

## SISTEMA SIMPLIFICADO DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA PARA IRRIGAÇÃO DE HORTALIÇAS

TAMIRES LIMA DA SILVA<sup>1</sup>; RODRIGO MÁXIMO SÁNCHEZ-ROMÁN<sup>2</sup> JOÃO GABRIEL THOMAZ QUELUZ<sup>3</sup> E VALDEMIRO SIMÃO JOÃO PITORO<sup>4</sup>

<sup>1</sup>*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;*

<sup>2</sup>*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: rodrigo.roman@unesp.br.*

<sup>3</sup>*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.*

<sup>4</sup>*Departamento de Engenharia Rural, Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade de Lúrio, Campus de Unango, EN 733, Km 42, Sanga, Niassa, Moçambique, E-mail: vpitoro@gmail.com*

### 1 RESUMO

Na produção de hortaliças a necessidade de irrigação pode ser constante, e a água utilizada deve apresentar boa qualidade. Após tratamento adequado, a água residuária doméstica (ARD) pode ser uma opção viável e segura de água para reúso. Este trabalho avaliou a eficiência de um sistema simplificado de tratamento de ARD composto por leito biológico filtrante e reator de desinfecção solar de concreto para fins de reúso na irrigação de hortaliças. O sistema foi instalado na Faculdade de Ciências Agronômicas-FCA, Unesp, Botucatu-SP. No reator foram testadas lâminas de 10, 15 e 20 cm. A desinfecção solar no reator gerou um efluente tratado com qualidade em acordo com a diretriz da Organização Mundial de Saúde para irrigação irrestrita (coliformes fecais  $\leq 1.000$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$ ) após quatro horas de exposição. Considerando os parâmetros pH, CE e SDT, a ARD tratada foi classificada como “nenhuma restrição” de uso para irrigação segundo a classificação proposta pela FAO. Com os resultados médios das concentrações de N, P e K na ARD tratada, seu potencial nutricional para produção de hortaliças foi estimado em:  $525,6 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de N,  $175,2 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de P e  $521,9 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de K.

**Palavras-chave:** reúso agrícola, leito biológico filtrante, desinfecção solar, efluente doméstico.

**SILVA, T. L.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M; QUELUZ, J. G. T; PITORO, V.S.J.  
SIMPLIFIED DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT SYSTEM FOR  
VEGETABLE CROP IRRIGATION**

### 2 ABSTRACT

In vegetable crop production the need for irrigation can be constant, and the water used must present good quality. After adequate treatment, domestic wastewater (DW) can be a viable and safe option of water for reuse. This work evaluated the efficiency of a simplified DW treatment system composed of a biological filter bed and a solar concrete disinfection reactor for reuse in

vegetable crop irrigation. The system was installed at the School of Agronomic Science-FCA, Unesp, Botucatu-SP. In the reactor, depths of 10, 15 and 20 cm were tested. The solar disinfection in the reactor resulted in a treated effluent with quality in accordance with the threshold established by the World Health Organization for unrestricted irrigation (fecal coliforms  $\leq 1,000$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$ ) after four hours of solar exposure. Considering pH, EC and TDS parameters, the DW treated can be classified as “none restriction” use for irrigation according to the classification proposed by FAO. With the average results of N, P and K concentrations in the treated DW, its nutritional potential for vegetable crop production was estimated as:  $525.6 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  to N,  $175.2 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  to P and  $521.9 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  to K.

**Keywords:** agricultural reuse, biological filter bed, solar disinfection, sewage.

### 3 INTRODUÇÃO

Hortaliças são culturas cujas partes comerciais são órgãos de reserva que se formam dentro do solo ou na sua superfície (SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL, 2012). Além da classificação botânica, as hortaliças geralmente são agrupadas de acordo com as partes consumidas como: hortaliças tuberosas aquelas cujas partes consumidas se desenvolvem dentro do solo, compreendendo tubérculos, rizomas, bulbos e raízes tuberosas; hortaliças herbáceas aquelas cujas partes consumidas estão localizadas acima do solo, compreendendo: folhas, talos, hastes, flores e inflorescências; e hortaliças-fruto aquelas em que o fruto é utilizado, podendo este ser verde, maduro, todo ou em parte (BEVILACQUA, 2006).

Para Rodrigues (2019), a produção de hortaliças tem grande importância econômica e social em pequenas propriedades rurais, seja como atividade de subsistência, ou realizada com a finalidade de comercialização da produção excedente em “feiras livres”. Amaro et al. (2007), destacam que as hortaliças são culturas largamente cultivadas em pequenas propriedades rurais porque se adaptam à produção em pequenas áreas ou mesmo em sistema de consorciação com outros cultivos. Dados do boletim da Companhia Nacional de Abastecimento apontam que

aproximadamente 350.000 toneladas de hortaliças foram comercializadas nas Centrais Estaduais de Abastecimento (Ceasas) em novembro de 2018 (COMERCIALIZAÇÃO, 2018).

Em regiões metropolitanas e áreas urbanas de cidades brasileiras de médio e grande porte, a produção de hortaliças ocorre em áreas denominadas de “Cinturões Verdes” que representam uma área de produção agrícola voltada para o abastecimento da demanda da cidade. Nos Cinturões Verdes muitas vezes a água utilizada para irrigação dos cultivos apresenta baixa qualidade, pois, usualmente, são captadas de rios e córregos que receberam lançamento de efluentes domésticos e industriais ao atravessarem, principalmente, regiões metropolitanas que apresentam inadequação ou inexistência de serviços de saneamento básico (BRAGA; LIMA, 2014).

De acordo com Clemente e Haber (2012), na produção de hortaliças a necessidade de irrigação é constante, podendo ser diária dependendo da idade das plantas, sendo que a água utilizada deve apresentar boa qualidade, ou seja, qualidade físico-química e microbiológica em acordo com os valores limites estabelecidos para seu uso seguro a fim de reduzir riscos à saúde pública e possíveis danos a cultura, ao solo e ao sistema de irrigação.

A água residuária doméstica-ARD após tratamento adequado pode ser uma opção viável, sustentável e segura de água para irrigação de hortaliças. O reúso de ARD para irrigação agrícola apresenta vantagens e limitações. A ARD pode conter nutrientes (N, P e K) essenciais para a cultura durante seu desenvolvimento fenológico, contribuindo assim para o aumento do seu rendimento e diminuição da necessidade de aplicação de fertilizantes inorgânicos (NASCIMENTO et al., 2018; MARQUES et al., 2017; HUIBERS; VAN LIER, 2005). O reúso agrícola da ARD também contribui para a redução de processos de eutrofização em corpos d'água, uma vez que diminui o lançamento e/ou carreamento de nutrientes, especialmente, nitrogênio e fósforo (LLORENTE, 2014). As limitações associadas ao reúso agrícola da ARD referem-se aos riscos associados à concentração de elementos químicos, componentes orgânicos e inorgânicos dissolvidos, e a presença de microrganismos patogênicos. Íons específicos (boro, cloro e sódio) quando aplicados em excesso podem provocar toxidez à cultura irrigada (DABAAN; NAJAR, 2018); teores elevados de sais dissolvidos na ARD podem provocar processo de salinização do solo (ALVES et al., 2019); aplicações elevadas de nitrogênio pode provocar efeitos adversos à culturas pouco tolerantes (DAY et al., 1981); e a presença de bactérias, nematoides, vírus, protozoários e contaminantes emergentes representam risco à saúde do produtor, consumidor e comunidades vizinhas a área irrigada (AKPOR; MUCHIE, 2011).

Para encorajar o uso seguro de água residuária pela agricultura, a Organização Mundial da Saúde (OMS) através do "Guia para uso seguro de água residuária, dejetos e águas cinzas" (*WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*), estabeleceu recomendações quanto à qualidade microbiológica da água residuária para irrigação. Para irrigação irrestrita, ou seja, para o reúso de água residuária tratada

na irrigação de culturas que são normalmente consumidas cruas, como as hortaliças, a ARD deve apresentar coliformes fecais  $\leq 1.000$  NPM  $100 \text{ mL}^{-1}$  e ovos de helmintos  $\leq 1 \text{ L}^{-1}$ . Estas recomendações foram projetadas com o intuito de proteger a saúde da comunidade local, dos trabalhadores rurais e suas famílias, e os consumidores de produtos proveniente de culturas irrigadas com água residuária (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006).

A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) divulgou em 1992 diretrizes sobre o uso de água residuária na agricultura através da publicação: "*Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage paper 47*". A água de irrigação com base na salinidade, toxidade, sodicidade e riscos diversos é classificada em três grupos: nenhuma restrição de uso; restrição de uso leve ou moderada e restrição de uso severa. Essas diretrizes gerais de classificação da qualidade da água ajudam a identificar potenciais problemas na produção agrícola associados a qualidade da água utilizada na irrigação (PESCOD, 1992).

