)	25,00	21,15	22,00	19,00	21,00	21,63	9,02
pH	8,30	7,52	7,23	8,25	8,10	7,88	5,43
CE (µS/cm)	959,50	675,88	678,83	586,50	687,83	717,71	17,61
Turbidez (NTU)	534,00	390,70	213,17	52,63	44,70	247,04	77,41
ST (mg/L)	769,00	448,47	537,17	402,00	523,17	535,96	23,61
SST (mg/L)	192,33	137,44	113,67	72,00	139,17	130,92	29,88
SDT (mg/L)	576,67	311,03	423,50	330,00	384,00	405,04	23,35
DBO (mg/L)	70,00	57,65	47,50	44,00	55,00	54,83	16,50

Tabela 7 – Caracterização do efluente tratado no leito brita #1 (EFT #1) na FASE I

Parâmetros	77 dias	84 dias	91 dias	98 dias	105 dias	Media	CV (%)
Temp. (°C)	21,5	24,00	22,00	19,00	21,00	21,50	7,50
pH	7,93	7,67	8,13	8,00	7,87	7,92	1,95
CE (µS/cm)	786	702,00	607,50	442,50	468,65	601,33	21,95
Turbidez (NTU)	0,95	0,98	0,99	0,99	0,94	0,97	2,16
ST (mg/L)	501,34	501,67	486,33	325,33	407,83	444,50	15,52
SST (mg/L)	4,56	4,67	1,00	1,00	3,37	2,92	55,91
SDT (mg/L)	496,78	497,00	485,33	324,33	404,46	441,58	15,41
DBO (mg/L)	43,7	44,00	35,00	38,30	44,00	41,00	9,03

Tabela 8 – Caracterização do efluente tratado no leito brita #4 (EFT #4) na FASE I

Parâmetros	77 dias	84 dias	91 dias	98 dias	105 dias	Media	CV (%)
Temp. (°C)	23,01	24,33	22,00	18,67	19,49	21,50	9,89
pH	7,92	7,70	7,97	8,01	8,10	7,94	1,68
CE (µS/cm)	687,02	740,50	568,00	596,00	627,03	643,71	9,71
Turbidez (NTU)	3,67	3,84	1,49	1,44	1,46	2,38	47,17
ST (mg/L)	419,67	400,33	347,18	327,67	414,30	381,83	9,77
SST (mg/L)	4	3,67	4,00	1,66	1,67	3,00	36,59
SDT (mg/L)	415,67	396,66	343,18	326,01	412,63	378,83	9,79
DBO (mg/L)	45,05	42,00	34,00	36,95	47,00	41,00	11,89

Os valores de DBO do EFT brita #1 e EFT brita #4 obtidos na FASE I, mantiveram-se acima da faixa estabelecida para irrigação de culturas alimentares e não alimentares segundo EPA (2012); esta foi a principal razão que ditou a alteração da estrutura da ETAR para a FASE II, propondo-se o aumento de estágios de filtragem e uso apenas da brita #1; com isso, o tempo de detenção hidráulica (TDH) passou dos anteriores 2,38 dias para 4,76 dias, esperando que o aumento do tempo de contato do efluente com o material filtrante melhorasse os resultados antes obtidos. O efeito do aumento do TDH no desempenho de sistemas de tratamento foi evidenciado por Abreu & Zaiat (2008), em que avaliando o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de esgoto sanitário observaram uma melhoria significativa no desempenho do sistema de tratamento como o aumento do TDH.

Os resultados gerais das características físicas e químicas do afluente (EF-ETE 2), e do efluente tratado referente ao desempenho da ETAR na FASE II são

apresentados e discutidos a seguir; sendo que, a avaliação de desempenho do sistema baseou-se essencialmente na comparação dos resultados das análises feitas às amostras do efluente tratado coletado no filtro 3 (EFT-3) e efluente tratado coletado no filtro 6 (EFT-6) de tratamento, em relação ao EF-ETE 2.

Durante o experimento, as temperaturas máximas, mínimas e médias do ar observadas foram de: 26°C, 16°C, 20°C, respectivamente; e o efluente operou na faixa de 18°C a 25°C. Assim, pode-se afirmar que os filtros operaram entre as faixas de temperatura consideradas psicrófila e mesófila para os microrganismos; a segunda é considerada por Chernicharo (1997) como a que digestores anaeróbios têm sido comumente projetados pelo fato de apresentar melhores resultados. Com relação a ocorrência de chuvas, durante o período experimental foi registrada uma lâmina de 230,3 mm, e acredita-se que esta não teve influência nos resultados, pois não coincidiu com os períodos de coleta de amostras; no entanto, pode-se recomendar a colocação de tampas nos filtros, para evitar a entrada de água das chuvas que poderia comprometer a atividade microbiana nos leitos, que constituem os principais agentes de decomposição da matéria orgânica.

Com base nos resultados obtidos, permitiu-se concluir que não ocorreu variação significativa da qualidade do EFT-3 e EFT-6 em relação ao afluente (EF-ETE 2), no que se refere aos parâmetros pH e condutividade elétrica (Tabela 9). Observou-se ainda uma tendência de aumento dos valores médios de pH do EFT-3 (pH = 7,73) e EFT-6 (pH = 7,89) comparativamente aos médios de pH do AFT (pH = 7,49); no entanto, estes mantiveram-se dentro da faixa considerada adequada (pH entre 6 e 8) para a digestão anaeróbia (CARVALHO, 1994; CHERNICHARO, 1997); também se mantiveram na faixa adequada (pH entre 6,5 e 8,5) para uso em irrigação (AYERS & WESTCOT, 1985).

O intervalo de CE de água aceitável para o uso na irrigação varia de 0 – 3000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (ALMEIDA, 2010); no entanto, quanto maior for o valor de CE, maior será o risco de submeter o solo a concentrações elevadas de sais, principalmente quando a irrigação é feita de modo inadequado. De acordo com os parâmetros propostos por Ayers & Westcot (1985), EFT com CE inferior a 700 $\mu\text{S cm}^{-1}$ não é restringido de uso na irrigação, até mesmo para culturas sensíveis à salinidade. Assim, de acordo com esses parâmetros, o EFT da presente pesquisa apresenta qualidade satisfatória para

reuso em irrigação sem restrições; ou não seria necessário a adoção de práticas especiais de controle de salinidade do solo (EUSTÁQUIO JÚNIOR et al., 2012).

Tabela 9 – Valores médios, máximos e mínimos de pH e CE do EF-ETE 2 e EFT

Parâmetros	41 dias	70 dias	100 dias	130 dias	165 dias	Média	CV (%)
EF-ETE 2							
pH	7,87	8,17	7,50	6,90	7,03	7,49	6,42
CE ($\mu\text{S/cm}$)	577,00	752,00	693,00	719,50	717,67	691,83	8,73
EFT-3							
pH	8,10	8,07	7,70	7,70	7,10	7,73	4,66
CE ($\mu\text{S/cm}$)	592,00	721,67	677,00	711,00	684,67	677,27	6,75
EFT-6							
pH	8,13	8,30	7,80	7,70	7,50	7,89	3,69
CE ($\mu\text{S/cm}$)	556,67	674,33	630,00	595,50	611,00	613,50	6,33

EF-ETE 2 – efluente da estação de tratamento de esgoto na fase 2; EFT-3 – efluente tratado coletado no filtro 3; EFT-6 – efluente tratado coletado no filtro 6.

Com relação à remoção de sólidos, os resultados obtidos mostraram-se satisfatórios (Tabela 10), registrando-se a título de exemplo uma remoção média de 62,9% de ST e 99% de SST no ponto EFT-3, 67% de ST e 100% de SST no ponto EFT-6, em relação ao EF-ETE 2.

Tabela 10 – Valores médios, máximos e mínimos de ST, SST e SDT do EF-ETE 2 e EFT

Parâmetros	41 dias	70 dias	100 dias	130 dias	165 dias	Média	CV (%)
EF-ETE 2							
ST (mg/L)	389,67	808,00	1270,83	1085,67	1291,67	969,17	34,85
SST (mg/L)	44,33	512,33	920,33	737,33	931,00	629,07	52,40
SD (mg/L)	345,33	295,67	350,50	348,33	360,67	340,10	6,71
EFT-3							
ST (mg/L)	357,50	377,33	368,67	350,33	345,67	359,90	3,24
SST (mg/L)	7,00	2,33	9,67	9,00	2,67	6,13	50,47
SD (mg/L)	350,50	375,00	359,00	341,33	343,00	353,77	3,48
EFT-6							
ST (mg/L)	346,66	348,66	285	320,333	304,333	321,00	7,63
SST (mg/L)	4,50	0,333	3,67	1,67	0,33	2,10	81,50
SD (mg/L)	342,17	348,33	281,33	318,67	304	318,90	7,73

EF-ETE 2 – efluente da estação de tratamento de esgoto na fase 2; EFT-3 – efluente tratado coletado no filtro 3; EFT-6 – efluente tratado coletado no filtro 6.

Os níveis de remoção de ST e SST obtidos nesta pesquisa, foram superiores aos observados por Reinaldo et al. (2012) avaliando um sistema de tratamento de

esgoto constituído por um decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar, que obtiveram eficiências medias de remoção de ST e SST de 61% e 99% respectivamente; e Fia et al. (2010) estudando sistema de tratamento em filtros anaeróbios seguido por dois alagados construídos, observaram eficiências médias de remoção de ST e SST de 29% e 74% respectivamente. Fia et al. (2010), associaram a baixa eficiência de remoção de ST e SST a baixas temperaturas (média de $17,4 \pm 2,2^\circ\text{C}$) registadas durante o período experimental, que segundo estes, manteve a viscosidade do fluido alta, o que acarretou menor velocidade de sedimentação da biomassa produzida.

4.1.1 Demanda química e bioquímica de oxigênio

A eficiência da ETAR na redução de matéria orgânica pode ser considerada satisfatória; pois, a semelhança da elevada eficiência registrada na redução de ST e SST, também foi observada significativa remoção de DBO e DQO, situando-se na ordem de 33,3% e 96,2% no ponto EFT-3, 62,9% e 96,7% no ponto EFT-6 respectivamente; e obteve-se valores médios de DBO e DQO no EFT-6 de 26,24 mg L⁻¹ e 26,78 mg L⁻¹ respectivamente (Tabela 11).

Tabela 11 – Valores médios, máximos e mínimos de DBO e DQO do EF-ETE e EFT

Parâmetros	41 dias	70 dias	100 dias	130 dias	165 dias	Média	CV (%)
EF-ETE 2							
DBO (mg/L)	48,00	54,00	91,00	87,00	74,00	70,80	24,32
DQO (mg/L)	600,8	445,00	1251,0	706,33	1000,8	800,78	36,11
EFT-3							
DBO (mg/L)	40,00	53,00	66,00	46,00	31,00	47,20	25,12
DQO (mg/L)	28,56	32,00	23,00	36,67	32,56	30,56	14,96
EFT-6							
DBO (mg/L)	5,20	33,00	30,00	34,00	29,00	26,24	40,70
DQO (mg/L)	19,74	27,00	19,00	34,33	33,82	26,78	24,59

EF-ETE 2 – efluente da estação de tratamento de esgoto na fase 2; EFT 3 – efluente tratado coletado no filtro-3; EFT-6 – efluente tratado coletado no filtro 6.

Segundo EPA (2012), os valores de DBO da água para irrigação de culturas consumidas cozidas e plantas consumidas cruas não devem ser superiores a 30 mg L⁻¹ e 10 mg L⁻¹ respectivamente. Sendo couve uma hortaliça que comumente é

consumida cozida, observa-se que apenas o EFT-6 é que satisfaz o padrão de qualidade requerido.

Souza et al. (2015), avaliando um sistema de tratamento de esgoto doméstico composto por 4 unidades: (i) um tanque séptico, (ii) um tanque de microalgas, (iii) um filtro anaeróbio de fluxo ascendente e (iv) um *wetlands*; operando com efluente bruto que apresentava valores de DBO e DQO de 174,8 mg L⁻¹ e 479,5 mg L⁻¹ respectivamente, obtiveram resultados de remoção de DBO e DQO na ordem de 93,3% e 94,8% respectivamente, resultando num efluente com valores médios de 11,63 mg de DBO L⁻¹ e 30,52 mg de DQO L⁻¹. Matos et al. (2012), estudando a eficiência de alagados construídos no tratamento de AR de indústrias de laticínios, também obtiveram eficiências de redução de DBO e DQO superiores a 90% e associaram os bons resultados obtidos ao tempo de detenção hidráulica (TDH = 4,8 dias) no qual o seu sistema de tratamento operou.

Tonetti et al. (2004), obtiveram valores de redução de DBO superiores a 98% estudando um sistema alternativo de tratamento de efluentes constituído de filtro anaeróbio (com material suporte de bambu) seguido de um filtro de areia. Neste sistema, observaram que os filtros anaeróbios propiciaram redução de DBO na ordem de 47%. Os mesmos autores referem que apesar dos filtros anaeróbios comumente apresentarem boa eficiência, entre 10% a 30% da matéria orgânica não é degradada, o que limita que o seu efluente atenda ao padrão de qualidade requerido pela legislação brasileira, e para tal necessitando de pós-tratamento.

Von Sperling (2005) refere que a relação DQO/DBO é um indicativo de quantidade de matéria orgânica não biodegradável; quanto maior for esta relação, é uma indicação de baixa degradação de matéria orgânica que pode estar relacionado ao insucesso do sistema de tratamento biológico adotado ou a qualidade do esgoto.

A relação (DQO/DBO) com valor de 1,02 registado nesta pesquisa é inferior ao obtido por Colares & Sandri (2013) que obtiveram 2,08 e observaram eficiências de remoção de DBO na ordem de 79,01% avaliando o desempenho de tanques sépticos seguido de alagados construídos no tratamento de esgoto doméstico. A causa dos baixos valores de remoção de DBO obtidos nesta pesquisa comparativamente aos encontrados na literatura pode ser atribuída a qualidade do esgoto e não necessariamente a capacidade de degradação de matéria orgânica do sistema da presente pesquisa; pois, a título de exemplo Colares & Sandri (2013),

operaram seu sistema de tratamento com esgoto que apresentava DBO na ordem de 825,41 mg L⁻¹, aproximadamente 11 vezes superior à DBO do afluente utilizado nesta pesquisa (70,80 mg L⁻¹).

Eficiências de remoção de DBO e DQO inferiores aos obtidos nesta pesquisa foram verificados por Santos et al. (2012) que observaram valores na ordem de 46% para a DBO e 82% para a DQO, avaliando um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo; também por Fia et al. (2010), obtiveram 55% e 35% de remoção de DQO e DBO respectivamente, operando um sistema de tratamento em filtros anaeróbio de fluxo descendente seguido por sistemas de alagados construídos. Estes autores, indicaram em comum a qualidade do efluente bruto (baixa carga orgânica) como a principal razão para a obtenção de resultados pouco satisfatórios.

Apesar da remoção de DBO ter-se apresentado relativamente baixa comparado ao encontrado na literatura, importante referir que os resultados obtidos, em termos médios atendem ao estabelecido pela EPA (2012) para irrigação de culturas consumidas cozidas; e a faixa provável de remoção de poluentes (representada pela DBO) prevista na NBR 13.969 (ABNT, 1997) para filtros anaeróbios.

4.1.2 Nitrogênio total, fósforo total e potássio

A caracterização do desempenho do sistema de tratamento no que se refere a remoção de nutrientes presentes no efluente de esgoto doméstico, baseou-se na avaliação das concentrações de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e potássio (K); e os resultados obtidos indicam uma eficiência de redução de 70,2%, 46,5%, 80%, resultando respectivamente em concentrações médias no efluente final (EFT 06) de 23,83 mg L⁻¹ de nitrogênio total, 6,22 mg L⁻¹ de fósforo total e 16,40 mg L⁻¹ de potássio (Tabela 12).

Tabela 12 – Valores médios, máximos e mínimos de NT, PT e K do EF-ETE e EFT

Parâmetros	41 dias	70 dias	100 dias	130 dias	165 dias	Média	CV (%)
EF-ETE 2							
NT (mg/L)	76,03	65,60	96,70	77,80	84,03	80,03	12,78
PT (mg/L)	10,56	13,76	7,92	13,18	12,68	11,62	18,43
K (mg/L)	80,00	71,50	76,90	97,60	84,00	82,00	10,74
EFT-3							
NT (mg/L)	34,54	33,90	35,10	40,50	38,46	36,50	6,97
PT (mg/L)	6,11	5,90	5,82	12,55	10,07	8,09	33,92
K (mg/L)	21,60	20,80	21,80	28,30	24,66	23,43	11,79
EFT-6							
NT (mg/L)	21,85	20,400	25,100	26,000	25,81	23,83	9,56
PT (mg/L)	4,20	3,140	4,940	10,577	8,24	6,22	44,48
K (mg/L)	15,42	14,600	14,900	19,700	17,38	16,40	11,67

EF-ETE 2 – efluente da estação de tratamento de esgoto na fase 2; EFT-3 – efluente tratado coletado no filtro 3; EFT-6 – efluente tratado coletado no filtro 6.

Bueno (2017) refere que filtros anaeróbios de leito fixo ou operados sob condições estáticas e sem recirculação são comumente incapazes de remover compostos fosfatados e nitrogenados de forma eficiente. Chernicharo et al. (2009) referem que o fato do tratamento anaeróbico ocorrer na ausência de oxigênio também é uma limitante para a remoção de nitrogênio, pois a nitrificação requer a presença de oxigênio dissolvido, o que só é possível em ambiente aeróbio. Portanto, comparando os resultados obtidos nesta pesquisa com os encontrados na literatura, constata-se que o sistema gerou uma redução satisfatória destes elementos.

Ucker et al. (2012) referem que a remoção de nutrientes nos efluentes é mais efetiva em sistemas de tratamento que envolvem o cultivo de plantas; pois, em sua pesquisa avaliando um sistema de alagados construídos utilizando capim vetiver, observaram eficiências de remoção fósforo e nitrogênio amoniacal em torno de 80,35% e 83,3% em módulos com plantas e, 44,45% e 42,55% em módulos sem plantas respectivamente; sendo a remoção de fósforo em módulos sem plantas, esteve próximo ao obtido na presente pesquisa (46,5%).

O valor médio da concentração de PT observado durante a pesquisa está dentro da faixa indicada por Chernicharo et al. (2009), que varia entre 4 – 12 mg L⁻¹; e de NT está ligeiramente acima da faixa indicada pelo mesmo autor (35 – 60 mg L⁻¹), para esgotos considerados domésticos. Comparando as características do efluente após a passagem pelos filtros aos padrões estabelecidos pelas diretrizes

nacionais e internacionais, constata-se que a concentração média de nitrogênio total está na faixa considerada de restrição moderada para uso na irrigação (AYERS & WESTCOT, 1985; OMS, 2006); fósforo superou os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005); e potássio não foi alvo de comparações porque não consta em nenhuma das diretrizes adotadas para o efeito, embora seja indicada por estes como sendo um elemento a ser considerada nas análises para determinação da qualidade de água para irrigação.

4.1.3 Avaliação global do sistema de tratamento

A avaliação global do desempenho do sistema de tratamento baseada nos resultados da análise estatística (Tabela 13) indica não existirem diferenças significativas entre qualidade do EFT-3 e EFT-6, supondo-se com isso que não havia necessidade de aumentar o número de filtros.

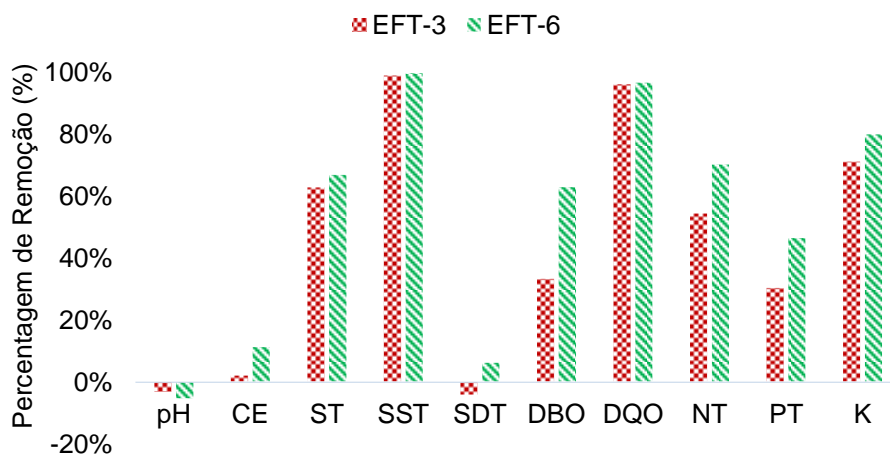
Tabela 13 – Valores médios e resultados dos testes estatísticos das características físicas e químicas do afluente e efluente tratado

Parâmetros	Médias		
	EF-ETE 2	EFT-3	EFT-6
pH	7.49a	7.73a	7.89a
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	691.83a	677.27a	613.5a
ST (mg/L)	969.17a	359.9b	321b
SST (mg/L)	629.07a	6.13b	2.10b
SDT (mg/L)	340,1a	353,8a	318,9a
DBO (mg/L)	70,8a	47,2ab	26,24b
DQO (mg/L)	800.78a	30.56b	26.78b
NT (mg/L)	80.03a	36.50b	23.83b
PT (mg/L)	11.62a	8.09a	6.22a
K (mg/L)	82a	23.63b	16.40b

Médias que não partilham a mesma letra na linha são significativamente diferentes, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Embora a análise estatística tenha mostrado não existirem diferenças significativas entre a qualidade do EFT-3 e EFT-6, avaliações individuais das características do efluente coletado nestes pontos (EFT-3 e EFT-6) demonstram que as alterações introduzidas na estrutura ETAR para a FASE II tiveram um efeito positivo na remoção de DBO, DQO, NT, PT e K (Gráfico 1).

