



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

KETSON BRUNO DA SILVA

**DESEMPENHO HIDRÁULICO DE UNIDADES GOTEJADORAS COM EFLUENTE
DOMÉSTICO TRATADO E PREVENÇÃO DO ENTUPIMENTO**

MOSSORÓ – RN
FEVEREIRO DE 2017

KETSON BRUNO DA SILVA

**DESEMPENHO HIDRÁULICO DE UNIDADES GOTEJADORAS COM EFLUENTE
DOMÉSTICO TRATADO E PREVENÇÃO DO ENTUPIMENTO**

Tese apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido – Ufersa, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Impactos ambientais pelo uso do solo e da água.

Orientador: Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista

Co-orientador: Prof. D. Sc. Luís Cesar de Aquino Lemos Filho

MOSSORÓ – RN
FEVEREIRO DE 2017

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

S586d Silva, Ketson Bruno.
Desempenho hidráulico de unidades gotejadoras
com efluente doméstico tratado e prevenção do
entupimento / Ketson Bruno Silva. - 2017.
132 f. : il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista.
Coorientador: Luís Cesar de Aquino Lemos Filho.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural
do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Manejo de Solo e Água, 2017.

1. Desobstrução. 2. efluente. 3. esgotamento
sanitário. 4. reúso. I. Batista, Rafael Oliveira
, orient. II. Filho, Luís Cesar de Aquino Lemos ,
co-orient. III. Título.

KETSON BRUNO DA SILVA

**DESEMPENHO HIDRÁULICO DE UNIDADES GOTEJADORAS COM EFLUENTE
DOMÉSTICO TRATADO E PREVENÇÃO DO ENTUPIMENTO**

Tese apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Impactos ambientais pelo uso do solo e da água.

APROVADA EM: 16/02/2017

BANCA EXAMINADORA



Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista – UFERSA

Orientador



Prof. D. Sc. Jerônimo Andrade Filho – IFRN

Membro



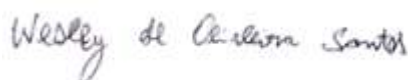
Profª. D. Sc. Daniela da Costa Leite Coelho – UFERSA

Membra



Prof. D. Sc. Blake Charles Diniz Marques – UFERSA

Membro



Prof. D. Sc. Wesley de Oliveira Santos – UFERSA

Membro

*Aos meus pais, José Sérgio da Silva e
Maria Helena Simplício da Silva.*

Ao meu irmão, Kaio Breno da Silva.

*A minha esposa, Roberta Paula Mendonça
de Queiroz.*

Ao meu filho, Heitor Queiroz e Silva.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida. Por me proporcionar saúde e paz, para que assim, eu possa lutar pelos meus objetivos.

A minha família, pelo amparo, incentivo e amor incondicional.

A Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, instituição na qual devo toda minha formação acadêmica e atuação profissional.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão bolsa e financiamento do presente trabalho de pesquisa.

A todos os professores e discentes do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água – PPGMSA, pela colaboração direta ou indireta nos conhecimentos adquiridos por mim, os quais foram base para este trabalho.

A Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN, Campus Mossoró, pela colaboração nas análises químicas necessárias.

Ao meu orientador, professor e amigo, D. Sc. Rafael Oliveira Batista, a quem devo toda a concretização deste trabalho. Pessoa ética, justa, e de mais alta competência profissional.

A todos os integrantes do Grupo de Pesquisa em Manejo de Resíduos Sólidos e Líquidos na Agricultura, coordenado pelo Prof D. Sc. Rafael Oliveira Batista.

A minha amiga, professora D. Sc. Daniela da Costa Leite Coelho, a quem no meio acadêmico e profissional, defino como um exemplo de disciplina e honestidade.

Aos demais membros da banca: Prof. D. Sc. Jerônimo Andrade Filho, Prof. D. Sc. Wesley de Oliveira Santos, e o Prof D. Sc. Blake Charles Diniz Marques.