Existem diversas opções de tratamento da ARD: filtros anaeróbios, sistemas de alagados construídos, leitos biológicos filtrantes, ozonização, membranas filtrantes, cloração, lâmpadas UV, entre outras. Segundo Jordão e Pessoa (2011), o tratamento em leito biológico filtrante (LBF) é capaz de reduzir 90 a 95% dos vírus entéricos e bactérias, 50 a 90% dos protozoários e 50 a 95% dos helmintos presentes na água. Também é eficiente na remoção de partículas sólidas, redução da carga orgânica e inorgânica e do nível de turbidez.

O processo de tratamento do LBF é a biodegradação dos poluentes pela ação de microrganismos ligados ao seu meio suporte formando um biofilme (LEWANDOWSKI; BOLTZ, 2011). Apesar do LBF apresentar um percentual elevado na remoção de

microrganismos, não há garantias de que após passar pelo LBF a ARD apresentará qualidade necessária para reúso na irrigação de hortaliças, por exemplo, caso a ARD aplicada no LBF apresente uma população média de coliformes fecais igual a  $1,0 \times 10^6$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$  e assumindo que a eficiência de remoção deste organismo pelo LBF fosse igual à 90%, teríamos uma ARD tratada com população de coliformes fecais igual à  $1,0 \times 10^5$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$ . Ao comparar este valor com o valor limite recomendado pela OMS ( $1.000$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$  de coliformes fecais), a ARD tratada não poderia ser destinada a tal finalidade, pois apresenta valor superior ao valor limite. Dessa forma, apenas o tratamento através do LBF poderia não ser suficiente para que a ARD atingisse a qualidade microbiológica recomendada pela OMS, sendo necessário tratamento complementar para redução da população média de coliformes fecais.

Entre as opções de tratamento da ARD visando a redução da população média de coliformes fecais destaca-se o processo de desinfecção solar. Diversos estudos têm sido conduzidos a fim de avaliar a eficácia deste processo na redução de patógenos na ARD destinada ao reúso agrícola (SÁNCHEZ-ROMÁN et al., 2007; AGULLÓ-BARCELLÓ et al., 2013; QUELUZ; SÁNCHEZ-ROMÁN, 2014; SALES; SÁNCHEZ-ROMÁN, 2019). A desinfecção solar como opção complementar de tratamento apresenta vantagens que podem estimular sua adoção por pequenos proprietários rurais produtores de hortaliças. São vantagens do tratamento da ARD por radiação solar: não dependência de agentes químicos; uso de recurso renovável, simplicidade de operação, fácil instalação e baixo custo de implantação quando comparado a outros processos de desinfecção disponíveis.

Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de um sistema simplificado de tratamento de água residuária doméstica, composto por leito

biológico filtrante, modelo desenvolvido por Queluz (2016) e reator de desinfecção solar de concreto (SODIS), modelo desenvolvido por Queluz e Sánchez-Román (2014), para fins de reúso na irrigação de hortaliças.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Local de realização do experimento

O sistema de tratamento foi instalado na área experimental do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrônomicas-FCA, Unesp, Botucatu-SP, coordenadas geográficas:  $22^{\circ}51'9.74''\text{S}$ ;  $48^{\circ}25'49.57''\text{O}$  e altitude de 782 m acima do nível do mar. De acordo com Cunha e Martins (2009), o município de Botucatu pode ser classificado segundo Köppen como Cfa, clima temperado quente (mesotérmico) úmido que apresenta temperatura média do mês mais quente superior a  $22^{\circ}\text{C}$ .

### 4.2 Características do sistema de tratamento simplificado

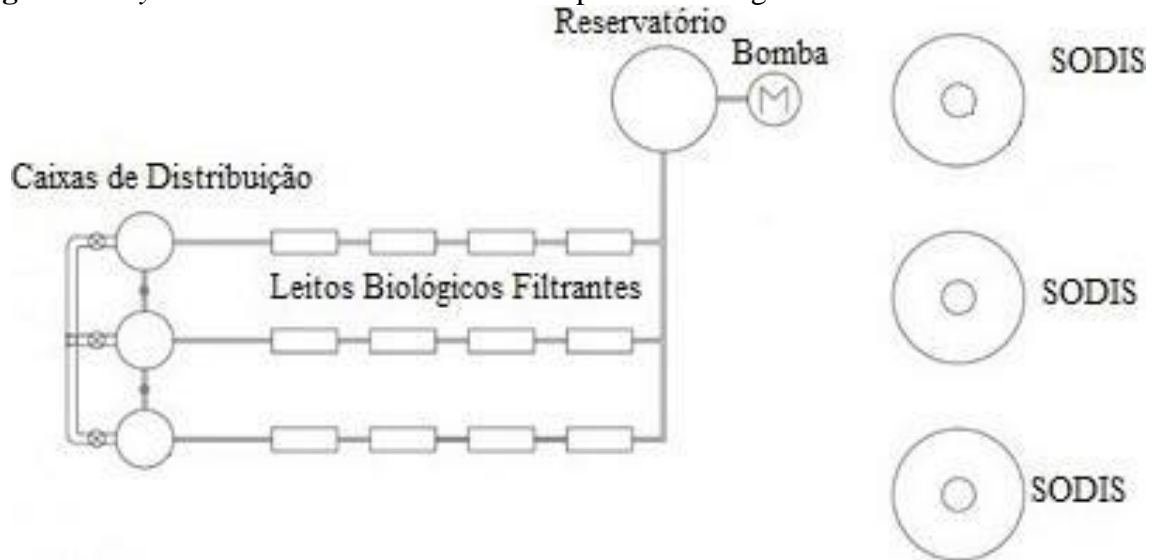
A ARD utilizada no sistema de tratamento experimental era proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Botucatu-ETE Lageado (efluente secundário). De acordo com Oliveira (2012), a ETE-Lageado apresenta sistema misto de tratamento, composto por: equalização, reator anaeróbio de fluxo ascendente- UASB e lodos ativados. A estação é responsável pelo tratamento de esgoto da área urbana do município de Botucatu-SP, sendo os esgotos afluentes predominantemente esgotos domésticos, com pouca contribuição de despejos líquidos industriais.

Durante o período de pesquisa, a vazão média de ARD liberada no LBF foi de  $0,15 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ . O sistema de tratamento de ARD simplificado consistia de três LBF instalados em paralelo ligados à um reservatório de 2.000 L que armazenava a ARD tratada. Posteriormente, uma bomba

centrífuga direcionava a ARD tratada no LBF para três reatores de desinfecção solar (SODIS) de concreto de coloração preta, nos quais as lâminas de 10, 15 e 20 cm foram

testadas a fim de verificar qual delas seria mais eficiente na inativação de *Escherichia coli* (Figuras 1 e 2).

**Figura 1.** Layout do sistema de tratamento simplificado de água residuária doméstica



**Figura 2.** Fotografia do sistema de tratamento simplificado



Cada LBF consistia de quatro caixas d'água retangulares (fibra de vidro) com dimensões de 100 x 35 x 31 cm, ligadas em série por tubulação de PVC de 50 mm com meio suporte brita #0 saturado a uma altura de 30 cm (QUELUZ, 2016) (Figura 3). O escoamento da ARD entre as caixas d'água ocorreu por gravidade. O volume de vazios do material suporte brita #0 (granulometria de 4,8 mm a 9,5 mm) foi estimado utilizando água destilada e uma proveta graduada, sendo obtido valor médio de 65% de porosidade. Cada LBF apresenta volume útil

de aproximadamente 0,16 m<sup>3</sup>. O tempo de detenção hidráulica calculado através da Equação 1 foi de aproximadamente 1,06 dia.

$$td = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

Em que,  $td$  -Tempo de detenção hidráulica (d);  $V$ - volume do leito biológico filtrante (m<sup>3</sup>) e  $Q$ - vazão média diária (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>).

**Figura 3.** Leito biológico filtrante

Os três SODIS de concreto apresentavam formato de tronco cônico invertido e dimensões de raio menor, raio maior e altura de 0,25 metros, 1,00 metros e 0,30 metros, respectivamente (QUELUZ; SÁNCHEZ-ROMÁN, 2014) (Figura 4). Essas dimensões implicam em um ângulo de

inclinação de 21,8°, valor equivalente a latitude de Botucatu (22° S). As três lâminas de ARD tratadas no LBF (10, 15 e 20 cm) ficaram expostas à radiação solar por um período de 10 horas (das 08:00 às 18:00 horas).

**Figura 4.** Reator de desinfecção solar de concreto

#### 4.3 Coleta e análise das amostras

Para avaliar a influência das variações na radiação solar global ao longo das estações do ano na eficiência do processo de desinfecção solar da ARD, foram realizadas quatro coletas em meses correspondentes a diferentes estações do ano: 07/05/2018 (outono), 04/07/2018 (inverno), 19/12/2018 (primavera) e 14/03/2019 (verão).