Gráfico 1 – Percentagens médias de redução dos parâmetros analisados



EFT-3 – efluente tratado coletado no filtro 3; EFT-6 – efluente tratado coletado no filtro 6; CE – condutividade elétrica; ST – sólidos totais; SST – sólidos suspensos totais; SDT – sólidos dissolvidos totais; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; NT – nitrogênio total; PT – fósforo total; K – potássio.

Outro fato que importa destacar é com relação a DBO, pois em termos médios, apenas o EFT-6 com DBO médio de $26,24 \text{ mg L}^{-1}$ é que apresentou qualidade adequada para irrigação de culturas alimentares e não alimentares (DBO inferior a 30 mg L^{-1}) segundo EPA (2012).

O efeito das alterações introduzidas na disposição da ETAR é melhor evidenciado pelas características microbiológicas do efluente tratado (EFT); pois, embora se tenha registado eficiências de remoção de coliformes totais e coliformes fecais (*E. coli*) em torno de 100% no EFT-3 e EFT-6 em relação ao EF-ETE 2, apenas no EFT-6 é que se atingiu padrões de qualidade aceitáveis para reuso na irrigação de hortaliças consumidas cruas ou frutas que se desenvolvem em contato com o solo, e no seu consumo não é retirada a película externa.

Tabela 14 – Variação do nível populacional de coliformes totais e coliformes fecais no afluente e efluente tratado ao longo do experimento

		41 dias	70 dias	100 dias	130 dias	165 dias
C. Totais (NMP 100 mL ⁻¹)	EF-ETE 2	$2,06 \times 10^9$	$2,19 \times 10^{10}$	$1,99 \times 10^7$	$1,35 \times 10^7$	$5,17 \times 10^6$
	EFT-3	$2,16 \times 10^5$	$3,26 \times 10^6$	$6,65 \times 10^5$	$7,82 \times 10^5$	$1,08 \times 10^6$
	EFT-6	$1,45 \times 10^4$	$2,76 \times 10^5$	$1,24 \times 10^3$	$7,70 \times 10^3$	$4,35 \times 10^3$
E. Coli (NMP 100 mL ⁻¹)	EF-ETE 2	$7,42 \times 10^8$	Ausente	$1,37 \times 10^6$	$2,36 \times 10^6$	$3,36 \times 10^5$
	EFT-3	Ausente	$1,99 \times 10^5$	$4,10 \times 10^3$	$7,40 \times 10^4$	Ausente
	EFT-6	5200	Ausente	21	328	97

C.Totais – coliformes totais; E. Coli – representa coliformes fecais; ET-ETE 2 – efluente da estação de tratamento de esgoto na fase 2; EFT-3 – efluente tratado coletado no filtro 3; EFT-6 – efluente tratado coletado no filtro 6.

Diante dos resultados apresentados na Tabela 14, observa-se que os padrões de qualidade estabelecidos para reuso de EFT na irrigação segundo a OMS (2006) e a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) são apenas satisfeitos no efluente coletado no EFT-6, que a partir da terceira coleta (100 dias após o início do funcionamento da ETAR) apresentou uma população de coliformes fecais (CF) inferior a 1000 NMP 100 mL⁻¹; enquanto que para o EFT-3, a população de CF manteve-se acima de 1000 NMP 100 mL⁻¹ em todas as amostragens realizadas.

4.2 Efeito da qualidade da água no desempenho do sistema de irrigação

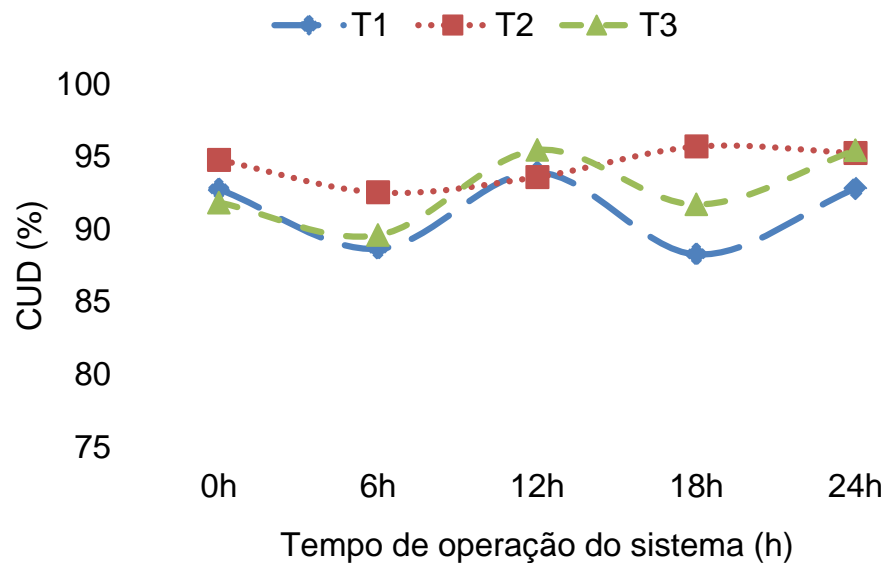
4.2.1 Sistema de cultivo convencional

O efeito da aplicação do EFT sob o desempenho do sistema de irrigação foi avaliado mediante a determinação dos coeficientes de uniformidade CUD, CUC e CUE para o sistema de cultivo convencional. No sistema de cultivo vertical apenas determinou-se o coeficiente de variação da vazão (CVv) devido ao formato do sistema de plantio. Paralelamente à avaliação do desempenho do sistema de irrigação, também se realizou a caracterização física, química e microbiológica das fontes de água usada para irrigação (AAB e EFT), em intervalos de 30 dias.

Em ambos sistemas de cultivo, os gotejadores operaram durante aproximadamente 29 horas (15,42 h no ciclo 1 e 13,58 h no ciclo 2), o que permitiu realizar cinco avaliações no sistema de cultivo convencional, sendo a primeira feita na condição de emissores novos e as demais feitas para 6h, 12h, 18h e 24h de operação do sistema de irrigação.

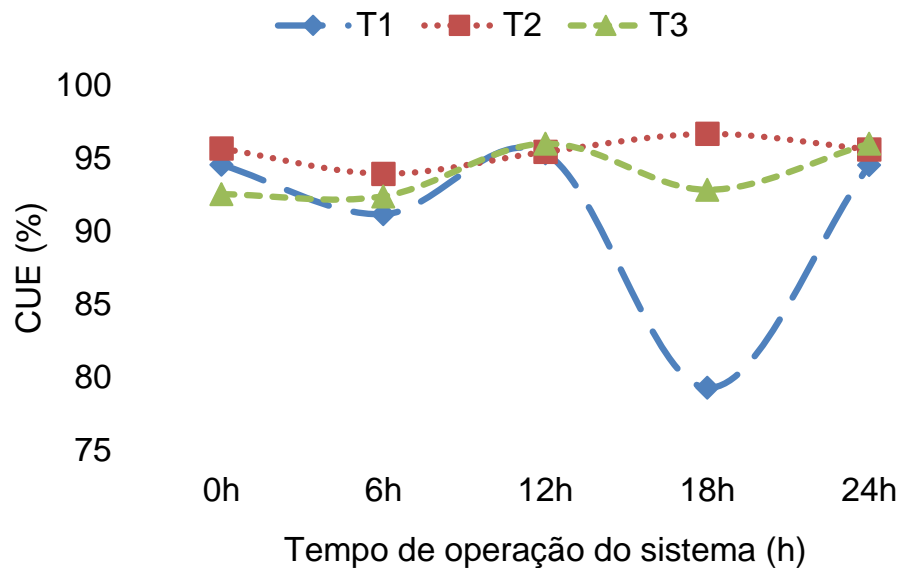
Com base nos resultados obtidos (Gráficos 2 e 3) pressupõem-se que em termos médios os gotejadores alocados ao sistema de cultivo convencional apresentaram um desempenho satisfatório para todos os tratamentos, pois a média dos coeficientes de uniformidade (CUD e CUE) foram superiores a 90%, que segundo Marrian & Keller (1978), Manotovani (2002) e Bralts (1986) são classificados como excelente.

Gráfico 2 – Valores médios de Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD em %) ao longo da operação do sistema de irrigação



T1 – 100% EFT-6; T2 – 100% AAB; T3 – 50% EFT-6 e 50% AAB; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição.

Gráfico 3 – Valores médios de Coeficiente de Uniformidade Estatístico (CUE em %) ao longo da operação do sistema de irrigação



T1 – 100% EFT-6; T2 – 100% AAB; T3 – 50% EFT-6 e 50% AAB; CUE – coeficiente de uniformidade estatístico.

Embora se tenha registado um desempenho satisfatório em praticamente todo o sistema de irrigação alocado ao cultivo convencional, observou-se uma tendência dos gotejadores que administravam 100% efluente tratado assumirem menores uniformidades e maiores amplitudes de variação dos coeficientes (Gráficos 2 e 3);

demonstrando que a qualidade do efluente tratado pode ter sido o fator de influência ou qualquer parâmetro físico, químico ou biológico inconveniente ao desempenho de sistema de irrigação por gotejamento (JUCHEN et al., 2013).

Os resultados da análise estatística (Tabela 15), mostram que diferenças significativas no desempenho das linhas de gotejo apenas no sistema de cultivo convencional, apenas foram observadas entre os tratamentos T1 (100% EFT-6) e T2 (100% AAB) nas avaliações realizadas a 6 h e 18 h de operação do sistema de irrigação, períodos nos quais, no T1 foram registrados valores de CUD inferiores a 90% e CUE inferior a 80%; este desempenho pode ser associado a diferença entre a qualidade do efluente tratado coletado no filtro 6 (EFT-6) e água de abastecimento (AAB), o que permite inferir que o uso de EFT promoveu a queda do desempenho dos gotejadores. No entanto, segundo a interpretação dos valores de CUD e CUE proposta por Marrian & Keller (1978) e Bralts respectivamente; pelo fato de terem sido observado valores superiores a 80% em todos os ensaios, pode-se afirmar que a irrigação com efluente tratado não comprometeu o desempenho gotejadores.

Tabela 15 – Valores médios e resultados estatísticos dos coeficientes de uniformidade de aplicação do sistema de irrigação no cultivo convencional

Tratamentos	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h
	CUD (%)				
T1	92,73 a	88,64 a	93,89 a	88,26 a	92,79 a
T2	94,76 a	92,52 b	93,58 a	95,68 b	95,24 a
T3	91,81 a	89,57 b	95,44 a	91,68 ab	95,42 a
	CUE (%)				
T1	94,54 a	91,16 a	95,32 a	79,28 a	94,50 a
T2	95,65 a	93,93 a	95,42 a	96,65 b	95,59 a
T3	92,51 a	92,37 a	95,99 a	92,81 b	95,98 a

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição; CUE – coeficiente de uniformidade estatístico.

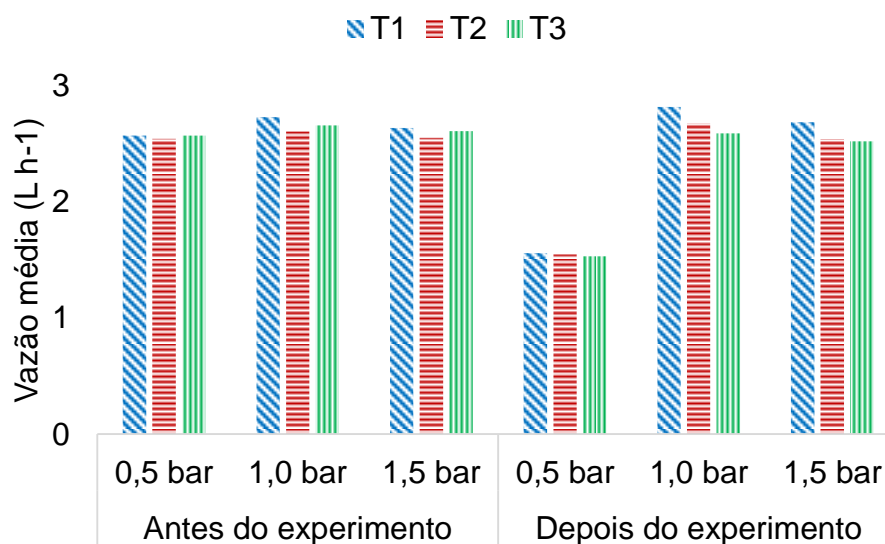
Não estão apresentados os resultados dos coeficientes de uniformidade de Christiansen na análise estatística porque para todos os tratamentos obteve-se valores de 100% em todos os testes realizados.

4.2.2 Sistema de cultivo vertical

Nos gráficos 4 e 5 estão apresentados respectivamente os valores médios da vazão dos emissores (Q_m) e coeficientes de variação (CV_v) da vazão correspondentes a cada tratamento, na pressão de 0,5 bar, 1,0 bar e 1,5 bar, para os testes feitos a emissores novos e após a conclusão do experimento (26 horas de operação).

Com relação a vazão média dos emissores (Gráfico 5), observa-se que esta divergiu da vazão nominal ($2,5 \text{ L h}^{-1}$), tanto para os testes realizados antes assim como depois do experimento; no entanto, esta divergência foi mais expressiva nos ensaios realizados após 26 h de operação do sistema, nos quais foi registada uma redução da vazão média na ordem de 40% em todos os tratamentos operando a pressão de 0,5 bar em relação à vazão dos emissores na condição de novos operando na mesma pressão, e um aumento de 12,8% na linha irrigada com 100% EFT 06 (T1) ensaiada a pressão de 1,0 bar. Nos demais, a divergência não superou o limite indicado pela NBR ISO 9261 (ABNT, 2006), estabelecido em $\pm 7\%$.

Gráfico 4 – Valores médios da vazão dos emissores nos ensaios realizados antes e depois do experimento



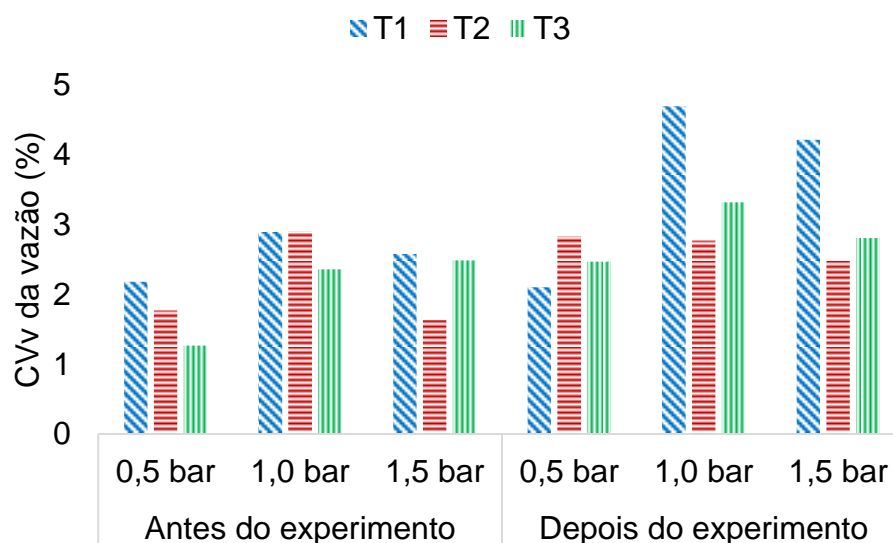
T1 – 100% EFT-6; T2 – 100% AAB; T3 – 50% EFT-6 e 50% AAB

A redução da vazão dos gotejadores observada no ensaio realizado depois do experimento, na pressão de 0,5 bar em relação aos ensaios na pressão de 1,0 bar e 1,5 bar, pode ser associado às características operacionais do gotejador; pois, embora seja um gotejador autocompensante, a curva de vazão em função da

pressão de operação do gotejador (MexDrip Auto Compensado 36 mil: 2,5 L h⁻¹) fornecida pelo fabricante, mostra que a pressurização ótima do gotejador inicia na pressão de 1,0 bar, o que significa que seria esperado que gotejador fornecesse vazão inferior à vazão nominal quando operado na pressão inferior à pressão recomendada.

O CVv (Gráfico 5) em todos os tratamentos manteve-se abaixo de 7%, que é o limite estabelecido na NBR ISSO 9261 (ABNT, 2006), indicando que a qualidade da água utilizada para irrigação não alterou o padrão de operação dos gotejadores alocados nos diferentes tratamentos. No entanto, se observou uma oscilação ligeiramente significativa no tratamento 100% EFT 06 (T1), que na pressão de 1,0 e 1,5 bar do ensaio pós-experimento registou-se um CVv de vazão de 4,7% 4,2% respectivamente, acima dos demais que em média mantiveram-se abaixo de 3% (Gráfico 6).

Gráfico 5 – Valores médios do coeficiente de variação (CVv em %) da vazão nos ensaios realizados antes e depois do experimento



T1 – 100% EFT-6; T2 – 100% AAB; T3 – 50% EFT-6 e 50% AAB; CVv – coeficiente de variação de vazão.

4.2.3 Avaliação de risco de obstrução

Os parâmetros utilizados para avaliação do risco de obstrução dos gotejadores foram: pH, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais, sólidos totais dissolvidos e coliformes totais.

Durante o período da pesquisa, o pH do EFT-6 e da AAB variou de 7,50 a 8,30 e 5,97 a 7,67 respectivamente, indicando que o risco de obstrução dos gotejadores é indicado como severo nas unidades de gotejadores do tratamento 100% EFT-6 (T1) e moderado para os gotejadores do tratamento 100% AAB (T2) (NAKAYAMA et al., 2006; CAPRA & SCICOLONE, 1998), corroborando com os resultados obtidos por Macan et al. (2017) que registaram valores de pH da AAB em torno de $6,92 \pm 0,18$ e Batista et al. (2013) com pH na ordem de $7,54 \pm 0,14$.

Nakayama et al. (2006) referem que temperatura, matéria orgânica solúvel e pH são fatores que influencia o crescimento de bactérias e desenvolvimento de lodo. Adicionalmente estes autores referem que valores de pH superiores a 7,2 podem propiciar a ocorrência de precipitados de carbonatos de cálcio e magnésio nos filtros, emissores e tubulações.

O EFT-6 e a AAB apresentaram valores de CE, SST e SDT inferiores a $0,8 \text{ dS cm}^{-1}$, 50 mg L^{-1} e 500 mg L^{-1} , respectivamente; e, portanto, são classificados como de risco de obstrução baixo. Estes resultados diferem dos encontrados por Cunha et al. (2017) operando com efluente de laticínios diluído, onde obteve valores médios $1,24 \text{ dS cm}^{-1}$, 393 mg L^{-1} e 929 mg L^{-1} para CE, SST e SDT respectivamente; tendo classificado os parâmetros CE e SST como de risco de obstrução severo e SD moderado, segundo o proposto por Nakayama et al. (2006).

Os níveis populacionais de CT variaram entre $1,24 \times 10^3$ e $2,67 \times 10^5$ NMP 100 mL^{-1} no EFT-6 (Tabela 16) e $1,0 \times 10^1$ a $1,45 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} na AAB (APÊNDICE A), e o risco de obstrução de gotejadores para ambas fontes de água classificadas como baixo; corroborando com os resultados obtidos por Cunha et al. (2017), que se baseando também na classificação proposta por Nakayama et al. (2006), definiram o risco de obstrução de gotejadores aplicando efluente de laticínio com média geométrica de CT na ordem de $3,77 \times 10^5$ NMP 100 mL^{-1} como sendo baixo, pelo fato do nível populacional de CT ter sido inferior ao limite de 1×10^6 NMP 100 mL^{-1} .

Macan et al. (2017), avaliando gotejadores aplicando água de abastecimento (AAB), efluente aeróbio (EA) e efluente anaeróbio (EAN); adotaram coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e bactérias heterotróficas (BH) para classificar o risco de obstrução de gotejadores quanto ao número de bactérias. Os resultados obtidos por estes autores indicaram risco de obstrução severo para BH do EAN cujos valores registados variaram entre $5,09 \times 10^4$ e $8,38 \times 10^4$ UFC mL^{-1} ; no entanto, os coeficientes

de uniformidade de aplicação (CUD, CUC e CUE) foram superiores a 90% e, portanto, classificado como excelentes.

De acordo com Bucks & Nakayama (1991), a atividade microbiológica pode produzir filamentos, lodo e depósitos químicos que podem obstruir os gotejadores; além de que, pequenas partículas sólidas em suspensão podem ficar retidas no biofilme produzido pelas bactérias aumentando assim o risco de obstrução.

Com base nos resultados aqui expostos, se observa que houve uma ligeira redução dos coeficientes de uniformidade ao longo do tempo de operação do sistema de irrigação; essa redução foi maior nas linhas do T1 (100% EFT-6). Esta situação provavelmente terá ocorrido pelo fato do EFT ser geralmente um material contaminado ou com características que o conferem maior potencial de obstrução de emissores quando comparado com a AAB.