Aos funcionários do setor administrativo, empresas e/ou pessoas físicas prestadoras de serviços à UFERSA.

Muito obrigado a todos.

RESUMO

O Brasil enfrenta problemas típicos de uma sociedade em desenvolvimento com relação à escassez hídrica. Esta situação se intensifica na região nordeste, devido ao seu clima e as menores incidências de precipitações pluviométricas. Reutilizar a água é uma forma de controlar perdas e evitar desperdícios. Seu reúso na agricultura, pode ser uma estratégia bastante eficaz para preservar os recursos hídricos e diminuir sua utilização indiscriminada. Uma alternativa para reduzir os riscos de contaminação dos cultivos agrícolas é a utilização de sistemas de irrigação por gotejamento. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo estudar o desempenho hidráulico de unidades gotejadoras com efluente doméstico tratado e prevenção do entupimento. Foram montadas duas bancadas experimentais em área localizada no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró/RN, para avaliação, a cada 80h, do desempenho hidráulico e do entupimento de quatro tipos de gotejadores, aplicando água residuária doméstica tratada (ARDT), perfazendo um total de 400h. O experimento foi montado em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas os tratamentos: T1 – sem aplicação do produto, T2 – 100ml de Byosol Swift em 50L de água, T3 – 200ml de Byosol Swift em 50L de água, e T4 – 300ml de Byosol Swift em 50L de água. Nas subparcelas os tipos de gotejadores: G1 – vazão de $1,60 \text{ L h}^{-1}$, G2 – vazão de $2,00 \text{ L h}^{-1}$, G3 – vazão de $1,60 \text{ L h}^{-1}$, e G4 – vazão de $1,70 \text{ L h}^{-1}$, e nas subsubparcelas os períodos das avaliações: 0, 80, 160, 240, 360 e 400 h. Em cada tempo, também foram feitas análises físico-químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada. Os dados foram submetidos às análises de regressão simples e múltipla, teste de média e teste de correlações paramétricas de Pearson. Os resultados indicaram que os modelos de regressão nulo (média), cúbico, quadrático e linear, foram os que melhor se ajustaram às variáveis analisadas, em função das dosagens do produto. Os elementos Fe, SD, SS, Ca^{2+} e pH predominaram nos modelos empíricos de desempenho hidráulico para os quatro tipos de gotejadores. Não houve diferença entre os tratamentos. As alterações nas variáveis analisadas se deram em função do tempo de operação e dos agentes físico-químicos, que propiciaram entupimento parcial dos gotejadores e, conseqüentemente, aumento nos coeficientes de variação da vazão dos gotejadores nas unidades de irrigação que operaram com ARDT. A ação do catalisador enzimático foi inibida devido ao alto teor de cloro presente na ARDT. Os elementos químicos, cloro, potássio, cálcio, silício, ferro e enxofre predominaram na composição química da bioincrustação presente nos gotejadores analisados. As pressões de serviço verificadas a montante e a jusante do filtro de tela do sistema de irrigação, apresentam comportamentos inversos ao longo do tempo.

Palavras-chave: Desobstrução, efluente, esgotamento sanitário, reúso.