A eficiência do LBF foi observada através da coleta e análise de alíquotas de ARD na entrada (afluente) e saída (efluente), os seguintes parâmetros foram monitorados: demanda bioquímica de oxigênio (DBO),

demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), turbidez, pH, nitrogênio total (N), fósforo (P), potássio (K), condutividade elétrica (CE), *Escherichia coli* (*E. coli*) e ovos de helmintos. As coletas de amostras de ARD na saída do LBF eram realizadas no reservatório de 2.000 L, em que a ARD tratada em cada LBF era armazenada, sendo assim uma amostra composta.

Para avaliar o comportamento do processo de inativação da *E. coli* em resposta a dose de radiação solar acumulada no SODIS, eram retiradas alíquotas de ARD a cada duas horas durante o período de 10

horas de exposição solar (08:00 às 18:00h) ao qual cada lâmina foi submetida. Dessa forma, a primeira retirada das alíquotas de ARD era realizada às 08:00h (0h de exposição solar), a segunda às 10:00h (2h de exposição solar), a terceira às 12:00h (4h de exposição solar), a quarta às 14:00h (6h de exposição solar), a quinta às 16:00h (8h de exposição solar) e a sexta às 18:00h (10h de exposição solar). A temperatura foi outro

parâmetro monitorado nos SODIS a cada duas horas, já para análise de ovos de helmintos foram conduzidas coletas de alíquotas de ARD após seis horas de exposição solar. Todas as alíquotas de ARD foram coletadas e preservadas conforme Standard Methods 1060 B e 1060 C, respectivamente. A tabela 1 apresenta as metodologias adotadas na análise de cada parâmetro.

**Tabela 1.** Parâmetros de qualidade da água residuária doméstica analisados e metodologias adotadas

Parâmetro	Método	Referência
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	Respirometric Method	Standard Methods <sup>1</sup> 5210D
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	Closed Reflux, Colorimetric	Standard Methods 5220D
<i>E. coli</i> (NMP100 mL <sup>-1</sup> )	Enzyme Substrate Test with Multi-well procedure	Standard Methods 9223B
pH	Eletrometric Method	Standard Methods 4500B
CE (µS/cm)	Laboratory Method	Standard Methods 2510B
SST (mg L <sup>-1</sup> )	Total Solids Dried at 103-105°C	Standard Methods 2540D
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	Medidor portátil	-----
Turbidez (NTU)	Nephelometric Method	Standard Methods 2130B
N (mg L <sup>-1</sup> de N)	Persulfate Digestion	Standard Methods 4500C
P (mg L <sup>-1</sup> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	Persulfate Method	Standard Methods 4500-PE
K (mg L <sup>-1</sup> de K)	Potassium Permanganate spectrophotometric Method	Standard Methods 4500B
Temperatura	Têrmometro digital	-----
Ovos de helmintos	Bailenger modificado	Ayres e Mara (1996)

**Fonte:** American Public Health Association (2012); Ayres e Mara (1996). <sup>1</sup>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22nd edition; DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO – Demanda Química de Oxigênio; CE- Condutividade Elétrica; SST – Sólidos Suspensos Totais; N- Nitrogênio total; P- Fósforo; K- Potássio.

As análises foram realizadas no laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrônomicas - Unesp Botucatu, exceto os parâmetros turbidez e ovos de helmintos, que foram avaliados nos laboratórios do Instituto de Biociências-IBB, Unesp Botucatu-SP de Química (turbidez) e Parasitologia (ovos de helmintos).

#### 4.4 Determinação da radiação solar global

Os dados de radiação solar global foram obtidos na Estação Meteorológica Lageado (coordenadas geográficas 22°50'48,14"S; 48°25'53,52"O), que está localizada a aproximadamente 700 metros dos reatores de desinfecção solar-SODIS. Para obtenção da radiação solar global, a

Estação Lageado utilizada o equipamento piranômetro modelo CMP3-Kipp e Zonen.

#### 4.5 Análise dos resultados

A avaliação da eficiência do reator de desinfecção solar na inativação do microorganismo indicador de contaminação de origem fecal *E. coli* em cada lâmina (10, 15 e 20 cm) foi determinada pela observação das variáveis: temperatura (°C) e dose de radiação global acumulada (MJ m<sup>-2</sup>). O teste estatístico de análise de variância- ANOVA com fator duplo foi utilizado para verificar se houve diferenças estatisticamente significativas entre as lâminas testadas na inativação de *E. coli* ao longo do tempo.

A ferramenta Geeraerd e Van Impe (GInaFiT) (GEERAERD; VALDRAMIDIS; VAN IMPE, 2005) disponível no software Excel foi utilizada para gerar a curva de inativação da *E. coli*. Esta curva relaciona a concentração do microorganismo em log (logarítmico), com o tempo de exposição. O modelo aplicado foi o log linear com *tail* (cauda) desenvolvido por Geeraerd, Herremans e Van Impe (2000).

A taxa de aplicação superficial da carga orgânica no LBF foi calculada pela equação 2.

$$TAS = \frac{Carga}{A} \quad (2)$$

Em que, *TAS* = Taxa de aplicação superficial (g m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>); *carga*= concentração do parâmetro multiplicada pela vazão aplicada (g d<sup>-1</sup>); *A*= área superficial dos LBF (m<sup>2</sup>)

A eficiência do LBF na redução da concentração de SST, nível de turbidez, DQO e DBO foi calculada, conforme equação 3:

$$E = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \times 100 \quad (3)$$

Em que, *E*= Eficiência de remoção (%); *C*<sub>1</sub>= Concentração da entrada do LBF; *C*<sub>2</sub>= Concentração na saída dos LBF.

A viabilidade para reúso agrícola foi determinada através da observação das seguintes diretrizes: observação do guia para interpretação da qualidade da água para irrigação proposto pela FAO (AYRES; WESTCOT, 1985), análise de risco de entupimento de gotejadores conforme classificação proposta por Bucks, Nakayama e Gilbert (1979) e orientação da OMS (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006) para os parâmetros coliformes fecais (≤ 1.000 NMP 100 mL<sup>-1</sup>) e ovos de helmintos (≤ 1 N° de ovos por litro).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 apresenta a qualidade da água residuária afluente (entrada) e efluente (saída) do leito biológico filtrante. Observando os resultados médios da tabela é possível perceber que o LBF diminuiu a concentração de *E. coli*, carga orgânica (DBO e DQO) e inorgânica (CE, N, P e K), reduziu o nível de turbidez e de sólidos (SDT e SST). Ressalta-se que não foram detectados ovos de helmintos na ARD na entrada ou saída do LBF. Segundo Ayres et al. (1991), o número de ovos de helmintos presentes em efluentes tratados em Estações de Tratamento de Esgoto é normalmente muito baixo na faixa de 4 a 6 ovos L<sup>-1</sup>, entretanto, esta concentração será variável conforme a região estudada devido as condições sanitárias e socioeconômicas da população local (HANJRA et al., 2012). Destaca-se que o valor médio encontrado para *E. coli* de 8,6 x 10<sup>4</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup> na ARD efluente (saída) do leito biológico filtrante está acima do valor recomendado pela OMS para irrigação de culturas geralmente consumidas cruas (coliformes fecais ≤ 1.000 NMP 100 mL<sup>-1</sup>).



**Tabela 2.** Qualidade da água residuária afluente e efluente do leito biológico filtrante

Parâmetro	Média ARD-ALBF	Min. e Max. ARD-ALBF	Média ARD-ELBF	Min. e Max. ARD-ELBF
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	56,7	47-73	27,5	19-35
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	388,0	164-792	30,17	24-37
<i>E. coli</i> (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	1,9 x 10 <sup>6</sup>	3,1 x 10 <sup>4</sup> - 4,6 x 10 <sup>6</sup>	8,6 x 10 <sup>4</sup>	4,1 x 10 <sup>2</sup> - 1,6 x 10 <sup>5</sup>
pH	7,9	7,6-8,2	7,7	7,4-8,0
CE (µS/cm)	745,0	493-1.236	481,5	350,8-641,7
SST (mg L <sup>-1</sup> )	324,0	143-762	7,5	7,4-8,0
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	379,3	229-618,3	251,4	190-320,7
Turbidez (NTU)	148,0	117,7-185,3	3,6	7,0-0,9
N (mg L <sup>-1</sup> de N)	77,1	44,1-140,5	16,64	30,5-5,0
P (mg L <sup>-1</sup> de PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	11,5	11,3-11,9	5,6	2,3-9,4
K (mg L <sup>-1</sup> de K)	32,6	22,0-43,4	16,5	12,6-19,8
Ovos de Helmintos (ovos L <sup>-1</sup> )	≤ 1	-	≤ 1	-

ARD-ALBF- Água residuária doméstica afluente do leito biológico filtrante; ARD-ELBF- Água residuária doméstica efluente do leito biológico filtrante; Max.-Valor máximo; Min.-Valor mínimo; DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO – Demanda Química de Oxigênio; CE- Condutividade Elétrica; SST – Sólidos Suspensos Totais; SDT- Sólidos Dissolvidos Totais; N- Nitrogênio total; P- Fósforo total; K- Potássio.