Tabela 16 – Caracterização físicas, químicas e microbiológicas médias da AAB e EFT-6, e sua classificação quanto ao risco de obstrução de gotejadores

Parâmetros	AAB	EFT-6	Classificação do risco de obstrução			
			Nakayama et al. (2006)		Capra & Scicolone (1998)	
			AAB	EFT-6	AAB	EFT-6
pH	6,82	7,89	b	s		
CE (dS cm ⁻¹)	0,35	0,61	b	b	b	b
SST (mg L ⁻¹)	2,1	4,17	b	b	b	b
SD (mg L ⁻¹)	318	49,50	b	b		
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	7,26x10 ³	6,07x10 ⁴	b	b		

b – baixo; s – severo; AAB – água de abastecimento; EFT-6 – efluente tratado coletado no fitro 6 (FASE II).

Baseando-se na classificação de Nakayama et al. (2006), pode-se inferir que a tendência de redução dos coeficientes de uniformidade do T1 (100% EFT-6) está relacionado as características do pH do EFT-6 que são descritas como de elevado risco de obstrução de gotejadores. No entanto, é importante realçar que o reduzido tempo de operação do sistema irrigação na presente pesquisa pode ter influenciado para a obtenção de valores de coeficientes de uniformidade ou coeficientes de variação considerados excelentes; pois, os resultados encontrados na literatura mostram que o processo de obstrução de gotejadores é gradual, e valores de coeficientes de uniformidade abaixo de 80% aplicando EFT com características similares às destas pesquisa, foram registrados em tempos de operação superiores a

80 horas segundo Batista et al. (2013) e 36 horas na pesquisa de Cunha et al. (2006), entre outras.

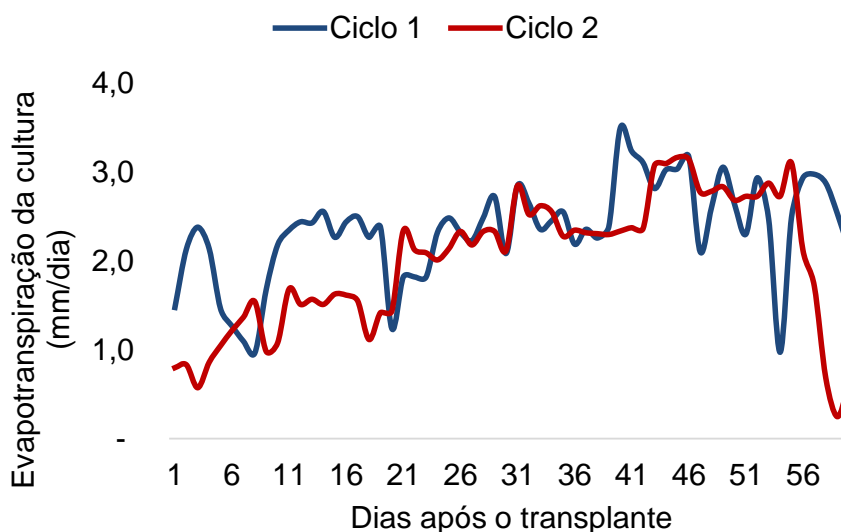
As linhas de irrigação operando com o T3 (50% EFT-6 e 50% AAB), apresentaram coeficientes de uniformidade superiores ao T1 (100% EFT-6), o que pode ser uma evidência da importância da limpeza rotineira de sistemas de irrigação por gotejamento para assegurar o seu bom desempenho por períodos longos.

4.3 Produção e qualidade sanitária de couve-manteiga irrigada com efluente tratado

O cultivo de couve-manteiga decorreu em dois ciclos; ciclo 1 entre 28 de Março e 26 de Maio, e ciclo 2 de 6 de Junho a 4 de Agosto de 2018. O ciclo 1 foi marcado por temperaturas médias superiores às registadas no ciclo 2, resultando em maior demanda hídrica (Gráfico 6).

Durante o período da pesquisa, o volume de água de abastecimento (AAB) e efluente tratado (EFT) administrado ao campo experimental foi de 11,09 m³ (50% para cada fonte de água); 5,90 m³ no primeiro ciclo e 5,19 m³ no segundo; 7,38 m³ no sistema de cultivo convencional e 3,26 m³ no sistema de cultivo vertical; sendo que o volume alocado ao sistema de cultivo vertical representa 30% do volume total.

Gráfico 6 – Evapotranspiração da cultura (em mm dia⁻¹) no ciclo 1 e ciclo 2



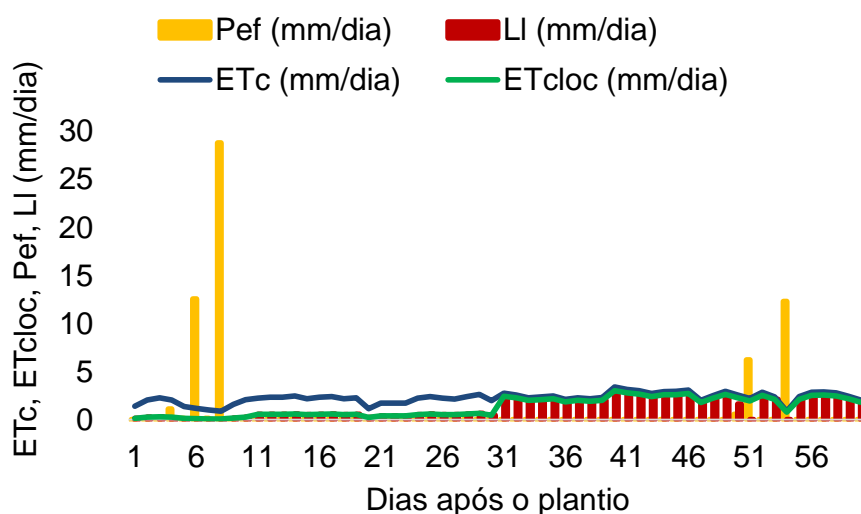
A evapotranspiração da cultura no ciclo 1 e ciclo 2 foi de 140,48 mm e 119,37 mm respectivamente; sendo que o pico foi observado aos 40 e 45 dias após o transplante, com valores na ordem de 3,49 mm dia⁻¹ e 3,16 mm dia⁻¹ no ciclo 1 e

ciclo 2 respectivamente. Marouelli et al. (2017) refere que dependendo das condições climáticas, da espécie, do ciclo de cultivo e do sistema de irrigação, a necessidade total de águas das brássicas varia de 300 mm a 650 mm.

O conhecimento da demanda de água da cultura é importante para o manejo adequado da irrigação. Foi realizada uma busca exaustiva de referências relacionadas ao cultivo irrigado de couve-manteiga, e observou-se que existem poucas informações referentes à irrigação desta brássica; no entanto, a diferença observada entre a lâmina líquida total registrada nesta pesquisa e a indicada por Marouelli et al. (2017), pode estar relacionado ao fato do experimento ter sido conduzido num período frio, que geralmente as culturas demandam menos água em relação ao período quente.

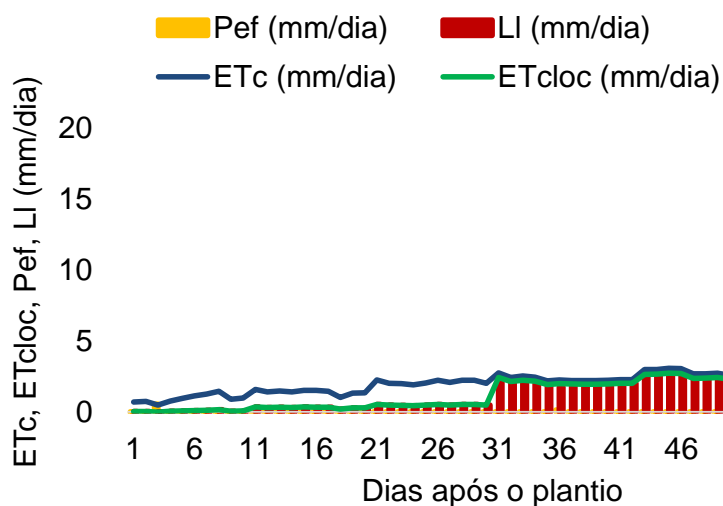
Nos Gráficos 7 e 8, apresentam-se a relação evapotranspiração da cultura (ET_c), evapotranspiração média na área sob irrigação localizada (ET_{cLoc}), precipitação efetiva (P_{ef}) e lâmina líquida de irrigação (LI), referente ao ciclo 1 e ciclo 2 do cultivo de couve-manteiga. Observa-se que, parte significativa da precipitação registrada ocorreu de forma concentrada e em estágios de crescimento da cultura de demanda hídrica relativamente baixa; portanto, pode-se considerar que a precipitação não teve influência relevante sobre desenvolvimento das culturas ou nos tratamentos estudados.

Gráfico 7 – Evapotranspiração da cultura, evapotranspiração média na área sob irrigação localizada, precipitação efetiva e lâmina líquida de irrigação (Ciclo 1)



ET_c – evapotranspiração da cultura; ET_{cLoc} – evapotranspiração média na área sob irrigação localizada; P_{ef} – precipitação efetiva; LI – lâmina líquida de irrigação.

Gráfico 8 – Evapotranspiração da cultura, evapotranspiração média na área sob irrigação localizada, precipitação efetiva e lâmina líquida de irrigação (Ciclo 2)



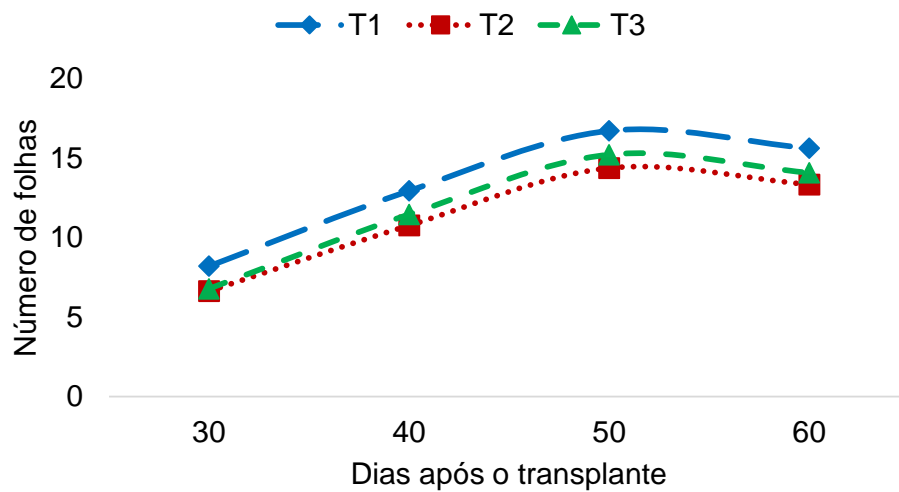
ETC – evapotranspiração da cultura; ET_{Cloc} – evapotranspiração média na área sob irrigação localizada; Pef – precipitação efetiva; LI – lâmina líquida de irrigação.

4.3.1 Desenvolvimento das plantas

O monitoramento do desenvolvimento das plantas foi iniciado 30 dias após transplante, tendo coincidido com a primeira colheita, e as demais colheitas, em número de três foram realizadas em intervalos de 10 dias, totalizando quatro colheitas por ciclo, nas quais foram contadas as folhas adultas (Gráfico 9, 10, 11 e 12) ou totalmente expandidas (com comprimento do limbo superior a 10 cm) e colhidas as folhas consideradas apropriadas para a comercialização (comprimento do limbo superior a 20 cm).

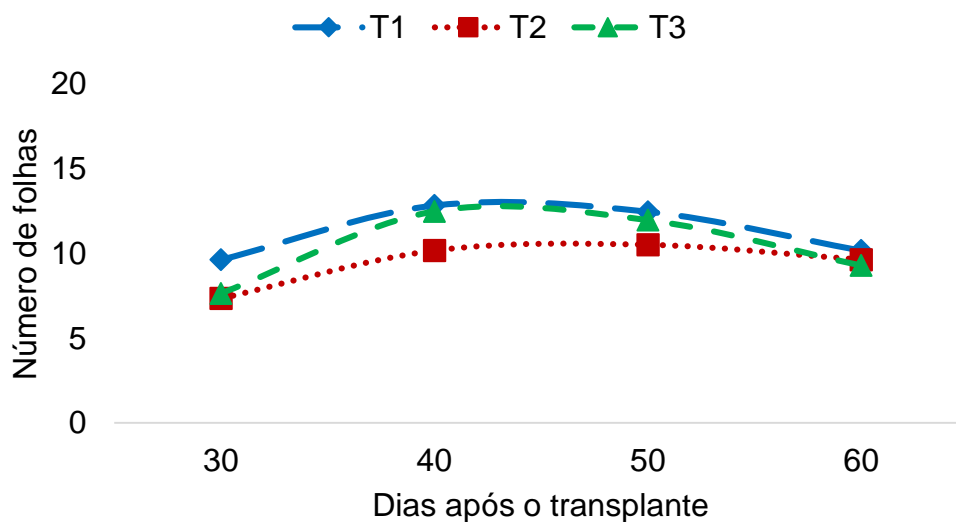
Baseando-se nos resultados referentes à média do número de folhas adultas (NF) por planta, observa-se que em termos médios o tratamento 100% EFT-6 (T1) proporcionou maior desenvolvimento das plantas, tanto no sistema de cultivo convencional (SCC) assim como no cultivo vertical (SCV); e o menor desenvolvimento no tratamento 100% AAB (T2).

Gráfico 9 – Número de folhas adultas por planta no sistema de cultivo convencional (Ciclo 1)



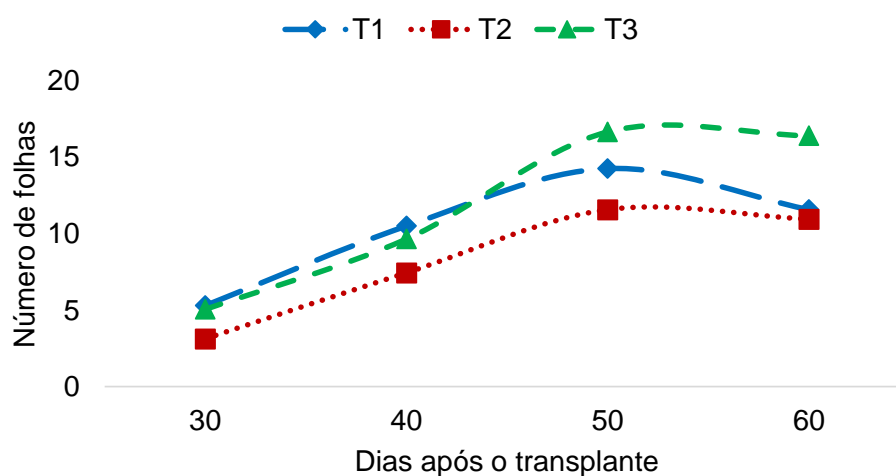
T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB.

Gráfico 10 – Número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo vertical (Ciclo 1)



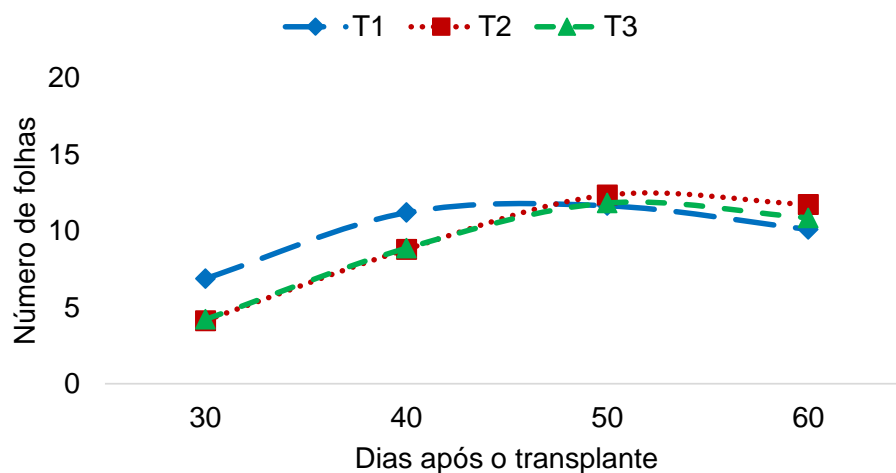
T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB.

Gráfico 11 – Número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo convencional (Ciclo 2)



T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB.

Gráfico 12 – Número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo vertical (Ciclo 2)



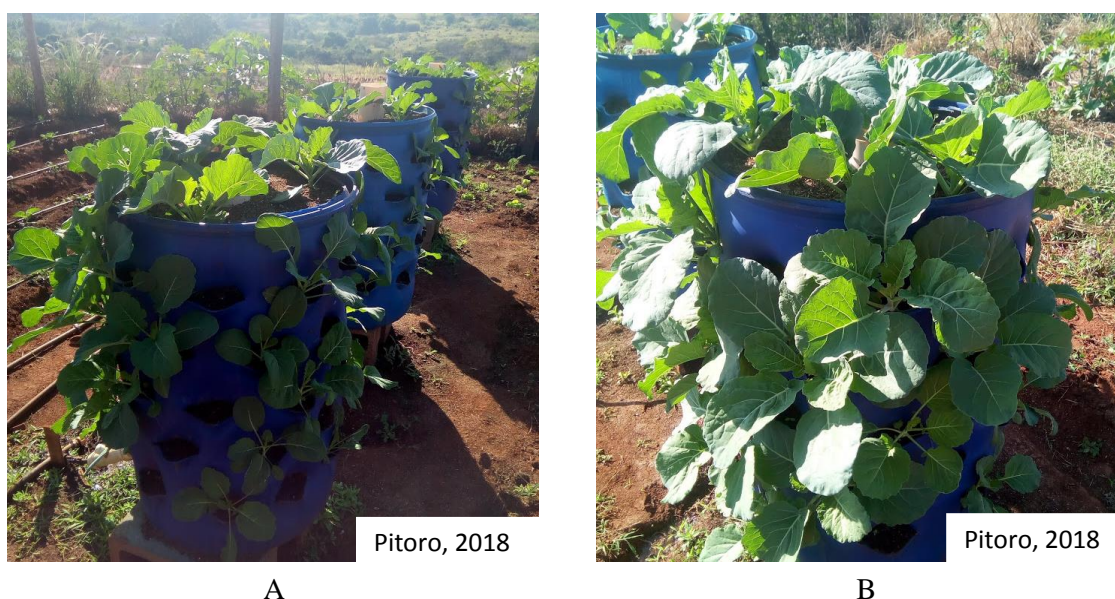
T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB.

Comparando a média do NF adultas por planta, por sistema de cultivo a cada ciclo de colheita, observa-se que embora ligeira a diferença, as maiores médias foram observadas no SCC, em ambos os ciclos. O reduzido NF adultas por planta registado no SCV está associado a arquitetura do sistema de cultivo e a colheitas sucessivas. Pela disposição do barril no SCV, aproximadamente 50% da superfície de plantio esteve sombreada em todo estágio de crescimento das plantas, e o resultado foi que as plantas que receberam menor radiação solar, e assim apresentaram menor desenvolvimento das folhas. Colheitas sucessivas, embora

sejam benéficas, principalmente para o agricultor de baixa renda, também contribuíram para a redução do NF adultas por planta.

Na Figura 19, busca-se ilustrar o efeito do sombreamento gerado pelo barril do SCV no desenvolvimento das plantas. Estão apresentadas plantas aos 26 dias após o transplante, e observa-se que no lado sombreado do barril (A) as plantas estão menos desenvolvidas comparativamente ao lado que recebe mais radiação solar durante o dia (B).

Figura 19 – Efeito do sombreamento do barril no desenvolvimento das plantas



A – plantas que recebem menos radiação solar; B – plantas que recebem mais radiação solar durante o dia.

Nas Tabelas 17 e Tabela 18 é apresentada a variação do número médio de folhas adultas por planta, contadas a partir de 30 dias após o transplante.

Tabela 17 – Variação número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo convencional

	Ciclo 1			Ciclo 2		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3
Máximo	17	14	15	14	12	17
Mínimo	8	7	7	5	3	5

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB.

Tabela 18 – Variação do número médio de folhas adultas por planta no sistema de cultivo vertical

	Ciclo 1			Ciclo 2		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3
Máximo	13	11	12	12	12	12
Mínimo	10	7	8	7	4	4

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB.

Os resultados apresentados nas Tabelas 17 e 18 são ligeiramente inferiores aos registrados por Cardoso et al. (2017), que avaliando alternativas de fertirrigação (biofertilizante e ureia) no cultivo consorciado couve-de-folhas e cariru, obteve uma média de 16 folhas por planta de couve-manteiga. Na presente pesquisa, a quantidade de nitrogênio administrado ao solo (proveniente do efluente tratado) no ciclo 1 foi de aproximadamente $3,16 \text{ g m}^{-2}$ e no ciclo 2 foi de aproximadamente 6 g m^{-2} (proveniente do efluente tratado e da adubação mineral complementar com uréia), enquanto na pesquisa desenvolvida por Cardoso et al. (2018), a quantidade deste nutriente aplicado ao solo foi de aproximadamente 14 g m^{-2} , proveniente do biofertilizante ($5,7 \text{ g m}^{-2}$) e adubação de cobertura com uréia ($8,3 \text{ g m}^{-2}$), parcelada em quatro aplicações. Portanto, o reduzido número de folhas adultas obtidas por planta na presente pesquisa pode ser associado a quantidade de fertilizante aplicado.