ABSTRACT

Brazil faces typical problems of a developing society in relation to water scarcity. This situation intensifies in the northeast region, due to its climate and the lower incidence of rainfall. Reusing water is a way to control losses and avoid waste. Their reuse in agriculture can be a very effective strategy for preserving water resources and reducing their indiscriminate use. An alternative to reduce the risks of contamination of agricultural crops is the use of drip irrigation systems. In this context, the present work had as objective to study the hydraulic performance of dripping units with treated domestic effluent and prevention of clogging. Two experimental stands were set up in an area located in the East Campus of the Universidade Federal Rural do Semi – Árido, Mossoró/RN, to evaluate the hydraulic performance and clogging of four types of drippers every 80 h, applying treated domestic wastewater (ARDT), For a total of 400 hours. The experiment was set up in a sub - divided plots scheme, with treatments: T1 - without application of the product, T2 - 100ml of Byosol Swift in 50L of water, T3 - 200ml of Byosol Swift in 50L of water, and T4 - 300ml of Byosol Swift in 50L of water. In the subplots the types of drippers: G1 - flow of 1,60 L h⁻¹, G2 - flow of 2.00 L h⁻¹, G3 - flow of 1,60 L h⁻¹, and G4 - 70 L h⁻¹, and in the subsubparcels the evaluation periods: 0, 80, 160, 240, 360 and 400 h. At each time, physical-chemical and microbiological analyzes of treated domestic wastewater were also carried out. Data were submitted to simple and multiple regression analysis, mean test and Pearson parametric correlation test. The results indicated that the null (mean), cubic, quadratic and linear regression models were the ones that best fit the analyzed variables, depending on the dosages of the product. The elements Fe, SD, SS, Ca²⁺ and pH predominated in the empirical models of hydraulic performance for the four types of drippers. There was no difference between treatments. The changes in the analyzed variables were due to the time of operation and the physical-chemical agents, which caused partial clogging of the drippers and, consequently, increase in the coefficients of variation of the flow of the drippers in the irrigation units that operated with ARDT. The action of the enzymatic catalyst was inhibited due to the high chlorine content present in the ARDT. The chemical elements, chlorine, potassium, calcium, silicon, iron and sulfur predominated in the chemical composition of the biofouling present in the analyzed drippers. The service pressures verified upstream and downstream of the screen filter of the irrigation system have inverse behavior over time.

Keywords: Unclogging, effluent, sanitary sewage, reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Gotejadores submetidos a aplicação de efluente da castanha de caju, com a presença de biofilme em suas estruturas internas.	16
Figura 2. Morfologias observadas por microscopia no biofilme dos gotejadores. (A) bacilo curvo, (B) bacilos em pares, (C) cocos bacilos, (D) filamento, (E) bactéria filamentosa semelhante a <i>Methanosaeta</i> e (F) diatomácea.	17
Figura 3. Filtro de discos de 120 mesh.	21
Figura 4. Imagem capturada por satélite da área experimental.	30
Figura 5. Imagem de satélite da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da empresa Imunizadora Oeste Ltda., em Mossoró-RN.	31
Figura 6. Caminhão de coleta do efluente da lagoa de maturação da ETE para posterior armazenamento nos reservatórios localizados na UFERSA.	31
Figura 7. Layout da bancada experimental apresentando o posicionamento das unidades de irrigação por gotejamento, dos reservatórios de efluente e solução catalisadora.	32
Figura 8. Manômetros instalados a montante e a jusante do sistema de filtração.	33
Figura 9. Imagem dos gotejadores G1(A), G2(B), G3(C) e G4(D) utilizados na aplicação da água residuária doméstica tratada.	34
Figura 10. Imagem das bancadas experimentais operando na UFERSA.	34
Figura 11. Tubos para Reação em Cadeia da Polimerase (PCR), com amostras da bioincrustação secas em estufa a 105°C, separadas conforme o tipo de gotejador (G1, G2, G3 e G4).	38
Figura 12. Foto dos materiais utilizados na análise da bioincrustação, destacando o <i>stub</i> (A), o evaporador de carbono (B) e o aparelho de microanálise de raios X (C).	39
Figura 13. Imagem do produto utilizado na prevenção da obstrução dos gotejadores, Byosol Swift, ao lado a proveta utilizada para quantificação do volume.	40
Figura 14. Sistema de injeção de solução utilizado, composto por um conjunto motobomba de 0,5 cv e um depósito plástico com capacidade de 0,060m ³	40
Figura 15. Fluxograma da sequência de avaliações das atividades realizadas na execução dos trabalhos.	42
Figura 16. Gráficos da Q (A) e CVQ (B), ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G1.	51
Figura 17. Gráficos da Q (A) e CVQ (B), ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G2.	52