De acordo com as diretrizes da FAO (AYRES; WESTCOT, 1985) para interpretação da qualidade da água para irrigação, a água destinada a irrigação que apresente valores < 700 µS/cm para o parâmetro CE, resultados < 450 mg L<sup>-1</sup> para SDT e pH na faixa de 6,5 a 8,4 podem ser classificadas como “nenhuma restrição” de uso para irrigação. Os resultados médios obtidos, apresentados na Tabela 2 para o efluente na saída do LBF durante o período de estudo foram: 481,5 µS/cm, 251,4 mg L<sup>-1</sup> e 7,7 para CE, SDT e pH, respectivamente. Portanto, a ARD tratada no LBF se enquadra na condição de qualidade de “nenhuma restrição” para reuso na agricultura irrigada podendo ser adotado qualquer método de irrigação (superfície, aspersão ou localizada).

Oliveira (2012) chama atenção para o fato de o método de irrigação localizada por gotejamento ser suscetível ao entupimento dos emissores, principalmente quando se utiliza água residuária sendo necessária a observação do risco de entupimento dos emissores. Na classificação proposta por Bucks, Nakayama e Gilbert

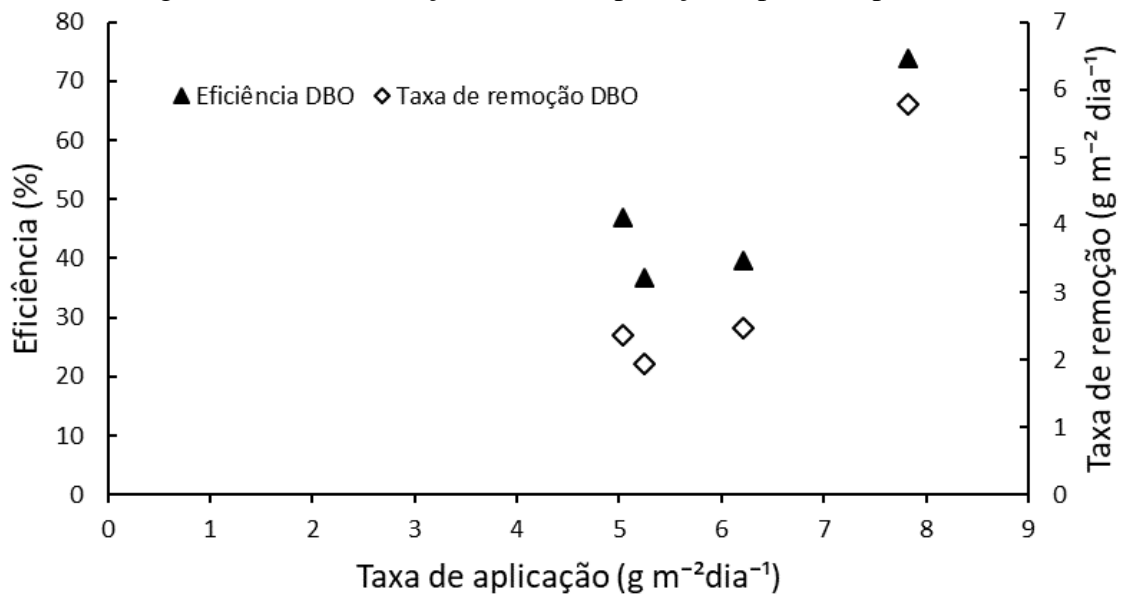
(1979), o risco de entupimento dos emissores pode ser considerado baixo, moderado ou severo. Segundo esta classificação, os valores médios obtidos para os parâmetros CE (481,5 µS/cm), SDT (251,4 mg L<sup>-1</sup>) e SST (7,5 mg L<sup>-1</sup>) (Tabela 2) classificam a ARD tratada no LBF com grau de risco baixo para entupimento de emissores, entretanto, o valor médio de pH (pH=7,7) indica um risco de entupimento moderado. Logo, a ARD tratada pelo LBF apresenta risco baixo a moderado de entupimento de emissores.

As Figuras 5 e 6 apresentam a eficiência e a taxa de remoção de DBO e DQO, respectivamente, em relação à taxa de aplicação superficial para cada coleta. Taxa de aplicação superficial é a relação entre a carga aplicada por dia e a área superficial do leito. Os valores médios obtidos para taxa de aplicação superficial foram iguais a 6,1 g m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> e 36,24 g m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> para DBO e DQO, respectivamente. A observação da razão DQO/DBO da taxa de aplicação de carga orgânica é muito importante, pois pode influenciar na escolha do sistema de tratamento mais adequado a ser empregado.

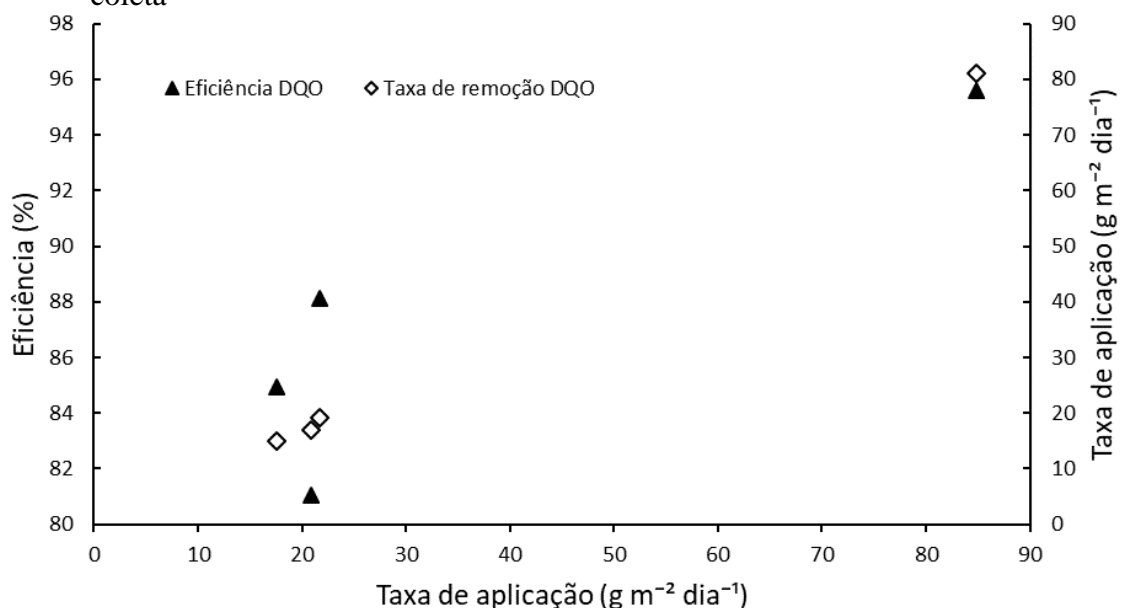
O valor médio da razão DQO/DBO encontrado para ARD proveniente da ETE-Lageado foi 5,9. Quando a razão DQO/DBO é maior que 3,5 ela é considerada elevada e indica que a fração não biodegradável (inerte) do efluente a ser tratado é alta sendo necessário além da aplicação de tratamento biológico, aplicação de tratamento físico-

químico para redução da fração inerte (VON SPERLING, 1996). Assim, o tratamento por LBF pode ser uma boa opção a ser adotada no tratamento da ARD proveniente da ETE-Lageado, uma vez que é eficiente tanto na redução de sólidos e fração inerte através da retenção física como na diminuição da fração orgânica através da biodegradação.