O reduzido desenvolvimento inicial das plantas observado no ciclo 2 poderá ter sido influenciado pelas baixas temperaturas registradas durante a produção de mudas e início do estágio inicial após o transplante. Foi evidente uma diferença significativa das mudas plantadas nos dois ciclos e seu desenvolvimento subsequente. Situação semelhante foi relatada por Novo et al. (2010), que avaliando o desenvolvimento de cinco genótipos de couve-manteiga com diferentes aspectos fenológicos, observou que a ocorrência de temperaturas baixas ($12\text{-}15^{\circ}\text{C}$) limitou o desenvolvimento das mudas, o que acarretou um atraso no desenvolvimento das mudas transplantadas.

A limitação imposta pelas baixas temperaturas ao desenvolvimento e adaptação das mudas também afetou ao número de colheitas realizadas no ciclo 2, principalmente no sistema de cultivo vertical. Nas Figuras 20 e 21, é apresentada uma visão geral da área experimental no ciclo 1 e ciclo 2 aos 36 e 37 dias após o transplante (DAP) das mudas respectivamente; nelas, é possível observar por

exemplo, que as plantas do SCV do ciclo 1 apresentavam maior desenvolvimento em relação as plantas ciclo 2 do mesmo sistema de cultivo.

Figura 20 – Vista geral da área experimental (Ciclo 1)

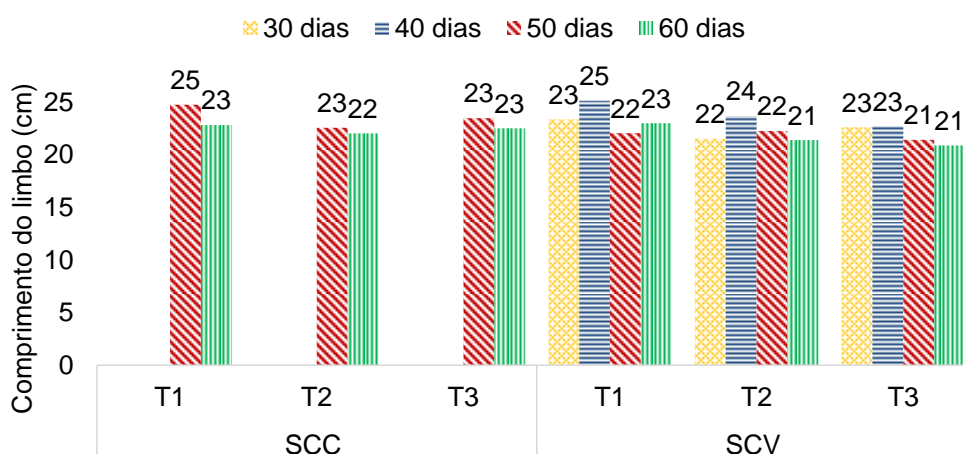


Figura 21 – Vista geral da área experimental (Ciclo 2)



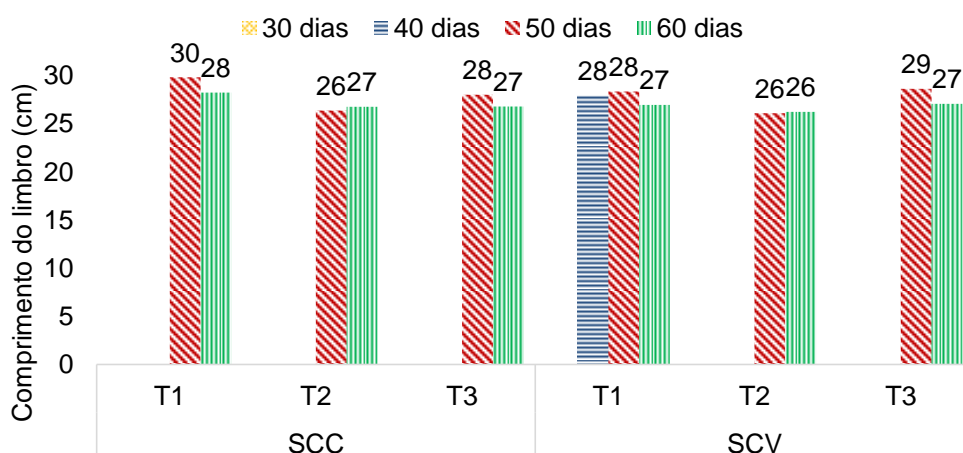
Observa-se nos Gráficos 13 e 14 que as folhas de padrão comercial com maior comprimento do limbo foram obtidas no tratamento que recebeu 100% EFT-6 (T1) em ambos os ciclos e sistemas de cultivo. Também foi no T1 que se efetuou o maior número de colheitas no SCV do ciclo 2. As plantas do tratamento 100% ABB (T2) foram as que apresentaram folhas de padrão comercial de menor comprimento do limbo.

Gráfico 13 – Comprimento médio do limbo de folhas com padrão comercial (Ciclo 1)



T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical.

Gráfico 14 – Comprimento médio do limbo de folhas com padrão comercial (Ciclo 2)



T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical.

As folhas colhidas no ciclo 2 apresentaram maior comprimento do limbo, variando entre 26 e 30 cm no SCC, 26 e 29 cm no SCV; sendo que no ciclo 1 oscilou entre 22 e 25 cm no SCC, 21 e 25 cm no SCV. Esta diferença pode ser associada ao

fato de no ciclo 2 ter se administrado adubação complementar em todos tratamentos, que de certa forma compensou o limitado desenvolvimento e adaptação das mudas, e conseqüentemente proporcionou um desenvolvimento acelerado das plantas nas fases subseqüentes pós-aplicação de fertilizantes.

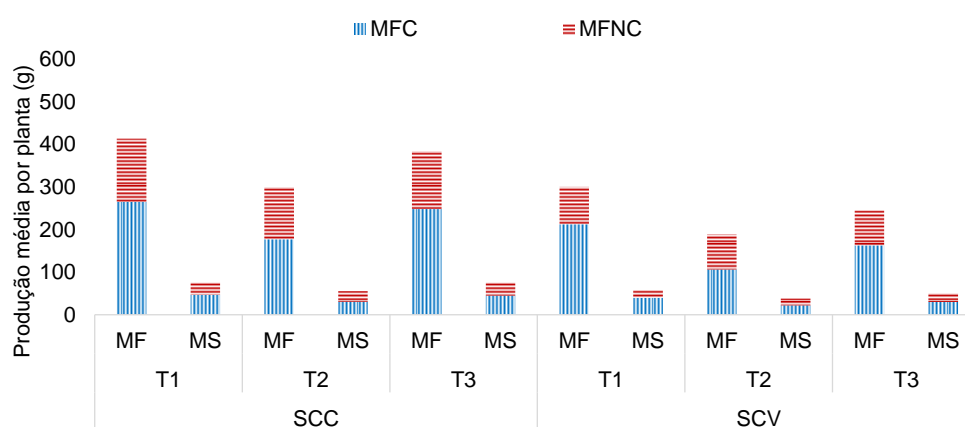
Os resultados referentes ao comprimento do limbo foliar obtidos nesta pesquisa foram superiores aos registados Shingo & Ventura (2009), que em sua pesquisa comparando o desenvolvimento da cultura de couve submetida a diferentes tratamentos de adubação (fertilizante orgânico e fertilizante mineral) obteve valores oscilando de 11 a 20 cm aos 60 dias após o transplante.

4.3.2 Produção de couve

A comercialização de couve-manteiga geralmente é feita em maços compostos em média por 15 folhas frescas de padrão comercial, segundo o levantamento feito pelo autor em 2018 ao nível dos supermercados e feiras agrícolas de Botucatu ou maços de aproximadamente 400 g segundo o Boletim Técnico n° 214 do IAC (2015). Folhas de padrão não comercial também são aproveitadas ou comercializadas como semi-processadas, uma vez que podem ser picadas e acondicionadas em bandejas, o que agrega maior valor ao produto; portanto, a produção foi quantificada em dois grupos: (i) produção de folhas com padrão comercial nas colheitas feitas aos 30, 40, 50 e 60 dias, constituída de folhas totalmente sadias e; (ii) produção de folhas não comerciais na colheita feita aos 60 dias, constituída de folhas com comprimento do limbo foliar superior a 10 cm e inferior a 20 cm, como também de folhas danificas por pragas ou deficiência de nutrientes.

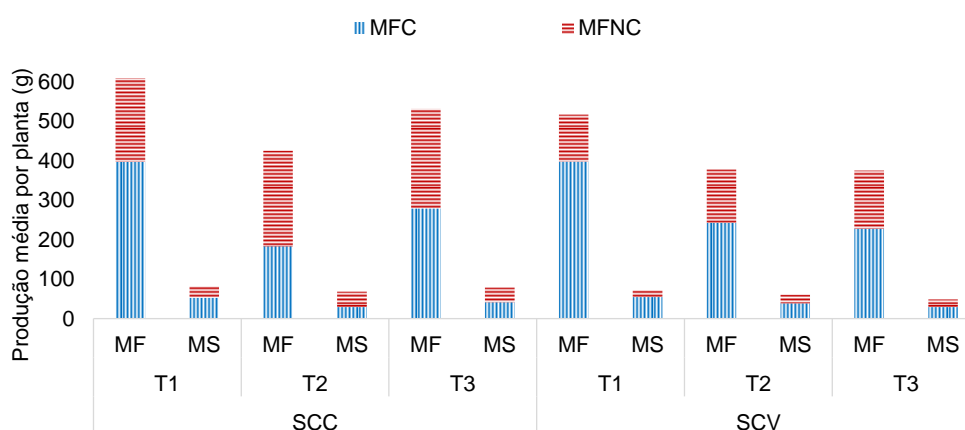
Pelo fato de terem sido perdidas algumas plantas no sistema de cultivo convencional, as principais comparações feitas entre tratamentos, ciclos e sistemas de cultivos foram baseadas na produção média por planta. Com base nos resultados obtidos observa-se que as plantas do tratamento T1 (100% EFT-6) é que apresentaram maior produção média em ambos ciclos e sistemas de cultivo, com valores de massa fresca média (MF) por planta (folhas comerciais + folhas não comerciais) no ciclo 1 (Gráfico 15) na ordem de 413 g no SCC e 300 g no SCV, 610 g no SCC e 517 g no SCV para o ciclo 2 (Gráfico 16).

Gráfico 15 – Produção média de folhas de padrão comercial e não comercial por planta (Ciclo 1)



T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical; MF – massa fresca; MS – massa seca.

Gráfico 16 – Produção média de folhas de padrão comercial e não comercial por planta (Ciclo 2)



T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical; MF – massa fresca; MS – massa seca.

Em termos médios, em quase todos os tratamentos, a produção de folhas de padrão comercial representou mais de 50% de folhas colhidas por planta. As maiores e menores médias de folhas de padrão comercial colhidas por planta foram observadas nos tratamentos T1 e T2 respectivamente. Por exemplo, no ciclo 2 do SCV, aproximadamente 77% de folhas colhidas por planta no T1 foram de padrão de comercial, enquanto que no T2 estas representaram 64% de folhos colhidas por planta; no ciclo 2 do SCC, plantas do T1 produziram folhas de padrão comercial em

torno de 65% do total de folhas colhidas por planta, e no T2 obteve-se em torno de 43% de folhas de padrão comercial por planta.

Nas Tabelas 19 e 20, é apresentada uma relação do número de maços de folhas de padrão comercial obtidos por tratamento, no ciclo 1 e ciclo 2, considerando que cada maço pesa em média 400 g (indicação do IAC, Boletim Técnico nº 214/2015). Em termos gerais, se observa que as melhores colheitas por unidade de área foram registradas no SCV, por exemplo, no T1 o número de maços por metro quadrado variou de 9,56 (ciclo 1) a 17,92 (ciclo 2).

Tabela 19 – Número de maços de folhas de padrão comercial (Ciclo 1)

	T1		T2		T3	
	SCC	SCV	SCC	SCV	SCC	SCV
Plantas por m ²	2,00	18,00	2,00	18,00	2,00	18,00
Área por tratamento (m ²)	17,28	1,61	17,28	1,61	17,28	1,61
MF média por planta (g)	264,88	212,40	177,00	106,44	248,00	162,87
Maços por m ²	1,32	9,56	0,89	4,79	1,24	7,33
Total de maços	22,89	15,38	15,29	7,71	21,43	11,79

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical; MF - massa fresca média de folhas de padrão comercial por planta.

Tabela 20 – Número de maços de folhas de padrão comercial (Ciclo 2)

	T1		T2		T3	
	SCC	SCV	SCC	SCV	SCC	SCV
Plantas por m ²	2,00	18,00	2,00	18,00	2,00	18,00
Area por tratamento (m ²)	17,28	1,61	17,28	1,61	17,28	1,61
MF média por planta (g)	397,83	398,14	183,37	242,91	279,63	228,11
Maços por m ²	1,99	17,92	0,92	10,93	1,40	10,27
Total de maços	34,37	28,83	15,84	17,59	24,16	16,52

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical; MF - massa fresca média de folhas de padrão comercial por planta.

Os resultados da análise estatística (Tabela 21), comparando as médias entre tratamentos, indicam que efeitos significativos dos tratamentos adotados na produção de folhas de padrão comercial apenas foram observados entre os T1 e T2, no ciclo 1 do SCV e ciclo 2 do SCC. No entanto, em termos gerais, o T1 (100% EFT-

6) proporcionou um incremento expressivo na produção de folhas de padrão comercial por planta em relação aos tratamentos T2 e T3.

Tabela 21 – Valores médios e resultados estatísticos de produção de folhas de padrão comercial por planta (em massa fresca) no sistema de cultivo convencional e vertical

Tratamentos	MFFC no SCC		MFFC no SCV	
	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 1	Ciclo 2
T1	264,88 aA	397,83 aA	212,40 aA	398,14 aA
T2	177 aA	183,37 bA	106,44 bA	242,91 aA
T3	248 aA	279,63 abA	162,87 abA	228,11 aA

MFFC – massa fresca de folhas comerciais; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical. Médias que não partilham a mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha são significativamente diferentes, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

No ciclo 1, o incremento da produção por planta do T1 foi de 50% em relação ao T2 e 7% para T3 no SCC, 100% em relação ao T2 e 30% para T3 no SCV; no ciclo 2, o incremento foi de 117% em relação ao T2 e 25% para T3 no SCC, 82% em relação ao T2 e 52 para T3 no SCV. Estes resultados, corroboram aos comumente encontrados na literatura, que descrevem como benéfico o efeito da irrigação com efluentes no desenvolvimento de culturas diversas, que está associado ao fato dos efluentes possuírem concentrações significativas de nutrientes que são aproveitados pelas culturas, para além de proporcionarem a adição de matéria orgânica que age como condicionador do solo, aumentando a sua capacidade de retenção de água (LACERDA et al., 2011; SHINGO & VENTURA, 2009; HUSSAR et al., 2004; URBANO et al., 2017).

Comparando os resultados por ciclos (Tabela 21), constatou-se que não foram observadas diferenças significativas na produção média de folhas de padrão comercial entre o ciclo 1 (sem adubação complementar) e ciclo 2 (com adubação complementar). No entanto, a produção média por planta no ciclo 2 foi maior em relação ao ciclo 1 em ambos sistemas de cultivo, registrando-se aproximadamente um incremento em torno de 50% no T1, 4% no T2 e 13% no T3 do SCC, e no SCV o incremento foi de 87% no T1, 128% no T2 e 40% no T3. O aumento registrado pode ser associado à adubação mineral administrada no ciclo 2 para complementar a exigência da cultura; o que evidencia o enfatizado por Fonseca et al. (2007), referindo que embora se considere significativa a concentração de nutrientes nos

efluentes, o reuso destes na agricultura, geralmente não satisfaz por completo a demanda nutricional da cultura.

Hussar et al. (2004) avaliando o efeito do uso de efluente tratado em reator anaeróbio associado a adubação convencional na irrigação de couve-manteiga, observou que o melhor desenvolvimento indicado pela altura das plantas e área foliar foi obtido nos tratamentos em que se combinou o efluente tratado e a adubação convencional (efluente tratado + 50% adubação convencional e efluente tratado + 100% adubação convencional).

4.3.2.1 Produtividade e eficiência de uso de água (EUA) no cultivo de couve-manteiga

Comparações em função do sistema de cultivo, mostraram que as maiores médias de produção de folhas de padrão comercial por planta foram registradas no SCC. Como foi antes referido, o fato da produção por planta no SCV ter sido inferior à registrada no SCC pode ser associado a densidade de plantio, arquitetura e influência da orientação solar sobre cada um destes sistemas de cultivo.

Pelas dimensões das unidades experimentais da área de pesquisa têm-se a ideia de que a densidade de plantio no SCC e SCV era de 2 plantas m^{-2} e 18 plantas m^{-2} respectivamente; com isso, observa-se que a competição por espaço e insumos, como água e fertilizantes era maior no SCV, o que possivelmente terá limitado o pleno desenvolvimento das plantas. Por influência da orientação solar, a disposição do SCV gerou sombreamento em aproximadamente 50% da superfície de plantio dos barris; e ao longo do experimento, observou-se que as plantas do lado sombreado apresentaram menor desenvolvimento, supondo-se que terá sido pelo fato destas terem recebido menos radiação ao longo do ciclo de crescimento.

Embora se tenha observado que o SCV proporcionou menor produção média de folhas de padrão comercial por planta, é importante realçar que este sistema apresenta melhor economia de uso de água por planta, maior eficiência de uso de água e relação produção por área ocupada. Apresenta-se na Tabela 22 uma relação do volume de água administrado por planta nos diferentes ciclos e sistemas de cultivo, observa-se que a economia do consumo de água por planta no SCV em relação ao SCC foi de 17,08 L no ciclo 1 e 14,58 L no ciclo 2.

Tabela 22 – Volume de água administrado por planta ao longo do experimento

	Ciclo 1		Ciclo 2	
	SCC	SCV	SCC	SCV
Emissores por planta	1,00	0,52*	1,00	0,52*
Tempo de aplicação total (h)	14,15	14,15	12,08	12,08
Vazão do emissor (L h ⁻¹)	2,50	2,50	2,50	2,50
Vol. água aplicado por planta (L)	35,38	18,30	30,20	15,62

* proveniente da relação 15 emissores por barril para 29 plantas; Vol. – volume; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical

Os resultados da eficiência de uso de água (EUA) (Tabela 23), indicam que as melhores relações entre a produção obtida e o volume de água aplicado foram registradas no SCV tanto para a produção comercial assim como para a produção total, em ambos ciclos de cultivo. A comparação entre tratamentos, mostra que foi no T1 que se obteve maiores EUA; no qual registou-se por exemplo, uma máxima de 25,49 g de MF L⁻¹ na produção comercial no ciclo 2, que representa um ganho em torno de 93% em relação ao obtido no mesmo tratamento no SCC.

Tabela 23 – Eficiência de uso de água (EUA) para produção comercial e total no sistema de cultivo convencional (SCC) e sistema de cultivo vertical (SCV)

Tratamentos	g de MFFC L ⁻¹				g de MFT L ⁻¹			
	Ciclo 1		Ciclo 2		Ciclo 1		Ciclo 2	
	SCC	SCV	SCC	SCV	SCC	SCV	SCC	SCV
T1	7,49	11,61	13,17	25,49	11,68	16,39	20,19	33,11
T2	5,00	5,82	6,07	15,55	8,47	10,30	14,09	24,20
T3	7,01	8,90	9,26	14,60	10,83	13,38	17,60	24,04

g – grama; MFFC – massa fresca de folhas comerciais; MFT – massa fresca total (folhas comerciais e não comerciais); SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical.

A comparação da relação produção por unidade de área ocupada (Tabelas 24 e 25) entre os sistemas de cultivo estudados, mostra que, por exemplo no ciclo 2, o T1 do SCC apresentou uma produtividade total de MF em torno de 1.219,30 g m⁻² e no SCV a produtividade foi de 9.310,43 g m⁻², o que significa que a produtividade obtida no SCV foi aproximadamente oito vezes superior a produtividade do SCC no mesmo tratamento e ciclo de cultivo. Com base nestes resultados, implica dizer que para ter-se uma produtividade total de MF equivalente a obtida em 1 m² do SCV do exemplo acima mencionado, o SCC necessitaria de uma área em torno de 8 m².

Tabela 24 – Valores médios de produtividade total de massa fresca por planta (ciclo 1)

	T1		T2		T3	
	SCC	SCV	SCC	SCV	SCC	SCV
Plantas por m ²	2	18	2	18	2	18
PTP (g)	413,19	299,82	299,49	188,44	383,09	244,83
Produtividade total (g m ⁻²)	826,38	5396,71	598,98	3391,99	766,17	4407,00

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical; PTP – produção total por planta.

Tabela 25 – Valores médios de produtividade total de massa fresca por planta (ciclo 2)

	T1		T2		T3	
	SCC	SCV	SCC	SCV	SCC	SCV
Plantas por m ²	2	18	2	18	2	18
PTP (g)	609,65	517,25	425,48	378,05	531,49	375,54
Produtividade total (g/m)	1219,3	9310,43	850,96	6804,94	1062,97	6759,71

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical; PTP – produção total por planta.

Comparando o desempenho de diversas culturas conduzidas no SCC e SCV, Ventura (2017) observou que a produtividade de alface no SCV foi aproximadamente cinco vezes superior a obtida no SCC, ao registrar valores de 32,0 t ha⁻¹ no SCV e 5,84 t ha⁻¹ no SCC. Este autor evidenciou também maior eficiência do uso da água no sistema de cultivo vertical.