Figura 18. Gráficos da Q (A) e CVQ (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G3.	53
Figura 19. Gráficos da Q (A) e CVQ (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.	54
Figura 20. Gráficos da QR (A) e RQR (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G1.	63
Figura 21. Gráficos da QR (A) e RQR (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G2.	64
Figura 22. Gráficos da QR (A) e RQR (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G3.	65
Figura 23. Gráficos da QR (A) e RQR (B), ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.	66
Figura 24. Gráficos do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G1.	74
Figura 25. Gráfico do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G2.	76
Figura 26. Gráfico do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G3.	78
Figura 27. Gráfico do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.	79
Figura 28. Imagem do desenvolvimento de biofilme no interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C) e G4 (D) que aplicaram água residuária doméstica tratada.	90
Figura 29. Análise por microscopia óptica bioincrustação formada no interior dos gotejadores, destacando a presença de protozoários (A e B) e algas (C).	91
Figura 30. Micrografias da bioincrustação, com ampliação de 49 vezes (A), 54 vezes (B), 44 vezes (C) e de 2990 vezes na área do gotejador, obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV).	92
Figura 31. Gráficos da composição química da bioincrustação nos Gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C) e G4 (D), obtidas por meio da Fluorescência de Difração de Raios – X.	95
Figura 32. Variações das concentrações de Sólidos Suspensos (SS), turbidez e condutividade elétrica (CE) na água residuária doméstica tratada, a montante e a jusante do filtro de tela, ocorridas em 240 minutos.	99
Figura 33. Variação da pressão de serviço no sistema de irrigação operando com efluente, a montante e a jusante e após o filtro de tela, ocorridas em 240 minutos.	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Percentual de municípios com rede coletora de esgoto doméstico segundo as grandes regiões.....	4
Tabela 2. Percentual de municípios com rede coletora e tratamento de esgoto doméstico, por Estado da região Nordeste, em 2008.....	5
Tabela 3. Principais sais com menor solubilidade encontrado nos solos e fontes de água de irrigação.	15
Tabela 4. Gotejadores utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CVf), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE).	33
Tabela 5. Características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT), ao longo do tempo de operação das unidades gotejadoras.....	45
Tabela 6. Valor máximo (MAX), valor mínimo (MIN), média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT).....	48
Tabela 7. Resumo das análises de variância obtidas das variáveis RQR, QR, Us, CVQ, CUD, CUC e Q das unidades gotejadoras e no esquema de parcelas subdivididas.	50
Tabela 8. Equações de regressão ajustadas a Vazão (Q) em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	55
Tabela 9. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Variação da Vazão dos Gotejadores (CVQ) em função dos tempos de operação (T) unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.....	56
Tabela 10. Equações de regressão ajustadas a Vazão (Q), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	57
Tabela 11. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Variação da Vazão dos Gotejadores (CVQ), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	58
Tabela 12. Comparação entre os valores médios de Q em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.	59
Tabela 13. Comparação entre os valores médios de Q em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.	60
Tabela 14. Comparação entre os valores médios de Q em cada gotejador e tempo de operação.	60