**Figura 5.** Eficiência e taxa de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do leito biológico filtrante em relação à taxa de aplicação superficial para cada coleta



**Figura 6.** Eficiência e taxa de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) apresentada pelo leito biológico filtrante em relação à taxa de aplicação superficial para cada coleta

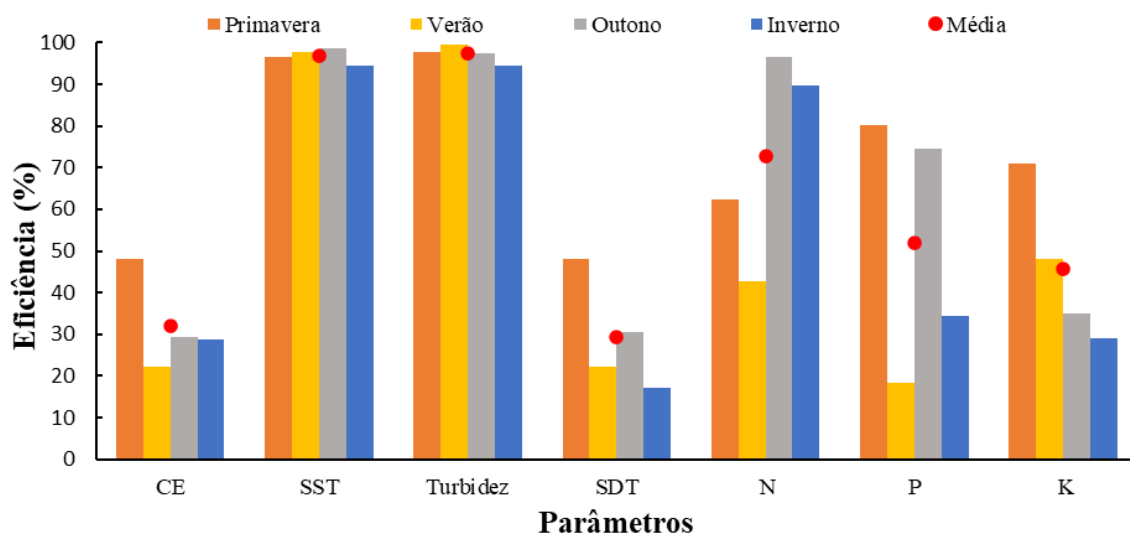


A eficiência do LBF na redução da DBO variou de 36,7 a 73,9% sendo a média para as quatro coletas igual à 49,3% (Figura 5). Já para DQO a eficiência de remoção foi maior, apresentando valores na faixa de 81,1 a 95,6%, sendo a média igual a 84,4% (Figura 6). Nascimento (2001) analisou a performance de um filtro biológico percolador de polipropileno de 300 mm aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB, e durante as diferentes fases operacionais a eficiência média de remoção encontrada foi de 74 a 88% para DQO e de 80 a 94% para DBO. O LBF apresentou resultados de eficiência de remoção de DQO que corroboram com os encontrados por Nascimento (2001), entretanto, a eficiência na remoção de DBO foi inferior. Diferenças no desempenho do filtro biológico na remoção da carga orgânica ao longo do experimento podem ocorrer devido ao processo de formação e cinética de crescimento do biofilme, que é um sistema microbiano dinâmico e heterogêneo. Segundo Almeida (2012) são fatores que influenciam a formação e estabelecimento do biofilme: espécie e fisiologia microbiana,

pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme, rugosidade da superfície de contato e elevada ou baixa velocidade e turbulência. Dessa forma, a eficiência na remoção de DBO inferior à observada por Nascimento (2001) pode ter sido resultante das diferentes características do biofilme de cada experimento.

A Figura 7 apresenta os resultados da eficiência de remoção de N, P, K, SST, SDT, CE e turbidez pelo LBF durante as etapas do experimento. Observa-se grande variabilidade nos resultados, exceto para os parâmetros SST e turbidez. A pouca variabilidade e o bom desempenho do LBF na redução de SST e turbidez pode ser resultante da retenção física de sólidos pela brita#0 (meio suporte). A eficiência de remoção média encontrada foi de 96,8% para SST e 97,3% para turbidez, resultados semelhantes ao de El-shafai e Zahid (2013) na análise da performance de um biofiltro no tratamento de água residuária proveniente de uma Estação de Tratamento Municipal onde foram encontrados valores de eficiência média de remoção de 93,5% e 95% para turbidez e SST, respectivamente.

**Figura 7.** Eficiência de remoção do LBF dos parâmetros: CE, SST, turbidez, SDT, N, P e K.



N-Nitrogênio total, P-Fósforo, K-Potássio, SST-Sólidos Suspensos Totais, SDT- Sólidos Dissolvidos Totais e CE-Conductividade elétrica

No estudo desenvolvido por Mustufa, Sulaiman e Khudair (2013), a água

residuária tratada por biofiltração apresentou redução média de 13,7% para CE e 13,5%

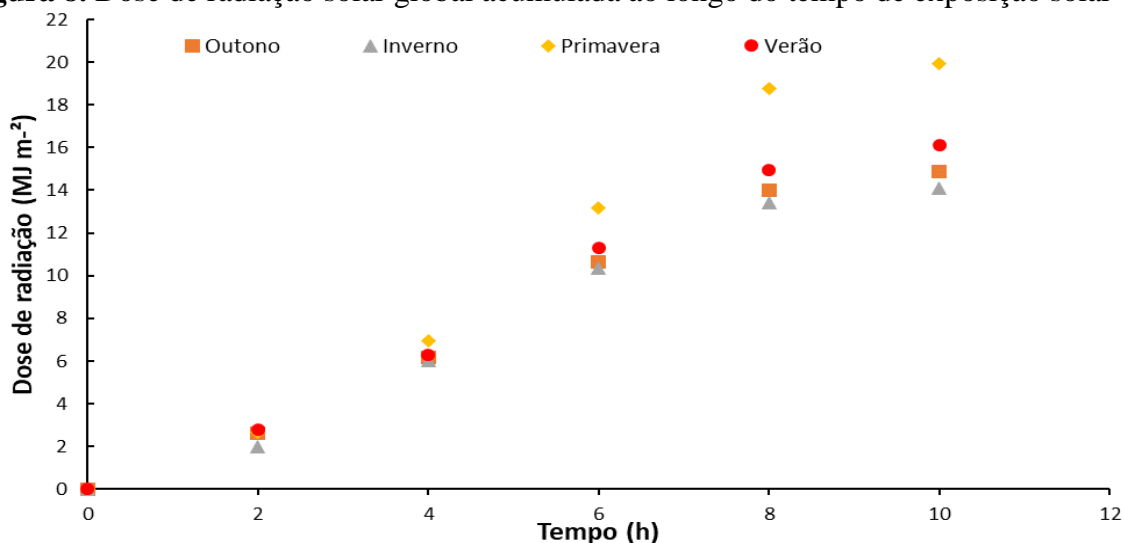
para SDT, estes valores estão abaixo dos encontrados nesta pesquisa: 32,2% e 29,5% para CE e SDT, respectivamente (Figura 7). Esta disparidade pode ocorrer devido a diferenças na formação, estrutura e metabolismo da comunidade microbiana do biofilme desenvolvido no meio suporte.

Para N, P e K os valores médios de eficiência de remoção encontrados foram 72,8%, 51,9% e 45,8%, respectivamente (Figura 7). A eficiência média de remoção de N pelo LBF foi semelhante a encontrada por Freitas (2016), que avaliou a remoção de nitrogênio e fósforo em um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com meio suporte de espuma de poliuretano e recirculação na fase líquida encontrando eficiência média de remoção de 73% para a razão de recirculação 1,5 e tempo de detenção hidráulica de 12 horas. Já a eficiência média de remoção para P foi de 12%, valor inferior ao resultado médio encontrado para o LBF (51,9%). Valores de remoção de P e N em filtros biológicos podem ser variáveis, pois dependem dos microrganismos presentes no biofilme. Segundo Bueno et al. (2019), a remoção biológica de fósforo está associada ao desenvolvimento de populações de microrganismos acumuladores de fósforo, capazes de acumular grande quantidade desse elemento no interior de suas células, enquanto que a remoção biológica de

nitrogênio envolve processos de nitrificação e desnitrificação. Na nitrificação, a amônia ( $\text{NH}_3$ ) é oxidada para nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) por meio de bactérias autotróficas e oxidantes de amônia, e então por meio de bactérias oxidantes de nitrito, o nitrito é oxidado para nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Na desnitrificação, o processo é anóxico e realizado por bactérias heterotróficas, em que ocorre a redução do nitrato a nitrito e depois a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, a nitrogênio molecular.

A Figura 8 apresenta a dose de radiação solar global acumulada ao longo do período de 10 horas de exposição (08:00 às 18:00 h) das lâminas de ARD à luz solar. Observa-se uma variação ao longo das estações do ano, os maiores valores para dose de radiação solar global acumulada ( $t=10$  h) foram encontrados para as coletas realizadas na primavera ( $19,9 \text{ MJ m}^{-2}$ ) e verão ( $16,1 \text{ MJ m}^{-2}$ ), sendo o menor resultado encontrado para a coleta realizada no inverno ( $14,1 \text{ MJ m}^{-2}$ ). Estas alterações ocorrem devido a mudanças no ângulo zenital solar ( $Z$ ), pois quanto maior  $Z$  menor a irradiância solar. Como também, devido a cobertura de nuvens, que podem ser maiores em estações chuvosas, influenciando o processo de absorção e espalhamento da luz solar que incide sobre a Terra (ACRA; RAFFOUL; KARAHAGOPIAN, 1984).