Diante dos resultados apresentados, fica evidente que o SCV apresenta melhor otimização de uso de água e área de cultivo em relação ao SCC; o que também está associado ao uso de insumos agrícolas (por exemplo a demanda por fertilizantes) e mão-de-obra. Outro benefício que interessa mencionar é a redução do risco de contaminação das plantas, uma vez que o barril isola as plantas de um possível contato com o efluente utilizado na irrigação ou com substrato por este umedecido.

Com relação a adubação complementar, esta foi quantificada em função do teor de nutrientes disponíveis no solo, substrato e na água de irrigação, para atender a demanda da cultura de couve-manteiga por nutrientes como: nitrogênio (N), fosforo (P₂O₅) e potássio (K₂O), segundo a recomendação de adubação mineral de cobertura proposta por Trani et al. (2015). Nas Tabelas 26 e 27, são apresentadas

as doses de Ureia (fonte de N), fosfato monoamónico (fonte de P_2O_5) e nitrato de potássio (fonte de K_2O) aplicadas por cada tratamento.

Observa-se nas Tabelas 26 e 27 que a diferença da quantidade de fertilizantes administrados entre os diferentes tratamentos foi pequena; portanto, rendimento observado pode ser entendido como sendo resultado da capacidade das plantas alocadas a cada tratamento em extrair os fertilizantes aplicados.

Tabela 26 – Quantidade de fertilizante (em $kg\ ha^{-1}$) aplicado no sistema de cultivo convencional

Tratamentos	$CO(NH_2)_2$	MAP	KNO_3
Aplicação 1			
T1	58,42	n.a	22,27
T2	61,27	n.a	18,63
T3	62,15	3,33	12,48
Aplicação 2			
T1	56,88	n.a	21,72
T2	61,14	n.a	18,51
T3	61,32	2,67	12,15

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; $CO(NH_2)_2$ – ureia; MAP - fosfato monoamónico; KNO_3 – nitrato de potássio; n.a – não aplicado (nutrientes disponíveis no solo e na água de irrigação eram foram suficientes para atender a demanda nutricional da cultura).

Tabela 27 – Quantidade de fertilizante (em $kg\ ha^{-1}$) aplicado no sistema de cultivo vertical

Tratamentos	$CO(NH_2)_2$	MAP	KNO_3
Aplicação 1			
T1	12,70	n.a	13,83
T2	11,65	n.a	13,34
T3	17,55	n.a	10,89
Aplicação 2			
T1	11,17	n.a	13,27
T2	11,52	n.a	13,22
T3	16,73	n.a	10,56

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; $CO(NH_2)_2$ – ureia; MAP - fosfato monoamónico; KNO_3 – nitrato de potássio; n.a – não aplicado (nutrientes disponíveis no solo e na água de irrigação eram foram suficientes para atender a demanda nutricional da cultura).

Observa-se na Figura 22, que aos 20 dias após o transplante das mudas, data em que foi realizada a primeira adubação, as plantas do tratamento 100% EFT-6 apresentavam melhor desenvolvimento em relação as plantas dos tratamentos T2 e T3, o que indica que foi no tratamento T1 que as plantas melhor aproveitaram os

fertilizantes aplicados, por terem antes beneficiado os nutrientes disponíveis no efluente tratado, razão pela qual foi neste tratamento que obteve-se maior produção média de folhas de padrão comercial por planta.

Figura 22 – Vista das subunidades de produção no SCV aos 30 dias após o transplante



T1 – barril a direita (100% EFT-6); T2 – barril a esquerda (100% AAB); T3 – barril ao centro (50% EFT-6 e 50% AAB).

4.3.2.2 Qualidade sanitária das plantas

A Tabela 28 mostra os resultados das análises microbiológicas de couve irrigada com efluente tratado e água de abastecimento para o ciclo 1 e ciclo 2.

Como base nos resultados das análises microbiológicas, nota-se que para a maioria das amostras analisadas não se observou a presença de coliformes fecais; e de acordo com a RDC n.12 de 02/01/2001 (ANVISA, 2001), que estabelece os critérios de padrões microbiológicos sanitários em alimentos, a tolerância máxima para amostra seria de 500 NMP g⁻¹ para coliformes fecais (representado por *E. coli*), pode se dizer as amostras analisadas atendem aos padrões estabelecidos.

Tabela 28 – Resultados das análises microbiológicas de folhas comerciais de couve-manteiga

Tratamentos	Coliformes totais (NMP 25g ⁻¹)		Coliformes fecais (NMP 25g ⁻¹)	
	SCC	SCV	SCC	SCV
Ciclo 1				
T1	241,9	165,0	Ausente	Ausente
T2	146,4	140,8	Ausente	1,0
T3	165,0	146,4	Ausente	1,0
Ciclo 2				
T1	135,5	135,5	Ausente	Ausente
T2	146,4	135,5	17,1	Ausente
T3	123,9	128,4	Ausente	Ausente

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB; SCC – sistema de cultivo convencional; SCV – sistema de cultivo vertical.

4.4 Alteração das características químicas do solo e do substrato pela aplicação de efluentes tratados

Para avaliar o efeito da aplicação de efluente tratado no solo e no substrato, foram realizadas três amostragens (antes do cultivo, após o ciclo 1 e após o ciclo 2 de cultivo) na camada de 0 – 0,20 m de profundidade, e parte dos resultados gerais são apresentados nas Tabelas 34 e 35 (APÊNDICE C).

Os resultados referentes ao pH do solo e do substrato depois do cultivo indicam que se observou uma ligeira variação em relação ao estado inicial. Verifica-se que ao final do experimento o pH do solo diminui de 5,60 para 5,59 no T1, 5,75 para 5,29 no T2 e 5,50 para 5,05 no T3; enquanto que, no substrato aumentou, variando de 6,19 (no estado inicial) para 6,64 no T1, 6,62 no T2 e 6,61 no T3. No entanto, este manteve-se na faixa de acidez média no solo e moderada no substrato segundo o Instituto da Potassa e Fosfato (1998); adicionalmente os mesmos autores referem que para a maior das culturas cultivadas no Brasil, o pH adequado encontra-se na faixa de 6,0 a 6,5. Oliveira et al. (2008) referem que os microrganismos que atuam na compostagem têm como faixa ótima de desenvolvimento, um pH entre 6,5 e 8,0, portanto pode se considerar que a interação da população de microrganismos não teve interferência do pH.

O aumento de valores de pH nos solos irrigados com efluentes é atribuído a fatores como: pH do efluente, adição de cátions trocáveis e ânions pelo efluente, adição de resíduos orgânicos ao solo seguidos da descarboxilação e desaminação, processos consumidores de prótons (ANDRADE FILHO et al., 2013; NETO et al.,

2013). A variação do pH do solo, influência na disponibilidade de nutrientes e metais, capacidade de troca catiônica e mineralização de matéria orgânica (JARAMILLO & RESTREPO, 2017).

Com relação ao conteúdo de matéria orgânica (MO), os resultados obtidos indicam que se registou uma tendência de redução no solo e substrato, em relação a condição inicial. A maior redução do conteúdo de MO foi observada no substrato, variando de 423,4 g dm⁻³ (estado inicial) para 234,1 g dm⁻³ no T1, 179,8 g dm⁻³ no T2 e 203,7 g dm⁻³ no T3. No solo, observou-se que o conteúdo de M.O nos tratamentos T1 e T2 após o experimento manteve-se próximo a condição inicial, e no T3 registou-se um incremento de 22,38 g dm⁻³ (estado inicial) para 34,65 g dm⁻³ no ciclo 1 e 32,16 g dm⁻³ no ciclo 2. Andrade Filho et al. (2013) e Homem et al. (2014) avaliando o efeito do uso de água residuária sobre as propriedades químicas do solo, observaram redução de quantidade da MO no solo aos 115 dias e 138 dias após o plantio respectivamente; estes autores, indicaram como possíveis causas do decréscimo da MO aos seguintes fatores: manutenção de condições ideais para a mineralização da MO, aeração, aumento da população microbiana do solo, estimulando a decomposição da MO associando ao efeito “*priming*”.

O efeito “*priming*” é descrito como um estímulo positivo, que origina incremento na taxa de decomposição de MO, como resultado do crescimento vigoroso e extenso da população de bactérias quando material rico em energia é adicionado ao solo e, subsequentemente, microrganismos produzem enzimas que atacam a MO (ANADRADE FILHO et al., 2013; HOMEM et al., 2014; NETO et al., 2013).

Nas Tabelas 29 e 30, são apresentados resultados referentes a disponibilidade de macronutrientes no solo e no substrato, antes e depois do cultivo. Observa-se que, para maioria dos nutrientes listados, registrou-se uma tendência de redução das suas concentrações em relação ao estado inicial, exceto para fósforo, que nos tratamentos T1 e T3 do SCC registrou-se um aumento da sua concentração após o cultivo.

Tabela 29 – Disponibilidade de macronutrientes no solo antes e depois do cultivo

	pH	Presin						
		MO	a	Fe	k	Ca	Mg	Na
----- g dm ⁻³ -----								
Antes da irrigação								
T1	5,6	31,830	0,021	0,033	0,097	1,443	0,269	0,013
T2	5,75	34,760	0,055	0,035	0,136	1,222	0,443	0,014
T3	5,5	22,380	0,038	0,035	0,090	0,741	0,235	0,012
Após ciclo 1								
T1	5,88	35,600	0,037	0,023	0,049	0,970	0,222	0,089
T2	5,78	33,040	0,045	0,022	0,068	0,948	0,259	0,023
T3	5,66	34,650	0,016	0,024	0,097	0,772	0,244	0,040
Após ciclo 2								
T1	5,39	30,450	0,085	0,031	0,053	0,800	0,101	0,035
T2	5,29	28,510	0,045	0,030	0,065	0,754	0,121	0,009
T3	5,05	32,160	0,082	0,036	0,049	0,982	0,257	0,020

Tabela 30 – Disponibilidade de macronutrientes no substrato antes e depois do cultivo

	pH	Presin							
		MO	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	Ca	Fe	Na
----- g dm ⁻³ -----									
Antes da irrigação									
	6,19	423,4	8,8	11,6	6,0	21,3	21,6	19,37	0,98
Após ciclo 1									
T1	6,18	414,3	8,3	8,0	3,20	21,4	15,0	21,04	1,22
T2	6,25	414,2	8,8	8,8	4,30	21,3	15,2	16,84	0,68
T3	6,21	413,5	7,7	8,9	3,80	21,5	22,3	21,32	0,94
Após ciclo 2									
T1	6,64	234,1	4,6	5,5	2,0	10,0	10,7	7,02	0,97
T2	6,62	179,8	4,2	2,2	1,3	8,5	6,4	6,41	0,63
T3	6,61	203,7	5,2	3,4	1,6	8,8	9,4	5,58	0,75

T1 – subunidades de irrigação que receberam 100% EFT-6; T2 – subunidades de irrigação que receberam 100% AAB; T3 – subunidades de irrigação que receberam 50% EFT-6 e 50% AAB

A redução destes nutrientes pode ser explicada como sendo resultado da extração pela planta; no SCV também pode ser associado à lixiviação de nutrientes no substrato, pois o fundo do barril não estava totalmente fechado o que permitia a saída de parte da água aplicada durante a irrigação, que por sinal também era benéfico para o sistema, uma vez que garantia que este não ficasse alagado, e parte destes retornavam na fertirrigação com o “*compost tea*”.

Embora o aporte de fósforo para o solo, pela aplicação via águas residuárias geralmente seja baixo (FONSECA et al., 2007; HOMEM et al., 2014), o aumento da concentração de fósforo nos tratamentos T1 e T3 do SCC pode estar relacionado ao fato destes tratamentos terem recebido EFT-6, e pelo fato do cultivo de couve-manteiga ser pouco exigente em fósforo (Trani et al., 2015) ou o tratamento T1 não ter apresentado demanda por fósforo no SCC (Tabela 4), permite-nos inferir que o fósforo proveniente do efluente tratado não foi extraído ou completamente extraído do solo, razão pela qual a sua concentração foi aumentando ao longo do experimento.

Resultados referentes à disponibilidade de micronutrientes, tais como, boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), indicam que os tratamentos adotados influenciaram de maneira diferente no teor destes atributos químicos no solo e no substrato; no entanto, a variação do conteúdo destes no solo foi pequena comparado ao observado no substrato; por exemplo, com relação as concentrações de Fe, no solo registou-se uma redução de $0,033 \text{ g dm}^{-3}$ para $0,03 \text{ g dm}^{-3}$ no T1, $0,035 \text{ g dm}^{-3}$ para $0,03 \text{ g dm}^{-3}$ no T2, e um incremento de $0,035 \text{ g dm}^{-3}$ para $36,26 \text{ mg dm}^{-3}$ no T3; enquanto que, no substrato a redução foi de $19,37 \text{ g dm}^{-3}$ (estado inicial) para $7,02 \text{ g dm}^{-3}$ no T1, $6,4 \text{ g dm}^{-3}$ no T2 e $5,58 \text{ g dm}^{-3}$ no T3.

Segundo Faquin & Andrade (2004), a couve-manteiga é pouco exigente em micronutrientes, sendo que em ordem de importância é destacado o ferro e manganês com exigências em torno de 33 g t^{-1} e $10,77 \text{ g t}^{-1}$ de produtos frescos colhidos; portanto, a pequena variação do conteúdo destes nutrientes observada no solo pode ser associada a baixa extração por parte da planta e a elevada redução da concentração de Fe, Cu e Mn, em torno de 50%, registrada no substrato pode estar relacionado a lixiviação de nutrientes.

Observou-se um incremento na concentração de Na^+ nas subunidades irrigadas com efluente tratado, tanto no solo assim como no substrato; e foi mais evidente no tratamento T1 (100% EFT-6); em que no solo, variou de $0,013 \text{ g dm}^{-3}$ (estado inicial) para $0,089 \text{ g dm}^{-3}$ após o ciclo 1 e $0,035 \text{ g dm}^{-3}$ no ciclo 2; no substrato, variou de $0,98 \text{ g dm}^{-3}$ (estado inicial) para $1,22 \text{ g dm}^{-3}$ após o ciclo 1 e $0,97 \text{ g dm}^{-3}$ após o ciclo 2. A redução da concentração de Na^+ após o ciclo 2, tanto no solo assim como no substrato, pode ser associado as condições climáticas; pois o ciclo 2 foi marcado por temperatura baixas (baixa evaporação) e o final do ciclo por

precipitações elevadas (com um acumulado dos últimos 10 dias superior a 60 mm) (Gráfico 8), o que poderá ter propiciado a lixiviação de sais.

O aumento da concentração de sódio nas subunidades de irrigação que receberam EFT, já era esperado, devido ao fato de efluentes tratados conterem concentrações significativas de nutrientes, na forma de sais solúveis, havendo, portanto, a adição destes à solução do solo. Resultados semelhantes foram observados por Urbano et al. (2015), que notaram um incremento na concentração de Na^+ no solo, variando de $0,039 \text{ g dm}^{-3}$ (no ciclo 1) para $0,069 \text{ g dm}^{-3}$ (no ciclo 5), irrigando alface com efluente tratado, e sugeriram ser imprescindível o monitoramento rigoroso da salinização do solo.

De maneira geral, observou-se que a irrigação com efluente não degradou as propriedades químicas do solo, como também, não recuperou a sua fertilidade natural, uma vez que, a concentração dos atributos químicos avaliados reduziu após o experimento. Diversos autores indicam que os efeitos da aplicação de efluentes nas propriedades químicas do solo apenas são observados após um longo período de aplicação, e pode variar dependendo da composição química do solo, condições climáticas e tipo de solo (URBANO et al., 2015; HOMEM et al., 2014)

5 DESTACAMENTO DAS PRINCIPAIS OBSERVAÇÕES

Na avaliação do desempenho da Estação de Tratamento de Águas Residuárias (ETAR), as principais observações indicam que:

- Nos parâmetros pH e CE não se observaram reduções significativas entre os valores presentes no EF-ETE 2, EFT-3 e EFT-6, no entanto estes se mantiveram dentro da faixa considerada adequada para reuso na irrigação; sendo que os valores de CE se mantiveram abaixo de $700 \mu\text{S cm}^{-1}$, o que significativa que o efluente tratado seria adequado para irrigação de culturas sensíveis a salinidade;
- O efluente final (EFT-6) apresentou uma redução dos parâmetros avaliados na ordem de 67% para ST, 100% (SST), DBO (62,9%), 96,7% (DQO), 70,2% (NT), 46,5% (PT) e 80% na redução de potássio. A média de DBO manteve-se na faixa considerada adequada para irrigação de culturas consumidas cozidas; e a concentração de fósforo total no efluente tratado superou os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. A baixa redução de nitrogênio pode ser associada a falta de uma fase aeróbica no sistema de tratamento e da DBO à qualidade do afluente.
- Embora tenha se registado uma redução de 100% dos níveis populacionais de coliformes totais e fecais (E. Coli) no EFT-3 e EFT-6 em relação ao EF-ETE 2, apenas o EFT-6 é que satisfaz ao padrão de qualidade requerida para reuso de efluentes na irrigação.
- Na FASE I, a ETAR operou com taxas médias de aplicação volumétrica de $23,04 \text{ g DBO (m}^3\cdot\text{d)}^{-1}$ no leito brita #1 e $23,50 \text{ g DBO (m}^3\cdot\text{d)}^{-1}$ no leito brita #4; e na FASE II, a taxa média foi de $14,88 \text{ g DBO (m}^3\cdot\text{d)}^{-1}$.

No sistema de irrigação, os resultados obtidos indicam que tanto os gotejadores alocados no sistema de cultivo convencional assim como no cultivo vertical apresentaram um desempenho satisfatório.

- Os coeficientes determinados para avaliação do desempenho dos sistemas de irrigação nos diferentes sistemas obtiveram classificação variando de médio ou bom a excelente; e não se observou diferenças significativas destes nos diferentes tratamentos, o que significa que o

efluente tratado não introduziu alterações significativas no desempenho dos gotejadores.

- Embora o desempenho dos gotejadores tenha sido considerado satisfatório, observou-se uma tendência dos gotejadores alocados ao T1 (100% EFT-6) apresentarem menores valores de uniformidade e maiores amplitudes dos coeficientes de variação; situação que pode ser atribuída a qualidade do efluente, e pode estar associado ao fato dos valores obtidos de pH terem se mantido altos ao longo da pesquisa, com uma média considerada como sendo de risco severo de obstrução de gotejadores segundo Nakayama et al. (2006).
- O risco de obstrução com relação aos parâmetros condutividade elétrica, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos e coliformes totais foi classificado como baixo.

Com relação a produção de couve-manteiga, os resultados obtidos indicam:

- O melhor desenvolvimento das plantas, classificado pelo número médio de folhas adultas por planta e comprimento do limbo foliar de folhas de padrão comercial, foi registrado no tratamento T1 (100% EFT-6), tanto no sistema de cultivo convencional (SCC) assim como no cultivo vertical (SCV); e o menor no T2 (100 % água de abastecimento) para ambos sistemas de cultivo.
- A melhor média de produção de folhas de padrão comercial (massa fresca e massa seca) também foi observado no tratamento T1, com médias na ordem de 265 g e 398 g de massa fresca de folhas comerciais no ciclo 1 e ciclo 2 do SCC respectivamente; 212 g e 398 g por planta no ciclo 1 e ciclo 2 do SCV respectivamente. Sendo que os T2 e T3 apresentam médias de produção de folhas comerciais por planta reduzidas em 44% e 18% no SCC, 44% e 23% no sistema de cultivo vertical respectivamente em relação ao T1.
- O melhor desenvolvimento das plantas e maior produção por planta foi observado no SCC; no entanto, a maior produção por unidade de área explorada foi registrado no SCV, o que permitiu obter se maior número

de maços de folhas de padrão comercial por metro quadrado, maior produtividade e eficiência de uso de água.

- O SCV proporcionou uma economia de uso de água por planta de aproximadamente 100% em relação ao SCC. A maior eficiência de uso de água na produção total massa fresca por planta foi observado no tratamento T1 do ciclo 2, com valores na ordem de 33,11 g L⁻¹ no SCV e 20,19 no SCC, e a menor foi observada no tratamento T2 do ciclo 1, com valores na ordem de 10,30 g L⁻¹ no SCV e 8,47 g L⁻¹ no SCC. A maior produtividade total de massa fresca foi registrada no T1 do ciclo 2 com valores na ordem de 9.310,43 g m⁻² no SCV e 1.219,30 g m⁻² no SCC; e a menor foi observada no tratamento T2 do ciclo 1, com valores na ordem de 3.391,99 g m⁻² no SCV e 598,98 g m⁻².
- A adubação complementar (ciclo 2) com fertilizantes minerais melhorou a produção média de folhas comerciais por planta comparativamente ao cultivo sem adubação complementar (ciclo 1), e o fato da melhor média ter sido observada no tratamento T1 pode ser associado ao fato das plantas deste tratamento terem aproveitado melhor os fertilizantes aplicados, uma vez que estas encontravam-se melhor desenvolvidas e supostamente com melhor capacidade de extração dos nutrientes aplicados.

6 CONCLUSÕES

A Estação de Tratamento de Águas Residuárias proposta apresentou um bom desempenho; e a estrutura de seis filtros ligados em série mostrou-se ser a mais adequada para o tratamento de efluentes de estação de tratamento de esgoto (ETE), com taxa média de aplicação volumétrica $14,88 \text{ g DBO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Recomenda-se que o efluente tratado seja utilizado para irrigação 100 dias após o início de operação da estação de tratamento aqui proposta.

A irrigação com efluente tratado de ETE teve efeito positivo sobre a produção e não comprometeu a qualidade sanitária das folhas.

A irrigação com efluente tratado de ETE não comprometeu o desempenho do sistema de irrigação.

A irrigação com efluente tratado de ETE não alterou as características da fertilidade do solo para a maioria dos atributos químicos analisados.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção média por planta no SCV foi menor em relação ao SCC, resultante da alta densidade de plantio e efeito da orientação solar sobre o barril. Portanto, pode-se recomendar que para pesquisas futuras se altere a arquitetura de plantio no barril, adotando-se maiores espaçamentos entre os furos de plantio no lado de maior insolação diária e culturas que melhor se adaptam ao sombreamento no lado de menor insolação diária.

Após a desativação de sistemas de tratamento de águas residuárias em filtros anaeróbios, podem ocorrer problemas ambientais associados ao inadequado tratamento do material suporte para posterior descarte. Assim, para ocasiões futuras, pode-se propor o reuso do material suporte no cultivo em vasos (misturado com solo ou substrato), pois lodo formado nos interstícios destes conterá concentrações significativas de nutrientes, que poderão atender a demanda nutricional das plantas.

REFERÊNCIAS

- ABNT (1982) – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais**. NBR: 7229, Rio de Janeiro, 1982.
- ABNT (1993) – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Projeto, Construção e operação de tanques sépticos**. NBR: 7229, Rio de Janeiro, 1993.
- ABNT (1997) – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. NBR: 13969, Rio de Janeiro, 1997.
- ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário, **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.2, p.181-188, abr. - jun 2008.
- ABU-ASHOUR, J.; LEE, H. Transport of bacteria on sloping soil surfaces by runoff. **Environmental Toxicology**, v. 15, n. 2, p. 149–153, 2000.
- ADIN, A.; SACKS, M. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation, **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.117, n.6, p.813-826, 1991.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA). Atlas irrigação: Uso da água na agricultura irrigada 2017. Brasília – DF. 2017b.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil Informe 2016. Brasília – DF. 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil Informe 2017**. Brasília – DF. 2017a.
- AL-HAMAIEDEH, H.; BINO, M.; Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. **Desalination**, [s.l.], v. 256, n. 1-3, p.115-119, jun. 2010.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. 1.ed. Cruz das Almas – Bahia: Embrapa, 2010.
- AMAN, M. S.; JAFARI, M.; REIHAN, M. K.; MOTESHAREZADESH, B.; ZARE, S. Assessing the effect of industrial wastewater on soil properties and physiological and nutritional responses of Robinia pseudoacacia, Cercis siliquastrum and Caesalpinia gilliesii seedlings. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 217, p.718-726, jul. 2018.
- American Public Health Association (APHA). **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 22. ed. Washington, Dc: APHA-AWWA-WEF, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR-13.969: **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos** - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

AYERS, R.; S.; WESTCOT, D.; W. **Water quality of agriculture**. 29. ed. Roma: FAO, 1985.

AZEVEDO, L. P. Avaliação da qualidade microbiológica e da produção de alface americana (*lactuca sativa* L.) sob diferentes sistemas de irrigação, utilizando águas residuárias. 2004. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista, Botucatu – São Paulo, 2004.

BARROSO, L.; WOLFF, D. Reúso De Esgoto Sanitário Na Irrigação De Culturas Agrícolas. **Engenharia Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 225–236, 2011.

BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, R. A.; SANTOS, D. B Dos.; OLIVEIRA, A De. F. M.; AZEVEDO, C. A. V De.; MEDEIROS, S De. S. Obstrução e uniformidade de aplicação em sistemas de irrigação por gotejamento aplicando-se efluente da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, p. 698–705, 2013.

BATISTA, R. O.; SOUZA, J. A. R. DE; FERREIRA, D. C. Influência da aplicação de esgoto doméstico tratado no desempenho de um sistema de irrigação. **Revista Ceres**, v. 57, n. 1, p. 18–22, 2010.

BERNARDO, S.; MANTOVANI E.; SOARES A. A. **Manual de irrigação**. Viçosa: UFV, p.625, 2006.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de Efluentes E Reúso Da Água No Meio Agrícola. **Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária**, v. 1, p. 152–169, 2008.

BOUTED, C.; RATANATAMSKUL, C. Effects of temperature and HRT on performance of a novel insulated anaerobic filter (IAF) system incorporated with the waste heat input for building wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 698–706, 2018.

BRALTS, V. F. Field performance and evaluation. In: NAKAYAMA, F.S.; BUCKS, D.A. (Ed.) **Trickle irrigation for crop production**. Amsterdam: Elsevier, p.216-240, 1986.

BRALTS, V. F.; EDWARD, D.M.; WU, I.P. Drip irrigation design and evaluation based on statistical uniformity concept. In: HILLEL, D. (Ed). **Advances in irrigation**. Orlando: Academic Press, v. 4, p. 67-117, 1987.

BUENO, D. A. C. Filtros anaeróbios com pós-tratamento em filtros de areia intermitentes: desempenho em operação crítica. 2017. Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

- CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Water Quality and Distribution Uniformity in Drip / Trickle Irrigation Systems. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 70, p. 355–365, 1998.
- CARARO, D. C.; BOTREL, T. A.; HILLS, D. J.; LEVERENZ, H. L. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. **Applied Engineering in Agriculture**, v.22, n.2, p. 251-257, 2006.
- CARDOSO, O.; ANTÔNIO, C.; BERNI, F. Consórcio couve-de-folha (Brassica oleracea var . acephala) e cariru (Talinum triangulare) sob duas alternativas de fertilização em cultivo protegido. **Horticultura Argentina**, v. 36, n. 91, p. 96–109, 2017.
- CARVALHO, E.H. **Filtros biológicos anaeróbios: conceitos básicos, projeto e desenvolvimento**. 1994. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1994.
- CHERNICHARO, C. A. De L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Segrac, 1997.
- CHERNICHARO, C.A.L.; HAANDEL, A. Van; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, P.F.F. **Reatores anaeróbios de manta de lodo**, In: CAMPOS, J.R. (Coord.) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES/ PROSAB, 1999.
- CHO, K.; JEONG, Y.; SEO, W. K.; LEE, S.; SMITH, A. L.; SHIN, S. G.; CHO, S.; PARK, C. Effects of changes in temperature on treatment performance and energy recovery at mainstream anaerobic ceramic membrane bioreactor for food waste recycling wastewater treatment. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 256, p.137-144, mai. 2018.
- CHRISTIANSEN, J.E. **Irrigation by sprinkling**. Berkeley: California Agricultural Station. p.124, Bulletin 670, 1942.
- COLARES, C. J. G; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte, **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n.1, 2013.
- CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel, SP. **Irriga, Botucatu**, v. 14, n. 1, p. 1–11, 2009.
- CUNHA, F. F DA.; MATOS, A. T De.; BATISTA, R. O.; LO MONACO, P. A.. Uniformidade de distribui çã o em sistemas de irriga çã o por gotejamento utilizando á gua residu á ria da despolpa dos frutos do cafeeiro. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 28, n. 1981, p. 2–6, 2006.
- CUNHA, M. E. Da.; MARQUES, B. C. D.; BATISTA, R. O.; COSTA, A. G.; CUNHA, R.; R Da.; ANDRADE, A.; T.; S De. Obstrução De Gotejadores Operando Com Efluente De Laticínios Diluído. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 11, n. 4, p. 1517–1527, 2017.

DAMASCENO, L. M. O.; ANDRADE JÚNIOR, A. S De.; GHEY, H. R.; RIBEIRO, V. Q.; DIAS, H Da.; S. Cultivation of gerbera irrigated with treated domestic effluents. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 6, p. 582–588, 2010.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A De. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 91–100, 2011.

DU-PLESSIS, A. Global Water Availability, Distribution and Use. **Freshwater Challenges of South Africa and its Upper Vaal River**, [s.l.], p.3-11, 2017.

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

EUSTÁQUIO JÚNIOR, V. et al. Efficiency of constructed wetland systems cultivated with black oats treatment of domestic sewage. **Acta Scientiarum Technology**, v. 34, n. 4, p. 391–398, 2012.

FARIA, E. De.; LIMA, D. R. De. S.; XAVIER, L. P. Dos. S.; AQUINO, S. F. De.; AFONSO, R. J De. C. F.; CHERNICHARO, S.; GOMES, R. P. Uso de fotorreatores UV para a remoção de diclofenaco, bezafibrato e etinilestradiol de esgoto tratado em sistema UASB-FBP. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 493–502, 2015.

FAO – Food and Agriculture Organization of the Unites Nations – **FAOSTAT** – 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/visualize>. Acesso em 15 nov. 2018

FIA, R.; MATOS, A. T De.; MATOS, M. P De.; ABREU, E. C.; FIA, F. R. L. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: I - Remoção de matéria orgânica, **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.6, p.1191-1202, nov.-dez. 2010.

FILGUEIRA, F. A. R. Novo manual de olericultura agrotecnologica moderna na produção e comercialização de hortaliças. Viçosa, UFV, 2002.

FILHO, J. A. F.; DALRI, A. B.; SANTOS, M. G.; ZANINI, J. R.; FARIA, R. T. Non-pressure compensating emitters using treated sewage effluent for irrigation, **Ciência Rural**, v.47, n.7, 2017.

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

FRIZZONE, J.A.; FREITAS, P.D.; REZENDE, R.; FARIA, M.; D. **Microirrigação: gotejamento e microaspersão**. Maringá: Eduem, 2012.

HAHN, M. J.; FIGUEROA, L. A. Pilot scale application of anaerobic baffled reactor for biologically enhanced primary treatment of raw municipal wastewater. **Water Research**, v. 87, p. 494–502, 2015.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos Avançados**, São Paulo, v.22, n.63, p.131-158, 2008.

HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B de. CONDÉ, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo, **Científica**, Jaboticabal, v.42, n.3, p.299–309, 2014.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; SERRA, W.; JONAS, T. C.; GOMES, J. P. R. Efeito do uso de efluentes de reator anaeróbio compartimentando na fertirrigação da couve, **Revisa Ecossistema**, v.29, n.1, jan-dez. 2004.

International Organization for Standardization. ISO 9621: Agricultural Irrigation equipment: emitters and emitting pipe: specification and test methods. 2ed, Geneva, p.20, 2006.

JARAMILLO, M. F.; RESTREPO, I. Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. **Sustainability (Switzerland)**, v. 9, n. 10, 2017.

JUCHEN, C. R.; SUSZEK, F. L.; VILAS BOAS, M. A. Irrigação Por Gotejamento Para Produção De Alface Fertirrigada Com Águas Residuárias Agroindustriais. **Irriga**, v. 18, n. 2, p. 243, 2013.

KELLER, J.; BLIESNER, R. **Sprinkle and trickle irrigation**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990, p.673.

KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation design parameters**. Transactions of the ASAE, v. 17, p. 678-684, 1974.

KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation design**. Rain Bird Sprinkler Manufacturing Corporation, p. 133, 1975.

KIHILA, J.; MTEI, K. M.; NJAU, K. N. Wastewater treatment for reuse in urban agriculture; the case of Moshi Municipality, Tanzania. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 72, p. 104–110, 2014.

LACERDA, P. M. De.; RODRIGUES, R. F.; NALINI JÚNIOR, H. A.; MALAFAIA, G.; RODRIGUES, A. S De. L. Influência da irrigação com águas residuárias no desenvolvimento de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*). **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 9, n. 2, p. 159–168, 2011.

LEITE, V. D.; JÚNIOR, G. B. A.; SOUSA, J. T. DE. Tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, v. d, p. 71–75, 2005.

LIU, J.; DORJDEREM, A.; FU, J.; LEI, X.; LIU, H.; QIAO, Q.; SUN, A.; TACHIYAMA, K.; YU, L.; ZHENG, Y. **Water ethics and water resource management: Ethics and Climate Change in Asia and the Pacific (ECCAP) Project Working Group 14 Report.** Bangkok: UNESCO. 2006.

LUCYK, N.; HERMES, E.; SILVA, R. P Da.; PUJARRA, S.; SIMIONI, R. S.; ZENATTI, D. C. Uso de coagulantes naturais no tratamento de coagulação/floculação de efluente proveniente de abatedouro de aves. **Gestão e sustentabilidade ambiental**, Revista de Gestão Sustentavel do Ambiente, Florianópolis, n. esp, p.576-587, dez. 2015.

MACAN, N. P. F.; GOMES, T. M.; ROSSI, F.; TOMMASO, G. Desempenho da irrigação por gotejamento com o uso de efluente de laticínio tratado por processo biológico, **Irriga**, Botucatu, v. 22, n. 3, p. 575-590, jul-set, 2017.

MACHADO, R. M. G. **Estudo da associação em série de reator uasb e filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários.** 1997. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997.

MAGRI, M. E.; ZAGUINI, J. G.; RAMOS, S. R. A.; PHILIPPI, L. S. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 123–130, 2013.

MANARIOTIS, I. D.; GRIGOROPOULOS, S. G. Restart of anaerobic filters treating low-strength wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 9, p. 3579–3589, 2008.

MAROUELLI, W. A.; MELO, R. A. C.; BRAGA, M. B.; **Irrigação no cultivo de brássicas.** Brasília: Embrapa Hortaliças, 2017. (Embrapa Hortaliças. Circular Técnica, 158)

MAROUELLI, W. A.; SOUSA, V. F.; COELHO, E. F.; PINTO, J. M.; FILHO, M. A. C. **Irrigação e fertirrigação em fruteiras e hortaliças.** 1.ed. Brasília: Embrapa, 2011.

MARTIJN, E.; REDWOOD, M. Wastewater irrigation in developing countries — limitations for farmers to adopt appropriate practices. **Irrigation and Drainage**, v. 70, n. 54. p. 63-70, 2005.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652–659, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios, **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.32, n.6, p.1144-1155, nov. - dez., 2012.

MATTOS, K. M. C. **Viabilidade da irrigação com água contaminada por esgoto doméstico na produção hortícola.** 2003. Tese de Doutorado – Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Botucatu – São Paulo. 2003.

MERRIAM, J. L.; KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation: A guide for management**. v. 211, n. d, p. 271, 1978.

NAJAFI, P.; TABATABAEI, S. H.; ASGARI, K. Evaluation of filtration and SDI application effects on treated wastewater quality index. **African Journal of Agricultural Research**, v. 5, n. 11, p.1250-1255, 4 June, 2010.

NAKAYAMA, F. S.; BOMAN, B. J.; PITTS, D. Maintenance. In: LAMM, F. R.; AYARS, J. E.; Nakayama, F. S. **Microirrigation for crop production: design, operation, and management**. Amsterdam: Elsevier, cap.11, p.389-430, 2006.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. **Irrigation Science**, v. 12, n. 4, p. 187–192, 1991.

NASSER, M. D. Gesso e composto orgânico no preparo de solo, enxofre em cobertura, na nutrição, produção e características físico-químicas da couve-de-folha. 2018. Tese de Doutorado – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista, Botucatu – São Paulo, 2018.

NETO, P. F.; VEIGA, P. G. A.; FORTES, N. L. P.; TARGA, M. S.; GADIOLI, J. L.; PEIXOTO, P. H. M. Alterações químicas do solo e produção de aveia fertilizada com água residuária do tratamento de esgoto sanitário. **Revista Ambiente & Água**, v. 8 (suplemento) Taubaté, 2013.

NOVO, M. C. S. S; PRELA-PANTANO A; TRANI P. E; BLAT S. F. Desenvolvimento e produção de genótipos de couve manteiga. **Horticultura Brasileira**, 28: p.321-325, 2010.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; SPERLING, M. Von. Avaliação de 166 etes em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, out/nov, 2005.

Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO). 2011. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.

Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO). 2017b. **Agricultura Irrigada Sustentável no Brasil: Identificação de Áreas Prioritárias**. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura, Brasília, Brasil.

Organização Mundial de Saúde (OMS). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Wastewater Use in Agriculture. Genebra, 2006.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MONTERANI, F. efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambiente & Água**, Taubaté, v.4, n.3, p. 157-168, 2009.

PITTA, R. M.; PEREIRA, M. F. A.; JUSTINIANO, W.; MENDES, D. F. O. Efeito da adubação em couve (*Brassica oleracea* var. *acephala*) sobre o desenvolvimento, fertilidade e longevidade de *Brevicoryne brassicae*. **Científica**, Jaboticabal, v.35, n.1, p.39 - 45, 2007.

POZZOBON, L.; KEMPKA, A. P. Sementes de *moringa oleifera* na clarificação de efluente de indústria de ingredientes para alimentação animal: comparação com o coagulante convencional e estudo das condições operacionais. **Engevista**, v. 17, n. 2, p. 196-206, Junho, 2015

PRATA, R.C. C.; MATOS, A. T. De.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Sewage treatment in wetlands cultivated with yellow lilly. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 6, p. 1144–1155, 2013.

PUIG-BARGUÉS, J. et al. Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 6, p. 883–891, 2010.

QISHLAQI, A.; MOORE, F.; FORGHANI, G. Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 141, n. 1–3, p. 257–273, 2008.

QUELUZ, J. G. T. **Eficiência de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias com baixas cargas orgânicas**. 2016. Tese de Doutorado – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista, Botucatu – São Paulo, 2016.

QUELUZ, J. G. T. **Estudo de eficiência da desinfecção solar de águas residuárias domésticas em reatores de diferentes colorações**. 2013. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista, Botucatu – São Paulo, 2013.

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

REINALDO, G. P. B; BATISTA, R. O; SILVA, P. C. M; LUIS LEMOS FILHO, C. A; NETO, M. F; SANTOS, D. B. Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 7, n. 2, p.62-74, 31 ago. 2012.

RIBEIRO, T. A. P.; PATERNIANI, J. E. S.; AIROLDI, R. P. S.; SILVA, M. J. M. da. O efeito da qualidade da água no entupimento de emissores e no desempenho de filtros utilizados na irrigação por gotejamento, **Irriga**, v. 9, n. 2, maio-agosto, 2004.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; SOARES, A.; A.; SEDIYAMA, G.; C.; MATOS, A.; T. Potential use of solar radiation to disinfect domestic wastewater in Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas** (UNICAMP), v. 2, n. 3, p.283-294, 2008.

SANTOS, A. C. **Tratamento de águas residuárias de laticínio em reatores anaeróbios alternativos**. 2015. Tese de Doutorado – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto. 2015

SANTOS, V. K. S.; COLARES, A. P. F.; MARTINS, R. N. **Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura**. In: XX Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVI Encontro Latino Americano de Pós-Graduação & VI Encontro de Iniciação à Docência, 2016, Paraíba. Anais... Paraíba: Universidade do Vale do Paraíba, 2016.

SANTOS, V. S.; SILVA, L. M. M.; SOUSA, F. C.; SANTOS, D. S.; BRITO, A. D. Avaliação da eficiência na remoção de DQO E DBO em um reator UASB de fluxo ascendente e manta de lodo, **Revista Verde (Mossoró – RN)**, v. 7, n. 2, p.16-20, abr. - jun, 2012.

SCOTT, C. A; ZARAZÚA, J. A.; LEVINE, G. **Urban-Wastewater Reuse for Crop Production in the Water-Short Guanajuato River Basin, Mexico**. International Water Management Institute. Colombo, Sri Lanka, 2000.

SHIN, C.; BAE, J. Current status of the pilot-scale anaerobic membrane bioreactor treatments of domestic wastewaters: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 247, n. September, p. 1038–1046, 2018.

SHINGO, G. Y.; VENTURA, M. U. Collard greens yield with mineral and organic fertilization. **Semina-Ciencias Agrarias**, v. 30, n. 3, p. 589–594, 2009.

SILVA, L. P. Da.; SILVA, M. M. Da.; CORREA, M. M.; SOUZA, F. C. D.; SILVA, E. F. de. F. Desempenho de gotejadores autocompensantes com diferentes efluentes de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 480–486, 2012.

SILVA, S. C. Da; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 533–542, 2015.

SOUZA, C. F; BASTOS, R. G; GOMES, M. P. M; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.10, n.3, p.587-597, set. 2015.

TEIXEIRA, M. B.; MELO, R. F. de; COELHO, R. D.; RETTORE NETO, O.; RIBEIRO, P. A. de A. Tratamento para desentupimento de gotejadores convencionais. **Irriga**, Botucatu, v. 13, n. 2, p. 235-248, abril-junho, 2008.

TIWARI, K. N.; SINGH, A.; MAL, P. K. Effect of drip irrigation on yield of cabbage (*Brassica oleracea* L. var. capitata) under mulch and non-mulch conditions. **Agricultural Water Management**, v. 58, n. 1, p. 19–28, 2003.

TOMAZELA, A. B. G. **Avaliação de sistemas de tratamento e reuso de esgoto sanitário para fins de irrigação**. 2006. Tese de Doutorado – Faculdade de

Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista, Botucatu – São Paulo, 2006.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. De. O.; NAKAMURA, S. M. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 11–16, 2011.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F. O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio. **Sanare. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba**, v. 21, n. 21, p. 42–52, 2004.

TRANI, P. E.; TIVELLI, S. W.; BLAT, S. F.; PRELA-PANTANO, A.; TEIXEIRA, E. P.; ARAÚJO, H. S.; FELTRAN, J. C.; PASSOS, F. A.; FIGUEIREDO, G. J. B. de.; NOVO, M. C. S. S. **Couve de folha: do plantio à pós-colheita**. IAC – Boletim Técnico nr. 214, Campinas, 2015.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C.. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 7, n. 3, p.87-98, 31 dez. 2012.