**Figura 8.** Dose de radiação solar global acumulada ao longo do tempo de exposição solar

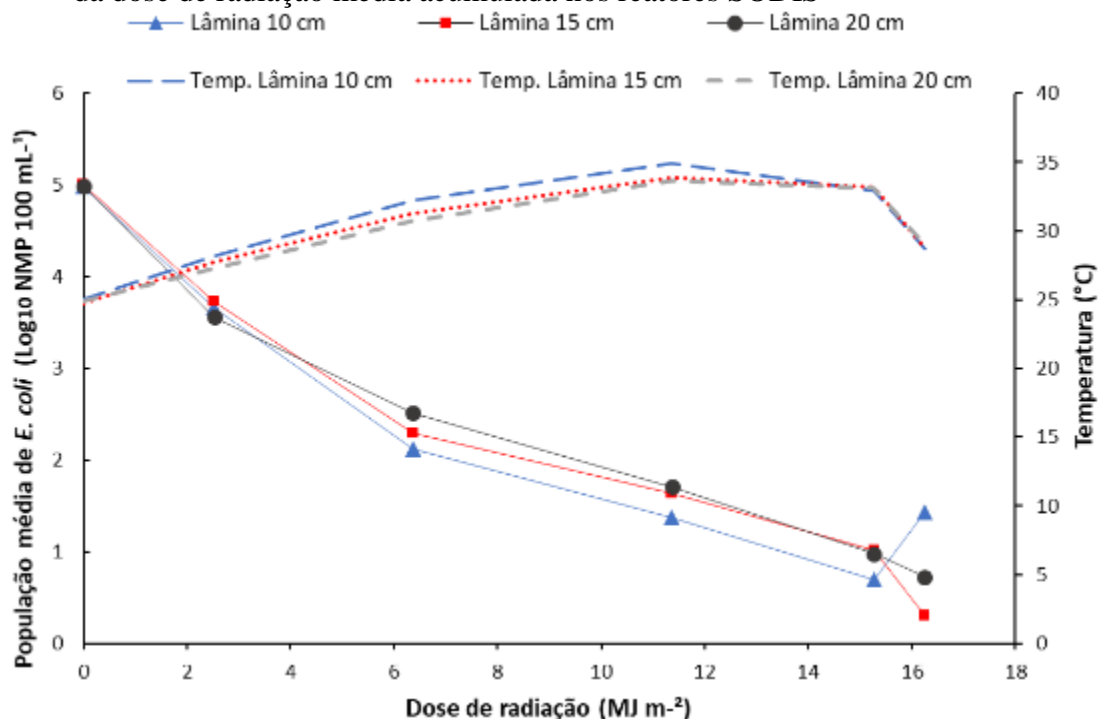


Observa-se que ao longo do tempo de exposição, a dose de radiação solar é acumulada (Figura 8), fator importante para o processo de desinfecção solar da ARD, pois as radiações eletromagnéticas emitidas pelo sol que penetram na lâmina de água são absorvidas pelas moléculas de DNA dos microrganismos presentes no meio através da transferência de fótons, que são pequenos “pacotes” que transportam a energia contida nas radiações eletromagnéticas (BARROSO; WOLFF, 2009). Estes microrganismos irão absorver fótons até que uma determinada “dose letal” seja atingida. Esta dose é considerada letal porque resulta em uma deformação na estrutura helicoidal

do DNA, dificultando sua transcrição e replicação.

Segundo Gonçalves (2003), na desinfecção solar devem ser considerados os efeitos das radiações eletromagnéticas: ultravioleta (UV), que atua sobre a inativação de microrganismos, e infravermelha (IV), que provoca aumento na temperatura do efluente, por intermédio da conversão da energia associada à radiação em calor. A variação da temperatura e redução da população média de *E. coli* em função da dose de radiação média acumulada nos reatores SODIS pode ser observada na Figura 9.

**Figura 9.** Variação da temperatura e redução da população média de *E. coli* em  $\log_{10}$  em função da dose de radiação média acumulada nos reatores SODIS



Os resultados médios encontrados para temperatura ao longo do período de exposição solar nas lâminas testadas foram inferiores a 40°C (Figura 9). De acordo com estudos desenvolvidos por Wegelin et al. (1994) e Fisher et al. (2007) para águas submetidas ao tratamento por desinfecção solar que apresentem temperatura na faixa de 20 a 40°C, o processo de desinfecção

ocorrerá essencialmente em função do aumento da dose de radiação ultravioleta.

A ARD tratada nos reatores SODIS apresentou concentração inicial média de *E. coli*  $\leq 10^5$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>, após receber uma dose de radiação solar global de aproximadamente 6 MJ m<sup>-2</sup>, observa-se que houve uma redução de 2 a 3 logs na

população de *E. coli* em todas as lâminas testadas (Figura 9).

A análise de variância-ANOVA (Tabela 3) indica que não houve alterações estatisticamente significativas na redução

logarítmica média da população de *E. coli* entre as lâminas de ARD de 10, 15 e 20 cm tratadas nos reatores SODIS ao longo do tempo.

**Tabela 3.** Tabela ANOVA fator duplo com repetição e nível de significância  $\alpha$  de 0,05 comparando a redução logarítmica da população de *E. coli* nas lâminas de ARD de 10, 15 e 20 cm ao longo do tempo de exposição solar

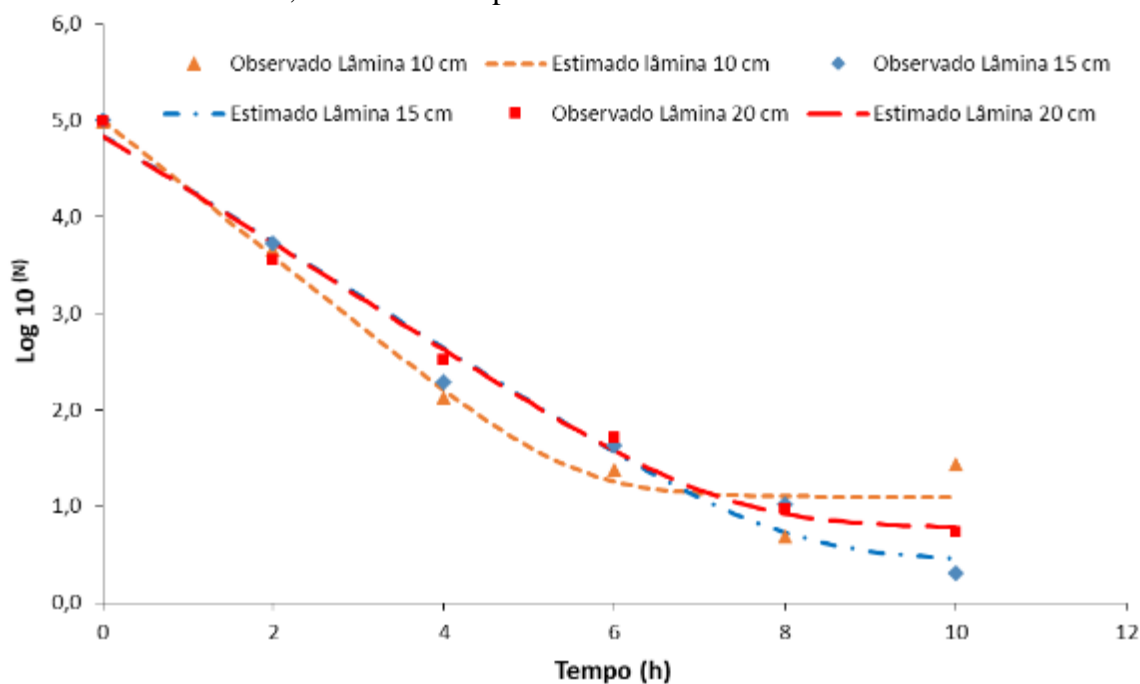
Fonte de variação	GL	SQ	MQ	F	valor-P	F crítico
Lâmina	0,0082	2	0,004	0,0019	0,998121735	3,17
Tempo	147,7068	5	29,541	13,5258	0,000000015	2,39
Interações	2,4849	10	0,248	0,1138	0,999593892	2,01
Erro	117,9397	54	2,184			
Total	268,14	71				

GL= Graus de liberdade; SQ= Soma dos quadrados; MQ = Média quadrática

Com os valores médios em  $\log_{10}$  da população de *E. coli* ao longo do tempo de exposição à radiação solar foram geradas curvas de inativação para as lâminas de ARD testadas (Figura 10). Na lâmina de ARD de 10 cm percebe-se uma queda acentuada da população média de *E. coli* até o tempo de exposição  $t=6$ h, enquanto que, nas lâminas de 15 e 20 cm este comportamento é

observado até  $t=8$  h, isto se deve ao fato de que quanto maior a profundidade da lâmina de água, menor é a penetração da radiação UV. Sommer et al. (1997) constatou que em águas com baixa turbidez o percentual remanescente da radiação UV-A será de aproximadamente 50%, 35% e 20% para 10, 15 e 20 cm de profundidade, respectivamente.