United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). 2016. The United Nations World Water Development Report 2016: **Water and Jobs**. Paris, UNESCO.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Guidelines for Water Reuse**. EPA: Washington, DC, Sep., 2012.

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

Varallo, A. C. T.; Carvalho, L.; Santoro, B. L.; Souza, C. F. Alterações nos atributos de um Latossolo Vermelho-amarelo irrigado com água de reúso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 372-377, 2010.

VARALLO, A. C. T.; CARVALHO, L.; SANTORO, B. L.; SOUZA, C. F. Alterações nos atributos de um Latossolo Vermelho-amarelo irrigado com água de reúso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.372-377, 2010.

VENTURA, K. M. **Eficiência do uso da água em um sistema vertical sob irrigação localizada**. 2017. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, Botucatu – São Paulo. 2003.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 452p.

WILCOX, J.C.; SWAILES, G.E. Uniformity of water distribution by some under tree orchard sprinklers. **Scientific Agriculture**, v.27, n.11, p.565-583, 1947.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela 31 – Resultados das características físicas e químicas da AAB na FASE II

Parâmetros	41 dias	70 dias	100 dias	130 dias	165 dias	Média	CV (%)
Temp. (°C)	24,00	25,00	21,67	20,00	19,00	21,93	10,41
pH	7,67	7,60	7,20	5,97	7,17	7,12	8,58
EC	658,67	55,00	56,00	44,00	44,00	171,53	142,03
ST (mg/L)	78,67	76,00	36,67	59,00	30,67	56,20	35,03
SST (mg/L)	2,67	0,67	6,33	2,50	7,67	3,97	65,76
SDT (mg/L)	76,00	75,33	30,33	56,50	23,00	52,23	42,39
DBO (mg/L)	4,80	17,00	0,70	5,62	9,38	7,50	73,24
DQO (mg/L)	10,15	42,00	4,00	11,33	28,08	19,11	73,01
NT (mg/L)	1,20	4,50	0,20	1,30	2,80	2,00	75,03
PT (mg/L)	0,95	1,11	1,08	0,85	1,07	1,01	9,53
K (mg/L)	2,25	2,40	1,30	3,20	2,35	2,30	26,27
CT (NMP/100 mL)	0	1,45x10 ⁴	0	0	1		
E. Coli (NMP/100 mL)	0	0	0	0	0		

Temp. – temperatura; pH – potencial Hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica; ST – sólidos totais; SST – sólidos suspensos totais; SDT – sólidos dissolvidos totais; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; NT – nitrogênio total; PT – fósforo total; K – potássio; CT – coliformes totais; E. Coli - Escherichia coli.

APÊNDICE B

Tabela 32 - Produção total de folhas de padrão comercial e não comercial (em gramas) no sistema de cultivo convencional

			30 dias	40 dias	50 dias	60 dias	60 dias +	Total
Ciclo 1	T1	MF (g)	-	-	2.840,0	1.940,0	4.870,0	9.650,0
		MS (g)	-	-	465,0	364,0	983,0	1.812,0
	T2	MF (g)	-	-	945,0	735,0	3.765,0	5.445,0
		MS (g)	-	-	165,0	137,0	761,0	1.063,0
	T3	MF (g)	-	-	1.140,0	880,0	4.370,0	6.390,0
		MS (g)	-	-	210,0	159,0	1.018,0	1.387,0
Ciclo 2	T1	MF (g)	-	460,0	3.785,0	2.916,0	4.248,0	11.409
		MS (g)	-	79,5	477,2	402,5	586,3	1.545,5
	T2	MF (g)	-	-	540,0	1.574,0	5.418,0	7.532,0
		MS (g)	-	-	90,0	250,1	880,6	1.220,7
	T3	MF (g)	-	-	1.840,0	4.888,0	7.470,0	14.198
		MS (g)	-	-	270,0	732,3	1.119,1	2.121,4

Colheitas (30, 40, 50 e 60 dias) – MF e MS das folhas de padrão comercial; Colheita (60 dias+) – MF e MS de folhas de padrão não comercial

Tabela 33 – Produção total de folhas de padrão comercial e não comercial (em gramas) no sistema de cultivo vertical

			30 dias	40 dias	50 dias	60 dias	60 dias+	Total
Ciclo 1	T1	MF (g)	613,0	1.655,7	565,0	140,0	3.075,0	6.048,7
		MS (g)	104,2	302,1	129,4	26,3	619,0	1.181,0
	T2	MF (g)	426,0	1.064,3	485,0	260,0	3.965,0	6.200,3
		MS (g)	102,0	218,6	98,9	47,0	789,0	1.255,5
	T3	MF (g)	474,0	1.560,7	821,9	75,0	3.015,0	5.946,6
		MS (g)	70,4	285,8	177,8	14,0	745,0	1.293,0
Ciclo 2	T1	MF (g)	-	2.465,0	2.125,0	984,0	3.454,0	9.028,0
		MS (g)	-	306,2	316,0	143,0	502,0	1.267,2
	T2	MF (g)	-	-	930,0	1.742,0	3.784,0	6.456,0
		MS (g)	-	-	138,0	290,4	619,6	1.048,0
	T3	MF (g)	-	-	1.180,0	873,0	4.128,0	6.181,0
		MS (g)	-	-	148,0	115,7	547,2	810,9

Colheitas (30, 40, 50 e 60 dias) – MF e MS das folhas de padrão comercial; Colheita (60 dias+) – MF e MS de folhas de padrão não comercial

APÊNDICE C

Tabela 34 – Resultados das análises químicas do solo antes e depois do cultivo

	H+Al	SB	CTC	B	Cu	Mn	Zn	V
	----- mmolc dm ⁻³ -----			----- mg dm ⁻³ -----				%
Antes da irrigação								
T1	23,95	96,63	81,4	0,29	4,96	6,91	1,62	60,9
T2	26,05	100,9	82,74	0,36	5,17	7,24	2,07	59,45
T3	30,84	58,65	89,49	0,48	5,29	6,33	1,47	65,54
Após ciclo 1								
T1	25,78	67,95	93,73	0,44	4,46	7,22	1,44	72,49
T2	27,75	70,34	98,1	0,59	4,35	6,9	1,1	71,71
T3	28,64	61,09	89,73	0,47	5,02	7,86	1,28	68,08
Após ciclo 2								
T1	31,83	49,58	120,58	0,5	5,55	4,91	2,3	80,14
T2	33,55	49,19	126,96	0,43	5,44	3,97	15,3	79,48
T3	40,55	71,4	111,95	0,37	4,81	4,66	4,66	63,78

Tabela 35 – Resultados das análises químicas do substrato antes e depois do cultivo

	Cu	Mn	Zn	C.T	C/N
	----- mg kg ⁻¹ -----			%	total
Antes da irrigação					
	31,29	261,39	60,75	23,52	27/1
Após ciclo 1					
T1	31,29	359,1	60,77	23,02	28/1
T2	31,29	242,99	66,27	23,01	24/1
T3	31,29	268,29	58,8	22,97	22/1
Após ciclo 2					
T1	16,58	122,9	122,9	26,67	28/1
T2	15,98	107,85	107,85	25	26/1
T3	16,97	106,08	106,08	26,67	30/1

TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA EM FILTROS ANAERÓBIOS VERTICAIS PARA APLICAÇÃO NA IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO

VALDEMIRO SIMÃO JOÃO PITORO¹; TAMIRES DA SILVA LIMA²; RODRIGO MÁXIMO SÁNCHEZ ROMÁN³ E JOÃO GABRIEL THOMAZ QUELUZ⁴

¹ Departamento de Engenharia Rural, Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Avenida Universitária, nº 3780 – CEP 18610-034, Altos do Paraíso, Botucatu, SP, Brasil, E-mail: vpitoro@gmail.com;

² Departamento de Engenharia Rural, Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Avenida Universitária, nº 3780 – CEP 18610-034, Altos do Paraíso, Botucatu, SP, Brasil, E-mail: tamireslsilva@gmail.com;

³ Departamento de Engenharia Rural, Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Avenida Universitária, nº 3780 – CEP 18610-034, Altos do Paraíso, Botucatu, SP, Brasil, E-mail: rmsroman@fca.unesp.br.

⁴ Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Avenida 24 A, 1515, CEP: 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil, E-mail: queluz@fca.unesp.br.

1 RESUMO

O reúso das águas residuárias (AR) na agricultura tem sido considerada uma prática comum em todo mundo e uma alternativa para minimizar os impactos do atual cenário de escassez dos recursos hídricos. Contudo, a maior limitação do uso de AR compreende a sua adequação aos padrões de qualidade exigidos pelas diretrizes internacionais. Um sistema de tratamento de água composto por seis filtros anaeróbios (FA) de fluxo vertical descendente, subdivididos em dois leitos de igual número de filtros com material suporte brita #1 e brita #4 tiveram suas condições operacionais estudadas com o objetivo de avaliar o seu desempenho no tratamento de AR para aplicação na irrigação por gotejamento. Analisou-se a qualidade do afluente e do efluente tratado (EFT), nos parâmetros: temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos e demanda bioquímica de oxigênio. Os resultados indicam que os FA apresentaram um bom desempenho, sendo que a qualidade do EFT satisfaz as diretrizes internacionais e nacionais para sua aplicação na irrigação, exceto para o parâmetro DBO. O risco de obstrução dos gotejadores foi classificado como “nenhum” pelos parâmetros SST e SD, e “moderado” para pH; também observou uma redução de turbidez e SST acima de 97%. Embora não tenha se observado diferenças significativas na qualidade do EFT entre os materiais de suporte aplicados para a maioria dos parâmetros analisados, o leito de filtros com material suporte brita #1 apresentou melhores resultados, destacando-se a redução da turbidez e SST.

Palavras-chave: esgoto tratado, reúso na agricultura, obstrução de gotejadores.

**PITORO, V.S.J; LIMA, T. S; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M AND QUELUZ, J. G. T
WASTEWATER TREATMENT IN VERTICAL ANAEROBIC FILTERS FOR
APPLICATION IN DRIP IRRIGATION**

2 ABSTRACT

Reusing wastewater (RA) in agriculture has been considered a common practice worldwide and an alternative to minimize the impacts of the current water scarcity scenario. However, the greatest limitation of the use of RA is its adequacy to the quality standards required by international guidelines. A water treatment system composed of six descending vertical flow anaerobic filters (AF), subdivided into two beds of equal number of filters with support material # 1 and # 4 has been studied under operational conditions with the objective of evaluating their performance in the treatment of RA for application in drip irrigation. The following parameters were analyzed: temperature, pH, electrical conductivity, turbidity, total solids, total suspended solids, dissolved total solids and biochemical oxygen demand. Results indicate that AF presented good performance, and the quality of the treated effluent (EFT) satisfies international and national guidelines for application in irrigation, except for BOD parameter. The risk of obstruction of drippers was classified as "none" by SST and SD parameters, and "moderate" for pH; turbidity and SST reduction above 97% were also observed. Although there were no significant differences in EFT quality among the support materials applied for most of the analyzed parameters, the bed of filters with material support crushed # 1 presented better results, emphasizing the reduction of turbidity and SST.

Keywords: treated sewage, reuse in agriculture, obstruction of drippers.

3 INTRODUÇÃO

A água sempre foi um fator determinante para a sobrevivência e desenvolvimento socioeconômico da humanidade ao longo da sua história.

O aumento da demanda por água, devido ao crescimento populacional, degradação dos recursos hídricos e às atividades produtivas decorrentes, tem criado um cenário de escassez hídrica em diversas regiões do mundo (SILVA et al., 2012), que vem sendo intensamente influenciado também pelas mudanças de hábitos da população, em especial pela atividade agrícola irrigada.

Nos tempos atuais, são visíveis os esforços no sentido de identificar alternativas de otimização dos sistemas de irrigação, como também tem crescido o interesse no desenvolvimento de fontes alternativas de abastecimento de água; tanto para atividade agrícola assim como para as demais atividades (SILVA et al., 2012; WANG et al., 2017).

Nas últimas décadas o reuso de água residuária tratada para irrigação tem sido considerada uma prática comum em quase todo mundo, pelos inúmeros benefícios que proporciona, como é o caso da redução da pressão sobre as fontes de água fresca, garantia de disponibilidade de água durante todo o ano, aproveitamento de nutrientes para as culturas, redução dos impactos ambientais e dos custos com o descarte do efluente para os corpos de água naturais sejam elas superficiais ou subterrâneas (HARUVY, 2006).

Muitos agricultores rurais e peri-urbanos consideram o uso da água residuária como uma alternativa econômica ou de subsistência importante, porque pode-se encontrar nelas nutrientes mais prontamente disponíveis comparativamente as outras fontes de água (MARTIJN & REDWOOD, 2005). Existem casos relatados, em que se observou um aumento em até 37% na colheita com aplicação de efluente bruto em relação ao uso de água de

abastecimento ou fertilizantes químicos (SCOTT et al., 2000).

No contexto brasileiro, o uso de águas residuárias na agricultura ainda é pouco expressivo e as alterações que podem ocorrer nos sistemas de irrigação e nas características do solo são pouco conhecidas, necessitando de maiores investigações (SILVA et al., 2012). A semelhança do Brasil, vários outros são os países com restrições de uso de efluente na agricultura, sobretudo pelo fato de preocupações socioculturais influenciarem na formulação de políticas sobre sua utilização, a título de exemplo observa-se em muitos países do Oriente Médio do Norte da África, onde a prática é proibida por ser contrária aos valores islâmicos (MARTIJN & REDWOOD, 2005). Em contrapartida, existem em todo mundo numerosos exemplos de sucesso do uso da água residuária tratada na agricultura irrigada, reportados em países como Malta, França, Espanha, Grécia, Tunísia, Israel, Índia, E.U.A., entre outros (CHEN & LIU, 2015; DUARTE et al., 2008).

No que se refere aos sistemas de irrigação e em virtude do quadro de escassez hídrica, observa-se maior incentivo do uso de sistemas pressurizados, com preferência para sistemas de irrigação por gotejamento (SILVA et al., 2012). De acordo com Cararo et al. (2006) e Najafi et al. (2010), os sistemas de irrigação por gotejamento se apresentam como os mais adequados para aplicação de água residuária pelo fato minimizar o contato direto da água contaminada com o agricultor ou com o produto agrícola a ser colhido; que está associado segundo a Organização Mundial da Saúde (WHO) (2006) ao fato da irrigação por gotejamento aplicar a água diretamente sob a planta, podendo também promover a remoção adicional de patógenos contidos na água.

O grande problema da utilização de água de baixa qualidade em sistemas de irrigação por gotejamento está associado à

modificação das características hidráulicas dos emissores pelo entupimento parcial ou total, e conseqüentemente afetando a uniformidade de distribuição da água. O entupimento de gotejadores em sistemas de irrigação por gotejamento é resultado de diversos fatores físicos, químicos e biológicos. Segundo Keller e Bliensner (1990), partículas maiores que 1/10 do diâmetro do emissor de água representam risco potencial de entupimento. Os sólidos suspensos que podem entupir os emissores na irrigação por gotejamento são constituídos na sua maioria por materiais orgânicos e inorgânicos.

Batista et al. (2010) avaliando o desempenho de um sistema de irrigação por gotejamento com aplicação de esgoto doméstico tratado, observaram reduções de 4,49 e 10,58% nos valores de coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) e coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) respectivamente devido à obstrução dos gotejadores, para um tempo de funcionamento do sistema de 120 horas, sendo que os mesmos autores observaram que a obstrução teve como origem principal a interação entre bactérias e algas presentes na água residuária.

Para a minimização do entupimento dos emissores em sistemas de irrigação são recomendadas diversas técnicas. Entre as práticas mais aceitas ambientalmente destacam-se a sedimentação, a filtragem, o aumento da pressão de serviço e a limpeza das linhas laterais (PUIG-BARGUES et al., 2010).

O entupimento de emissores pode ser considerado um fator limitante na utilização de águas residuárias em sistemas de irrigação por gotejamento e a magnitude do problema está associado a qualidade da água utilizada. Portanto, para o sucesso desta prática, é de fundamental importância que se intensifique o estudo de tecnologias de tratamento economicamente viáveis, ambientalmente seguros, e mais eficientes para garantir que os sistemas de irrigação

possam utilizar efluentes tratados de melhor qualidade, proporcionando redução do risco de entupimento dos emissores e à saúde humana.

Os filtros anaeróbios vêm sendo massivamente estudados nos últimos, e a atenção dada a eles está aumentando com o passar do tempo, considerados por diversos pesquisadores como um meio alternativo para o tratamento de águas residuárias (MANARIOTIS & GRIGOROPOULOS, 2007), especialmente em pequenas regiões descentralizadas (MANARIOTIS & GRIGOROPOULOS, 2006).

Comparado aos convencionais sistemas aeróbios, os sistemas anaeróbios têm sido indicados como sendo os menos dispendiosos, simples e de fácil operação (MANARIOTIS & GRIGOROPOULOS, 2007). No entanto, o número de pesquisas sobre a aplicação destes sistemas de tratamento de água, ainda é bastante reduzido, principalmente na configuração então proposta.

Diante do exposto, o presente trabalho objetivou, primeiramente, avaliar o desempenho dos filtros anaeróbios no tratamento de águas residuárias, que incluiu a identificação do material de suporte adequado para o efeito, em segundo, verificar se o tratamento de águas residuárias adotado tem potencial para reduzir os riscos de entupimento de

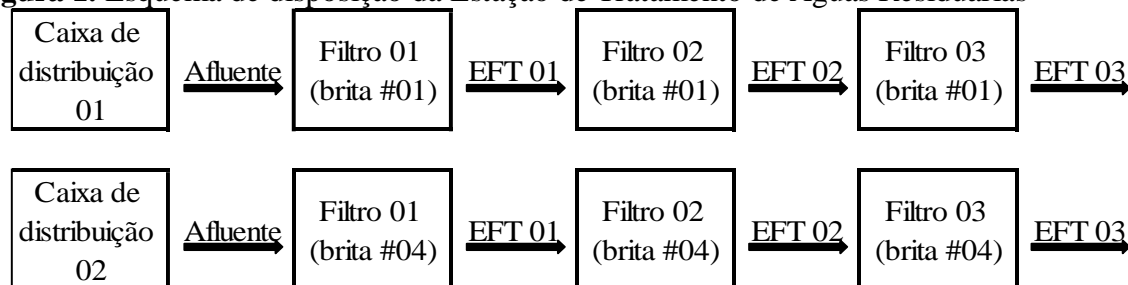
emissores em sistemas de irrigação por gotejamento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida na Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP, Botucatu – São Paulo, nas coordenadas geográficas 22° 50' 48" S, 48° 26' 06" W e altitude de 817,74 m; o clima da região é definido como do tipo Cwa (segundo a classificação de Koppen): clima temperado quente (mesotérmico) com verão chuvoso e inverno seco, a temperatura média do mês mais quente é superior a 22°C e a precipitação média anual em torno de 1.501,4 mm (CAVALHEIRO & SOUSA, 1988; CUNHA et al., 2006).

A estrutura da estação de tratamento de águas residuárias (ETAR) (Figura 1) era composta por seis filtros confeccionados em barris plásticos de 200 litros cada (0,90 m de altura e 0,50 m de diâmetro), dispostos na vertical e subdivididos em dois leitos de igual número de filtros, diferenciados pelo material suporte brita #01 (diâmetro médio 14 mm) e brita #04 (diâmetro médio 90 mm). Para cada leito, os três estavam ligados em série através de uma tubulação PVC de 32 mm, sendo o fluxo de água vertical e descendente.

Figura 1. Esquema de disposição da Estação de Tratamento de Águas Residuárias



Cada barril foi preenchido de material suporte até a superfície e o nível da água mantido a 10 cm da superfície; proporcionando uma porosidade média de

48% e 52%, que corresponde a uma taxa média de aplicação diária de 95 e 105 litros, e um tempo de detenção hidráulica

aproximada de 2,38 e 2,33 dias para o leito brita #01 e brita #04 respectivamente.

A ETAR contou ainda, com uma caixa de água de 1.000 litros (para recepção do efluente secundário), uma caixa de 100 litros (caixa de distribuição 01), uma caixa

de 150 litros (caixa de distribuição 02) e caixa de 500 litros para a recepção do efluente tratado (EFT) para posterior descarte depois de passado pelos filtros (Figura 2).

Figura 2. Ilustração da ETAR instalado no Campus da FCA-Unesp, Botucatu



A ETAR foi monitorada durante um período de 35 dias, compreendendo os meses de outubro e novembro, período no qual foram realizadas cinco amostras do afluente e efluente tratado: As amostras foram coletadas conforme os métodos recomendados pelo Standard Methods 1060B (APHA, 2005) e preservadas de acordo com os métodos definidos pelo Standard Methods 1060C (APHA, 2005). Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos suspensos totais (SST) e turbidez considerando quatro pontos de coleta de amostras por leito (afluente, EFT filtro 01, EFT filtro 02 e EFT filtro 03); e sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos (SD)

e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) considerando dois pontos de coleta de amostras por leito (afluente e EFT filtro 03).

Todas as análises foram realizadas no laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Rural da FCA/Unesp, com exceção da turbidez que foi realizada no Laboratório da SABESP-Botucatu.

O desempenho da ETAR na remoção de poluentes das águas residuárias foi avaliado pela turbidez, ST, SST e DBO. A eficiência na redução destes poluentes foi definida percentualmente pela diferença das suas concentrações entre a entrada e saída do sistema (Equação 1).

$$\% \text{ da redução de concentração} = 100 \times (C_e - C_s)/C_e \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde “C” é a concentração do contaminante e o subíndices “e” e “s” se referem à entrada e saída do sistema de tratamento.