**Figura 10.** Curvas de inativação da *E. coli* (em  $\log_{10}$ ) para as lâminas de água residuária doméstica 10, 15 e 20 cm de profundidade



As lâminas de ARD de 10, 15 e 20 cm após quatro horas de tratamento nos reatores SODIS apresentaram resultados médios de concentração de *E. coli*  $\leq 326$  NMP 100 mL<sup>-1</sup> (Tabela 4), este valor está abaixo do valor de 1.000 NMP 100 mL<sup>-1</sup> de coliformes fecais definido pela OMS como

valor limite para irrigação irrestrita. Dessa forma, a ARD tratada por desinfecção solar nos reatores SODIS poderá ser reutilizada de forma segura na irrigação de hortaliças, principalmente na irrigação das culturas que geralmente são consumidas cruas.

**Tabela 4.** Concentração média de *E. coli* nas lâminas de ARD com 10, 15 e 20 cm de profundidade ao longo do tempo de exposição solar no reator SODIS

Tempo de exposição (h)	<i>E. Coli</i> (NMP100 mL <sup>-1</sup> )		<i>E. Coli</i> (NMP100 mL <sup>-1</sup> )		<i>E. Coli</i> (NMP100 mL <sup>-1</sup> )
0	95.562,0		101.078,0		98.550,0
2	4.588,0		5.368,0		3.617,0
4	10cm	132,5	15cm	194,0	326,0
6		23,5		42,8	50,8
8		4,9		10,3	9,5
10		27,0		2	5,3

Com os resultados das concentrações de N, P e K na ARD tratada no sistema (Tabela 2), foi possível estimar o potencial nutricional da ARD para produção de hortaliças. De acordo com Alves e Segovia (2011), a necessidade hídrica no cultivo de hortaliças pode ser estimada como 1,0 L s<sup>-1</sup>

ha<sup>-1</sup>, sendo a necessidade hídrica diária igual a 86,4 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup>. A Tabela 5 apresenta as estimativas do potencial nutricional da fertirrigação com ARD em uma propriedade rural que apresente área irrigada igual à 1,0 hectare (ha).

**Tabela 5.** Estimativas do potencial nutricional para o cultivo de hortaliças fertirrigada com ARD tratada pelo sistema de tratamento simplificado LBF + Reator solar

	Demanda hídrica (m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )	Disponibilidade diária (mg L <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	Disponibilidade diária (kg m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )	Potencial nutricional diário (kg m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Potencial nutricional anual (kg m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
N	86,4	16,6	0,0166	1,44	525,6
P	86,4	5,6	0,0056	0,48	175,2
K	86,4	16,5	0,0165	1,43	521,9

N- Nitrogênio total; P- Fósforo; K- Potássio.

Segundo informações do Agriannual 2018 (ALFACE, 2018), para a produção da hortaliça alface, o custo anual com aquisição do fertilizante inorgânico formulado 04-14-08 (NPK) em 2017 foi de US\$252,01 t<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> (equivalente a R\$835,00 segundo a última cotação do dólar em 2017). Considerando que na produção anual de alface em 1,0 ha seja consumido 1,0 tonelada do fertilizante inorgânico formulado 04-14-08, teremos um consumo de NPK anual de: 40 kg de N, 140

kg de P e 80 kg de K. Observa-se na Tabela 5 que o potencial nutricional anual para o cultivo de hortaliças fertirrigada com ARD tratada pelo sistema de tratamento simplificado LBF + Reator solar SODIS foi de 525,6 kg m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de N, 175,2 kg m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de P e 521,9 kg m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de K, logo, a concentração de N, P, K na ARD permitiria o suprimento nutricional de N na produção de alface em uma área de 13,1 ha, a concentração de P atenderia a demanda

nutricional na produção de alface em uma área de 1,3 ha e a concentração de K atenderia a demanda de uma área de 6,5 ha.

## 6 CONCLUSÕES

O tratamento simplificado de água residuária doméstica por biofiltração em leito biológico filtrante e desinfecção por radiação solar em reator de desinfecção solar de concreto foi eficiente na remoção de matéria orgânica, inorgânica, teor de sólidos e inativação de *E. coli*. Considerando os parâmetros pH, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais, a água residuária doméstica tratada foi classificada como “nenhuma restrição” de uso para irrigação, segundo as recomendações de qualidade da água para irrigação proposta pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. Após quatro horas de exposição solar nos reatores, a água

residuária doméstica apresentou qualidade em acordo com a diretriz estabelecida pela Organização Mundial da Saúde para irrigação irrestrita (coliformes fecais  $\leq 1.000$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$ ), não sendo observadas diferenças significativas entre as lâminas de água testadas (10, 15 ou 20 cm) na inativação de *E. coli*. A água residuária doméstica tratada analisada neste estudo apresentou potencial nutricional anual para produção de hortaliças de  $525,6 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de N,  $175,2 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de P e  $521,9 \text{ kg m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , podendo assim ser considerada uma fonte viável e segura de água e nutrientes para irrigação de hortaliças.

## 7 AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo-FAPESP pela concessão da bolsa de estudos (Processo Nº 2017/14729-3).

## 8 REFERÊNCIAS

ACRA, A.; RAFFOUL, Z.; KARAHAGOPIAN, Y. **Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solutions: guidelines for household application in Developing Countries**. Beirut: Unicef, 1984. Disponível em: <https://www.ircwash.org/resources/solar-disinfection-drinking-water-and-oral-rehydration-solutions-guidelines-fo-household>. Acesso em: 2 maio 2019.

AGULLÓ-BARCELLÓ, M.; POLO-LOPEZ, M. I.; LUCENA, F.; JOFRE, J.; FERNANDEZ-IBÁÑEZ, P. Solar Advanced Oxidation Processes as disinfection tertiary treatments for real wastewater: Implications for water reclamation. **Applied Catalysis B: Environmental** Amsterdam, v. 136-137, n.13, p. 341-350, 2013.

AKPOR, O.; MUCHIE, M. Environmental and public health implications of wastewater quality. **African Journal of Biotechnology**, Lagos, v. 10, n. 13, p. 2379-2387, mar. 2011. Disponível em: <https://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/93165>. Acesso em: 01 set. 2019.

ALFACE custo de produção (R\$/ha) - 2017. **Agrianual 2018: Anuário da Agricultura Brasileira**, São Paulo: Informa Economics IEG- FNP, p.135, 2018.

ALMEIDA, P. G. S. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2012. Tese



(Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ALVES, D.A.S.; DE MELO, R. O.; DE LIMA, J.; COELHO, J.C.; GRASSI FILHO, H. Efeito temporal da utilização de biossólido e efluente tratado na sodicidade e salinidade do solo. **Irriga**, Botucatu, v. 1, n. 1, p. 101-108, out. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2019v1n1p101-108>. Disponível em: <http://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/3914>. Acesso em: 2 maio 2019.

ALVES, R. M. M.; SEGOVIA, J. F. O. **Planejando a instalação de hortas**. Macapá: Embrapa Amapá, 2011. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/70683/1/7-Planejando-a-Instalacao-de-Hortas.pdf>. Acesso em: 01 set. 2019.

AMARO, G. B.; SILVA, M. D.; MARINHO, A. G.; NASCIMENTO, W. **M. Recomendações técnicas para o cultivo de hortaliças em agricultura familiar**. Brasília, DF: Embrapa Hortaliças, 2007. (Circular Técnica, 47). Disponível em: [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPH-2009/33346/1/ct\\_47.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPH-2009/33346/1/ct_47.pdf). Acesso em: 27 ago. 2019.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, 2012.

AYRES, R. M.; MARA, D. D. **Analysis of Wastewater for Use in Agriculture: A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques**. Geneva: World Health Organization, 1996.

AYRES, R. M.; STOTT, R.; LEE, D. L.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Comparison of techniques for the enumeration of human parasitic helminth eggs in treated wastewater. **Environmental Technology**, London, v. 12, n. 1, p. 617-623, 1991.

AYRES, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1985. (Irrigation and Drainage Paper, 29).

BARROSO, L. B.; WOLFF, D. B. Radiação ultravioleta para desinfecção de água. **Disciplinarum Scientia**, Santa Maria, v. 10, n. 1, p. 1-13, 2009. Disponível em: <https://periodicos.ufn.edu.br/index.php/disciplinarumNT/article/view/1250>. Acesso em: 03 set. 2019.

BEVILACQUA, H. E. C. R. **Horta: Cultivo de Hortaliças**. São Paulo: Secretaria do Verde e Meio Ambiente, 2006. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/02manualhorta\\_1253891788.pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/02manualhorta_1253891788.pdf). Acesso em: 10 set. 2019.

BRAGA, M. B.; LIMA, C. E. P. (ed.). **Reúso de água na agricultura**. Brasília, DF: Embrapa, 2014.

BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 2, n. 2, p. 149-162, jun. 1979. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/0378-3774\(79\)90028-3](http://dx.doi.org/10.1016/0378-3774(79)90028-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0378377479900283>. Acesso em: 01 set. 2019.