A adequação da qualidade do efluente tratado para o seu uso na irrigação de culturas agrícolas baseou-se nas diretrizes nacionais e internacionais; e risco de obstrução de emissores na classificação proposta por Nakayama & Bucks (1991), que é fundamentada pela concentração de fatores físicos-químicos-biológicos e sua relação com o processo de obstrução de emissores em sistemas de irrigação por gotejamento.

Os resultados obtidos também foram analisados estatisticamente considerando quatro repetições e três tratamentos, nomeadamente: T1 – efluente tratado na estação de tratamento de esgotos de Botucatu (considerada como afluente nesta pesquisa); T2 – efluente tratado no

leito brita #01 (EFT #01) e T3 – efluente tratado no leito brita #04 (EFT #04). Foi realizada análise de variância, e as médias comparadas, adotando-se o teste de Tukey para um nível de 5% de probabilidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A ETAR operou durante 105 dias e a amostragem iniciada 77 dias após o início do tratamento (AIT), tendo sido feita a segunda 84 dias AIT, a terceira 91 dias AIT, a quarta 98 dias AIT e a última 105 dias AIT. O período antes do início da coleta de amostras foi reservado à formação de biofilme nos filtros.

Nas tabelas 1, 2 e 3 são apresentados de forma resumida os principais parâmetros do afluente e efluente tratado pelos diferentes materiais suporte estudados.

Tabela 1. Caracterização do afluente

Parâmetros	Média	Máximo observado	Mínimo observado
Temperatura (°C)	21.63	25.00	19.00
pH	7.88	8.30	7.23
CE (µS/cm)	717.71	959.50	586.50
Turbidez (NTU)	247.04	534.00	44.70
ST (mg/L)	535.96	769.00	402.00
SST (mg/L)	130.92	192.33	72.00
SD (mg/L)	405.04	576.67	330.00
DBO (mg/L)	54.83	70.00	44.00

Tabela 2. Caracterização do efluente tratado no leito brita #01

Parâmetros	Média	Máximo observado	Mínimo observado
Temperatura (°C)	21.50	24.00	19.00
pH	7.92	8.13	7.67
CE (µS/cm)	601.33	702.00	442.50
Turbidez (NTU)	0.97	0.99	0.94
ST (mg/L)	444.50	501.67	325.33
SST (mg/L)	2.92	4.67	1.00
SD (mg/L)	441.58	497.00	324.33
DBO (mg/L)	41.00	44.00	35.00

Tabela 3. Caracterização do efluente tratado no leito brita #04

Parâmetros	Média	Máximo observado	Mínimo observado
Temperatura (°C)	21.50	24.33	18.67
pH	7.94	8.10	7.70
CE (µS/cm)	643.71	740.50	568.00
Turbidez (NTU)	2.38	3.84	1.44
ST (mg/L)	381.83	419.67	327.67
SST (mg/L)	3.00	4.00	1.67
SD (mg/L)	378.83	415.67	326.00
DBO (mg/L)	41.00	47.00	34.00

Observa-se, que houve uma tendência de redução nos valores médios de todos parâmetros analisados do efluente tratado em relação afluente, exceto os valores médios de pH, embora este se tenha mostrado ligeiramente semelhante entre o afluente e o efluente tratado para ambos leitos.

A comparação da qualidade do efluente tratado entre os diâmetros de materiais suporte estudados indica valores médios com tendência favorável ao leito brita #01 nos parâmetros pH, CE, turbidez e SST, sendo estes inferiores aos valores médios do efluente tratado em brita #04. Contudo, os resultados da análise estatística mostram que não existe diferença significativa entre os tratamentos considerados nos parâmetros pH, CE, ST, SD e DBO ($p < 0,05$). No entanto, constatou-se diferença estatística nos parâmetros SST e turbidez, sendo que a comparação das médias indica serem

semelhantes os tratamentos EFT #01 (T2) e EFT #04 (T3), e ambos diferentes do tratamento um (T1).

Pelos resultados expostos, observa-se que os valores médios de pH foram ligeiramente básicos tanto para o afluente assim como para o efluente tratado, pressupondo-se menores riscos de degradação dos equipamentos de irrigação por corrosão e/ou incrustações nas tubulações (SILVA et al., 2011). Com relação ao pH do efluente tratado observa-se que os valores médios se apresentam dentro da faixa considerada ideal para irrigação segundo o indicado pelos autores Ayers & Westcot (1985) e US EPA (2012), e, portanto, não mostram riscos quanto a sua utilização para irrigação; também se apresentam dentro da faixa considerada ideal pelos mesmos autores, os valores médios de condutividade elétrica, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos.

Com relação à DBO, embora tenha se observado uma redução do afluente para o efluente tratado, os valores médios mantiveram-se acima da faixa estabelecida para irrigação de culturas alimentares e não alimentares segundo EPA (2012) que recomenda valores de DBO não superiores a 30 mg L⁻¹ para irrigação de plantas consumidas cozidas e 10 mg L⁻¹ para plantas consumidas cruas. Os valores de DBO registrados foram inferiores aos observados por Baumgartner et al. (2007), tratando águas residuárias em lagoas de estabilização de dejetos suínos para irrigação da cultura da alface; estes por sua vez concluíram que os tratamentos estudados

(exemplo: irrigação com água de origem subterrânea e adubação suplementar e com água residuária originária de lagoa de estabilização de dejetos de suínos) não apresentaram diferenças significativas para as diferentes variáveis analisadas; corroborando em parte com os resultados registrados por Juchen et al. (2013), que também não observaram diferenças significativas no número de folhas de alface nos diferentes tratamentos estudados, contudo, a produção (ton.ha⁻¹) tenha sido maior no tratamento de irrigação com água residuária de frigorífico que apresentava DBO de 105 mg L⁻¹.

Tabela 4. Classificação do risco de obstrução dos gotejadores aplicando efluente tratado nos leitos brita #01 e brita #04.

Fatores de obstrução	Grau de restrição ao uso (Nakayama & Bucks, 1991)			Risco de obstrução do efluente tratado	
	Nenhum	Moderado	Severo	Brita #01	Brita #04
pH	< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0	moderado	moderado
CE	nd	nd	nd		
Turbidez	nd	nd	nd		
ST	nd	nd	nd		
SST	< 50	50 - 100	> 100	nenhum	nenhum
SD	< 500	500 - 2000	> 2000	nenhum	nenhum
DBO	nd	nd	nd		

nd – não definido por Nakayama & Bucks (1991)

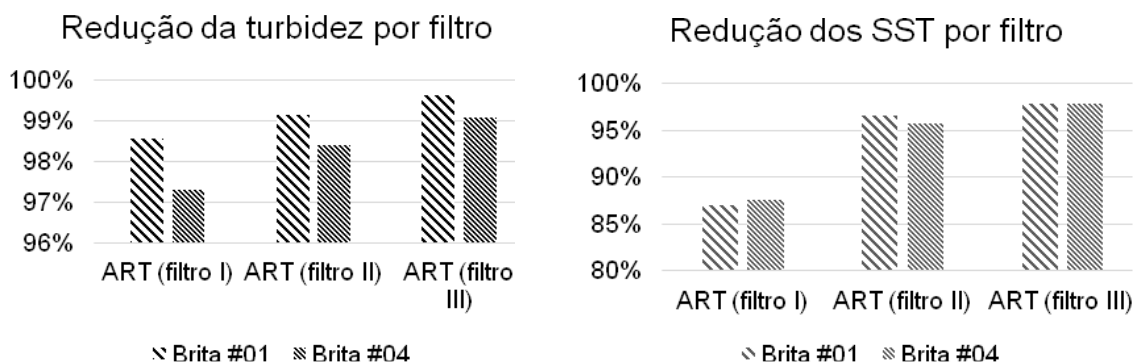
De acordo com a classificação proposta por Nakayama & Bucks (1991), a qualidade do efluente tratado nos parâmetros SST e SD indicam menor risco de entupimento de gotejadores; e para pH o risco é moderado para ambos materiais de suporte. Batista et al. (2013), obteve pH de 7,54 e sólidos suspensos de 333 mg L⁻¹ em efluente da suinicultura tratada em processos de sedimentação, degradação anaeróbica e filtração; contudo, estes obtiveram coeficientes de uniformidade de distribuição superiores a 90% para emissores com características de vazão e diâmetro do orifício diferentes após 160

horas de aplicação em irrigação por gotejamento, que segundo Merriam & Keller (1978) o desempenho do sistema de irrigação quanto a uniformidade de distribuição da água é classificado como excelente. Enquanto que, Cunha et al. (2017) operando sistema de irrigação por gotejamento aplicando efluente de laticínio concluiu que os atributos sólidos suspensos e pH foram os principais agentes de obstrução dos emissores, após ter observado em 200 horas de aplicação valores de sólidos SST e pH de 393 mg L⁻¹ e 7,67; indicados como de risco severo e moderado respectivamente.

O sistema de tratamento de água exibiu redução de aproximadamente 100% e 98% da turbidez e sólidos suspensos totais respectivamente; para ambos os parâmetros. Não se observou reduções significantes entre os filtros do mesmo leito ao longo do período analisado, contudo esta foi mais expressiva para SST (Figura 3). Souza et al. (2015) avaliando a eficiência

individual de diferentes unidades de tratamento de esgoto observou redução de turbidez na ordem de 80,88% (caixa de gordura e tanque séptico); 36,35% (filtro anaeróbico de um estágio) e 65,34% (wetland), e na combinação destas unidades, incluindo tanque de microalgas obteve redução de 95%.

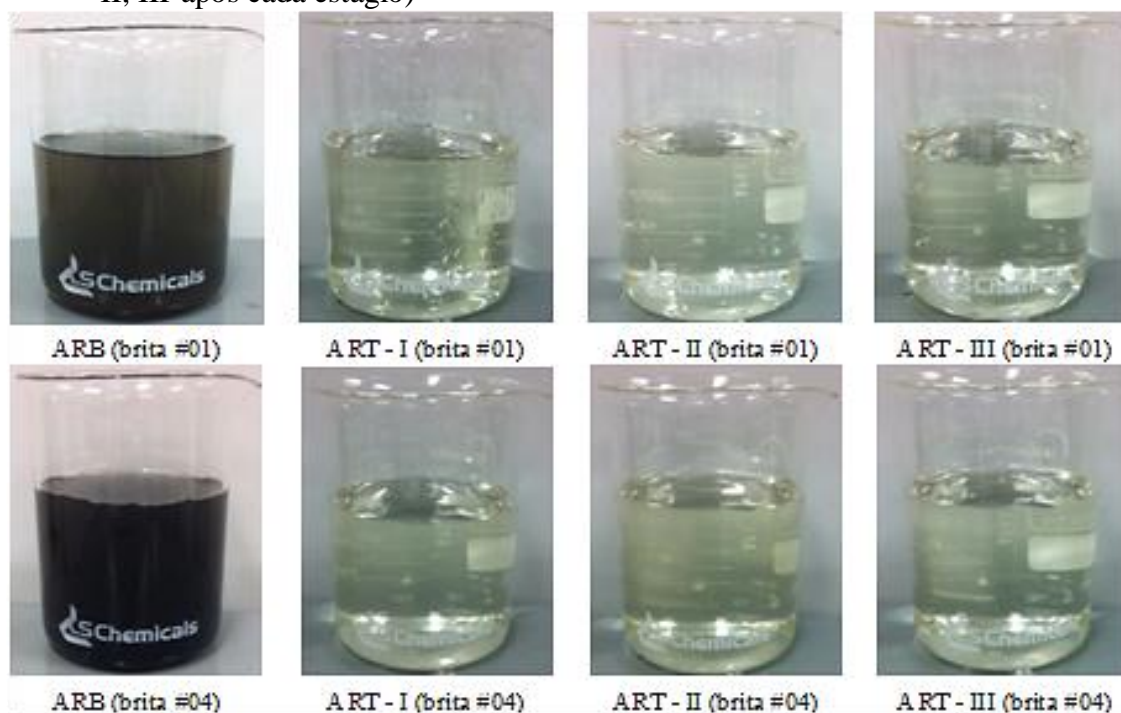
Figura 3. Gráficos da relação de redução da turbidez e SST nos diferentes estágios/filtros de tratamento.



Na figura 4, se observa de forma clara e evidente o quanto a turbidez da água reduz logo após o primeiro filtro de tratamento para ambos os materiais de suporte, pressupondo-se que apenas um

filtro com as características aqui apresentadas é suficiente para reduzir significativamente a turbidez e/ou outros parâmetros a si relacionados.

Figura 4. Mudanças da turbidez. (ARB-água residuária bruta; ART- água residuária tratada; I, II, III-após cada estágio)



Observou-se redução também na condutividade elétrica (16,21% e 10,31% para brita #01 e brita #04 respectivamente) e DBO de 25,23% (Tabela 5) para ambos os materiais suporte, sendo que a redução da

DBO se encontra abaixo da faixa provável de remoção de poluentes prevista na NBR 13.969/1997 (Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas) para filtros anaeróbios.

Tabela 5. Valores médios de redução (%) dos principais poluentes no sistema de tratamento, relação entre afluente (entrada) e efluente tratado (último filtro do leito).

Parâmetros	Brita #01			Brita #04	
	Entrada	Saída	Eficiência (%)	Saída	Eficiência (%)
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	717.71	601.33	16.21%	643.71	10.31%
Turbidez (NTU)	247.04	0.97	99.61%	2.38	99.04%
ST (mg/L)	535.96	444.50	17.06%	381.83	28.76%
SST (mg/L)	130.92	2.92	97.77%	3.00	97.71%
DBO (mg/L)	54.83	41.00	25.23%	41.00	25.23%

Colares & Sandri (2013) projetaram uma estação de tratamento de esgoto composto por um conjunto de tanques sépticos dispostos em série (tratamento primário), cujo efluente era direcionado para três leitos cultivados com diferentes meios suporte (cascalho natural, brita #02 e

cascalho lavado) dispostos em paralelo; estes obtiveram uma redução de 65,40% para DQO; 79,01% para DBO; 59,79% para ST; 87,12% para SST e 82,54% para turbidez.

6 CONCLUSÕES

1. Observou-se que os valores médios dos principais parâmetros analisados se situaram dentro da faixa dos padrões de qualidade requerido para aplicação de efluentes tratados na irrigação de culturas agrícolas, excepto a DBO.
2. Baseado nas principais observações constatadas pode-se dizer que o sistema de tratamento de água apresentou um desempenho satisfatório.
3. Presume-se a ocorrência de risco moderado de obstrução dos gotejadores apenas para parâmetro pH, segundo a tabela proposta por Nakayama & Bucks (1991).
4. Não tendo se observado diferenças significativas na qualidade do efluente tratado pelos materiais suporte estudados, pode-se recomendar ambos para o tratamento de água residuária para aplicação em irrigação por gotejamento. Contudo, o leito com material de suporte brita #01 apresentou maior redução dos principais poluentes observados no afluente estudado e consequente melhor qualidade, exceto no parâmetro sólidos totais; podendo ser considerado como indicação preferencial.
5. A baixa redução da DBO poderá estar associada ao fato de o afluente aqui considerado ser água residuária tratada na Estação de Tratamento de Esgotos de Botucatu, apresentado por isso baixa carga orgânica. Contudo para melhoria deste parâmetro, pode-se propor um novo estudo considerando aumento de filtros por leito ou uso de material suporte de diâmetro inferior.

7 AGRADECIMENTOS

Os agradecimentos são endereçados ao Ministério da Ciência e Tecnologia Ensino Superior Técnico Profissional (MCTESTP – Moçambique) pela concessão da bolsa de estudos, e Universidade de Lúrio (FCA – UniLúrio) pela confiança.

8 REFERÊNCIAS

APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination for water and wastewater. 21. ed. Washington, Dc: APHA-AWWA-WEF, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR-13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D. W. **Water quality of agriculture**. 29. ed. Roma: FAO, 1994. (Irrigation and Drainage Paper).

BATISTA, R. O; OLIVEIRA, R. A; SANTOS, D. B; OLIVEIRA, A. F. M; AZEVEDO, C. A. V; MEDEIROS, S. S. Obstrução e uniformidade de aplicação em sistemas de irrigação por gotejamento aplicando-se efluente da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.7, p.698-705, 2013.

- BATISTA, R. O; SOUZA, J. A. R; FERREIRA, D. C. Influência da aplicação de esgoto doméstico tratado no desempenho de um sistema de irrigação. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 57, n.1, p.018-022, jan/fev, 2010.
- BAUMGARTNER, D; SAMPAIO; S. C; SILVA, T. R; TEO, C. R. P. A; BOAS, M. A. V. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface, **Engenharia Agrícola.**, Jaboticabal, v.27, n.1, p.152-163, jan./abr. 2007.
- CARARO, D. C.; BOTREL, T. A.; HILLS, D. J. Analysis of Clogging in Drip Emitters During Wastewater Irrigation. **Applied Engineering In Agriculture**, [s.l.], v. 22, n. 2, p.251-257, 2006.
- CAVALHEIRO, F; SOUSA, M. A. L. Planejamento paisagístico do Campus Universitário da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Unesp, Botucatu, SP. **Acta Botanica Basilica**, I(2): 155 – 163, 1988.
- CHEN, F; LIU, C. Effects of Reclaimed Water on the Growth and Fruit Quality of Cucumber. **Irrigation and Drainage**, New Dehli, v. 64, n.3, p.370-377, 13 mar. 2015.
- COLARES, C. J. G; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n.1, 2013.
- CUNHA, A. R.; MARTINS, D.; RICARTE, R. M. Atualização da classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel - SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 14. 2006, Florianópolis. Anais.... Florianópolis: CBMET, 2006.
- CUNHA, M. E; MARQUES, B. C. D; BATISTA, R. O; COSTA, A. G; CUNHA, R. R; ANDRADE, A. T. S. Obstrução de gotejadores operando com efluente de laticínios diluído. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v.11, n.4, p. 1517-1527, 2017.
- DUARTE, A. S; AIROLDI, R. P. S; FOLEGATTI, M. V; BOTREL, T. A; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campinha Grande, v.12, n.3, p.302–310, 2008.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Guidelines for Water Reuse**. EPA/600/R-12/618, Washington, DC, September, 2012.
- HARUVY, N. **Reuse of wastewater in agriculture economic assessment of treatment and supply alternatives as affecting aquifer pollution**. Israel: Netanya Academic College, 2006. p.257-262.
- JUCHEN, C. R; SUSZEK, F. L; VILAS BOAS, M. A. Irrigação por gotejamento para produção de alface fertirrigado com águas residuárias agroindustriais. **Irriga**, Botucatu, v.18, n.1, p.243-256, abr./jun., 2013.

KELLER, J; BLIESNER, R. **Sprinkle and trickle irrigation**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990, p.673.

MANARIOTIS, I. D; GRIGOROPOULOS, S. G. Restart of anaerobic filters treating low-strength wastewater. **Elsevier: Bioresource-technology**, Pratas, p. 3579-3589. set. 2007.

MANARIOTIS, I. D; GRIGOROPOULOS, S. G. Municipal-Wastewater Treatment Using Upflow-Anaerobic Filters. **Water Environment Research**, Oxford, v.78, n.3, p.233-242, 1 mar., 2006.

MARTIJN, E; REDWOOD, M. Wastewater irrigation in developing countries—limitations for farmers to adopt appropriate practices. **Irrigation and Drainage**, New Delhi, v. 54, n.1, p.63-70, 2005.

MERRIAM, J.L., KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation: a guide for management**. 3ed. Logan: Utah State University, 1978. 271 p.

NAJAFI, P.; TABATABAEI, S. H.; ASGARI, K. Evaluation of filtration and SDI application effects on treated wastewater quality index. **African Journal of Agricultural Research**, Lagos, v. 5(11), p.1250-1255, 4 June, 2010.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. **Irrigation Science**. Berlin, p.187-192, mar. 1991.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Wastewater Use in Agriculture**. Genebra: World Health Organization. 2006. (Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater). Disponível em <
http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/wwuvol2intro.pdf> acessado em 09 Abr. 2017.

PUIG-BARGUÉS, J; ARBAT, G; ELBANA, M; DURAN-ROS, M; BARRAGÁN; CARTAGENA, F. R; LAMM, F. R. Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. **Agricultural Water Management**, v.97, p.883–891, 2010.

SCOTT, C. A; ZARAZUA, J. A; LEVINE, G. **Urban-Wastewater Reuse for Crop Production in the Water-Short Guanajuato River Basin, Mexico**. 41. ed. Sri Lanka: Colombo, International Water Management Institute, 2000. 41 p.

SILVA, I. N; FONTES, L. O; TAVELLA, L. B; OLIVEIRA, J. B; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **ACSA - Agropecuária Científica no Semi-Árido**, Campina Grande, v.07, n. 03, jul./set., 2011 p.01-15.

SILVA, L. P; SILVA, M. M; CORREA, M. M; SOUZA, F. C. D; SILVA, E. F. F. Desempenho de gotejadores autocompensantes com diferentes efluentes de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.16, n.5, p.480–486, 2012.

SOUZA, C. F; BASTOS, R. G; GOMES, M. P. M; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, vol. 10, n.3, Jul./Sep, 2015.

WANG, Z; LI, J; LI, Y. Using Reclaimed Water for Agricultural and Landscape Irrigation in China: A Review. **Irrigation and Drainage**, New Delhi, p.1-15, 2017.