BUENO, R. F.; CAMPOS, F.; RIVERA, M. M.; LENIS, C.; PIVELI, R. P. Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 4, p. 747-760, ago. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019125711>. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522019000400747&tlng=pt](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522019000400747&tlng=pt). Acesso em: 01 set. 2019.

CLEMENTE, F. M. V. T.; HABER, L. L. **Hortas em espaços pequenos**. Brasília, DF: Embrapa Hortaliças, 2012. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/176051/1/HORTA-EM-PEQUENOS-ESPACOS-4-IMP-2017.pdf>. Acesso em: 01 set. 2019.

COMERCIALIZAÇÃO nas Ceasas analisadas. **Boletim Hortigranjeiro**, Brasília, DF, v. 4, n. 12, p. 12, 2018. Disponível em: [https://www.conab.gov.br/component/k2/item/download/23659\\_b6df5ebeae16a216ce5658ff9b9a23d1](https://www.conab.gov.br/component/k2/item/download/23659_b6df5ebeae16a216ce5658ff9b9a23d1). Acesso em: 03 set. 2019.

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. Disponível em: <http://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/3393>. Acesso em: 02 set. 2019.

DABAAN, R. A.; NAJAR, H. A. The Effect of Long Term Irrigation by Treated Effluent on Boron Accumulation in Soil and Citrus Plants. **Asian Review of Environmental and Earth Sciences**, Rahim Yar Khan, v. 5, n. 1, p. 22-26, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.20448/journal.506.2018.51.22.26>. Disponível em: <http://www.asianonlinejournals.com/index.php/AREES/article/view/706>. Acesso em: 02 set 2019.

DAY, A. D.; MCFADYEN, J. A.; TUCKER, T.C.; CLUFF, C.B. Effects of Municipal Waste Water on the Yield and Quality of Cotton. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 10, n. 1, p. 47-49, Jan. 1981. DOI: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1981.00472425001000010009x>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1981.00472425001000010009x>. Acesso em: 3 maio 2019.

EL-SHAFI, S. A.; ZAHID, W. M. Performance of aerated submerged biofilm reactor packed with local scoria for carbon and nitrogen removal from municipal wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 143, n. 1, p. 476-482, set. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.027>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413009462>. Acesso em: 3 maio 2019.

FISHER, M. B.; KEENAN, C. R.; NELSON, K. L.; VOELKER, B. M. Speeding up solar disinfection (SODIS): effects of hydrogen peroxide, temperature, pH, and copper plus ascorbate on the photoinactivation of *E. coli*. **Journal of Water and Health**, London, v. 6, n. 1, p. 35-51, Nov. 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.2166/wh.2007.005>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17998606/>. Acesso em: 3 maio 2019.

FREITAS, D. C. **Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com recirculação da fase líquida**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

GEERAERD, A. H.; HERREMANS, C. H.; VAN IMPE, J. F. Structural model requirements to describe microbial inactivation during a mild heat treatment. **International Journal of Food Microbiology**, Amsterdam, v. 59, n. 3, p. 185-209, set. 2000. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1605\(00\)00362-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1605(00)00362-7). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168160500003627>. Acesso em: 3 maio 2019.

GEERAERD, A. H.; VALDRAMIDIS, V. P.; VAN IMPE, J. F. GInaFiT, a freeware tool to assess non-log-linear microbial survivor curves. **International Journal of Food Microbiology**, Amsterdam, v. 102, n. 1, p. 95-105, jun. 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2004.11.038>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168160505000073>. Acesso em: 3 maio 2019.

GONÇALVES, R. F. (coord.). **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. Rio de Janeiro: Abes, 2003. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/ProsabRicardo.pdf>. Acesso em: 3 maio 2019.

HANJRA, M. A.; BLACKWELL, J.; CARR, G.; ZHANG, F.; JACKSON, T. M. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Jena, v. 215, n. 3, p. 255-269, abr. 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.10.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1438463911001635#!>. Acesso em: 02 set 2019.

HUIBERS, F. P.; VAN LIER, J. B. Use of wastewater in agriculture: the water chain approach. **Irrigation and Drainage**, Chichester, v. 54, n. 1, p. 3-9, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/ird.181>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ird.181>. Acesso em: 02 set 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

LEWANDOWSKI, Z.; BOLTZ, J.P. Biofilms in Water and Wastewater Treatment. In: WILDERER, Peter (ed.). **Treatise on Water Science**. 4. ed. Amsterdam: Elsevier Science, 2011. p. 529-570. ISBN 978-0-444-53199-5. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444531995000956?via%3Dihub#!>. Acesso em: 02 set 2019.

LLORENTE, M. F. J. **Potencial de reuso de agua residual doméstica como estrategia para el control de la contaminación en el Valle Geográfico del Río Cauca**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ingeniería Sanitaria y Ambiental) – Universidad del Valle, Santiago de Cali, 2014. Disponível em: <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/10893/7632/1/7720-0446201.pdf>. Acesso em: 01 set. 2019.

MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, A. P. M.; SILVÉRIO, T. H. R.; PENIDO, D. L. A.; COSTA, M. T. M.; SILVA, D. A. P. Potencial, economia de água e adubação com a aplicação de efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico na fertirrigação de capim-elefante. **Holos**, Natal, v. 2, n. 33, p. 52-64, ago. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2017.5612>. Disponível em: <http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/5612/pdf>. Acesso em: 2 set. 2019.

MUSTUFA, A. S.; SULAIMAN, S. O.; KHUDAIR, M. Y. Application of Bio-filtration Wastewater Treatment Using Iraqi Gypsum and Phosphate Bio-filters. **Journal of Water Resource and Hydraulic Engineering**, Hong Kong, v. 2, n. 4, p. 149-156, dez. 2013.

NASCIMENTO, J. S.; SOUZA, T. A.; FIDELES FILHO, J.; BEIRIGO, R. M. Avaliação do crescimento, desenvolvimento e produção do algodão irrigado com água de esgotos sanitários tratados. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Patos, v. 14, n. 4, p. 331-338, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v14i4.1052>. Disponível em: <http://revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/1052/pdf>. Acesso em: 2 set. 2019.

NASCIMENTO, M. C. P. **Filtro Biológico Percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 2001. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/74M.PDF>. Acesso em: 2 set. 2019.

OLIVEIRA, E. L. (coord.). **Manual de Utilização de Águas Residuárias em Irrigação**. Botucatu: FEPAF, 2012.

PESCOD, M. B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome: FAO, 1992. (Irrigation and Drainage Paper, 47). Disponível em: <http://www.fao.org/3/T0551E/t0551e00.htm#Contents>. Acesso em: 2 set 2019.

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

QUELUZ, J. G. T.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Efficiency of domestic wastewater solar disinfection in reactors with different colors. **Water Utility Journal**, Athens, v. 35, n. 7, p. 35-44, 2014.

RODRIGUES, R. A. S. **Introdução ao estudo da oleicultura**. São Paulo: Editora e Distribuidora Educacional, 2019.

SALES, M. A. L.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Desenvolvimento da cultura e presença de *E. coli* na salsa irrigada com água residuária tratada por radiação solar. **Irriga**, Botucatu, v. 24, n. 2, p. 336-351, jun. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2019v24n2p336-351>. Disponível em: <http://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/3582>. Acesso em: 05 set. 2019.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; SOARES, A. A.; DE MATOS, A. T.; SEDIYAMA, G. C.; DESOUSA, O.; MOUNTEER, A. H. Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse. **Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural Engineers)**, St. Joseph, v. 50, n. 1, p. 65-71, 2007.

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL. **Hortaliças: Cultivo de hortaliças raízes, tubérculos, rizomas e bulbos**. 149. ed. Brasília, DF: Senar, 2012. Disponível em: [http://www.senar.org.br/sites/default/files/149\\_-\\_hortalicas\\_raizes.pdf](http://www.senar.org.br/sites/default/files/149_-_hortalicas_raizes.pdf). Acesso em: 05 set. 2019.

SOMMER, B.; MARIÑO, A.; SOLARTE, Y.; SALAS, L. M.; DIEROLF, C.; VALIENTE, C.; MORA, D.; RECHSTEINER, R.; SETTER, P.; WIROJANAGUD, W.; AJARMEH, H.; WEGELIN, M. SODIS: An emerging water treatment process. **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua**, London, v. 46, n. 3, p. 127-137, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996. v. 1.

WEGELIN, M.; CANONICA, S.; MECHSNER, K.; FLEISCHMANN, T.; PESARO, F.; METZLER, A. Solar water disinfection: Scope of the process and analysis of radiation experiments. **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua**, London, v. 43, n. 3, p. 154-169, 1994.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Wastewater use in agriculture**. 2. ed. Switzerland: Who Library Cataloguing, 2006.