Tabela 15. Comparação entre os valores médios do CVQ em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.	61
Tabela 16. Comparação entre os valores médios do CVQ em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.	61
Tabela 17. Comparação entre os valores médios do CVQ em cada gotejador e tempo de operação..	62
Tabela 18. Equações de regressão ajustadas a Vazão Relativa (QR), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	67
Tabela 19. Equações de regressão ajustadas a Redução da Vazão Relativa (RQR), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	68
Tabela 20. Equações de regressão ajustadas a Vazão Relativa (QR), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	69
Tabela 21. Equações de regressão ajustadas a Redução da Vazão Relativa (RQR), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	70
Tabela 22. Comparação entre os valores médios da vazão relativa (QR) em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.....	71
Tabela 23. Comparação entre os valores médios da QR em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.	71
Tabela 24. Comparação entre os valores médios da QR em cada gotejador e tempo de operação.....	72
Tabela 25. Comparação entre os valores médios da RQR em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.	72
Tabela 26. Comparação entre os valores médios da RQR em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.	73
Tabela 27. Comparação entre os valores médios da RQR em cada gotejador e tempo de operação. .	73
Tabela 28. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	80
Tabela 29. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	81

Tabela 30. Equações de regressão ajustadas a Uniformidade Estatística (Us), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	82
Tabela 31. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	83
Tabela 32. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	84
Tabela 33. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade Estatística (Us), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.	85
Tabela 34. Comparação entre os valores médios de CUC em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.	85
Tabela 35. Comparação entre os valores médios do CUC em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.	86
Tabela 36. Comparação entre os valores médios de CUC em cada gotejador e tempo de operação. .	86
Tabela 37. Comparação entre os valores médios do CUD em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.	87
Tabela 38. Comparação entre os valores médios do CUD em cada gotejador e tempo de operação..	87
Tabela 39. Comparação entre os valores médios da Us em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.	88
Tabela 40. Comparação entre os valores médios da Us em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.	88
Tabela 41. Comparação entre os valores médios da Us em cada gotejador e tempo de operação.....	88
Tabela 42. Correlação de Pearson para as quatro unidades gotejadoras, relacionando 18 variáveis: gotejadores (GOT), tratamentos (TRAT), tempo de operação (T), indicadores de desempenho hidráulico (Q, CUD, CUC, CVQ, Us, QR e RQR) e qualidade da água residuária utilizada (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca ²⁺ , Mg ²⁺ e BAC).	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
APLIC - Aplicação
ARDT - Água Residuária Doméstica Tratada
ASABE - American Society of Agricultural and Biological Engineers
Bh - Bactérias heterotróficas
C - Carbono
Ca - Cálcio
CACIM - Centro de Análises Clínicas e Imunológicas de Mossoró
CaCO₃ - Carbonato de cálcio
CE - Condutividade Elétrica
Cl - Cloreto
CO₃ - Carbonato
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
CT - Coliformes Totais
CTe - Coliformes Termotolerantes
CUC - Coeficiente de Uniformidade de Christiansen
CUD - Coeficiente de Uniformidade de Distribuição
CVf - Coeficiente de Variação de Fabricação
CVQ - Coeficiente de Variação de Vazão
DA - Dispositivo de Autocompensação
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DOS - Dosagem do Catalisador Enzimático
DQO - Demanda Química de Oxigênio
dS - Decisiemens
Dur - Dureza
EPA - Agência de Proteção Ambiental Americana
ETE - Estação de Tratamento de Efluentes
FA - Fossa asséptica
Fe - Ferro
H₂S - Sulfeto de hidrogênio
HCO₃ - Bicarbonato
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

K - Potássio

LASAP - Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta

LME - Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural

LSA - Laboratório de Saneamento Ambiental

MEV - Microscopia Eletrônica de Varredura

Mg - Magnésio

Mn - Manganês

Na - Sódio

NO₃ - Nitrato

O - Oxigênio

OD - Oxigênio Dissolvido

OH - Hidróxido

PB - População bacteriana

pH - Potencial Hidrogeniônico

PO₄ - Fosfato

Q - Vazão do gotejador

QR – Vazão relativa

RAS - Razão de Adsorção de Sódio

RQR - Coeficiente de Redução da Vazão Relativa

SAEG - Sistema para Análises Estatísticas

SD - Sólidos Dissolvidos

Se - Selênio

Si - Silício

SO₄ - Sulfato

SS - Sólidos suspensos

UFC - Unidades Formadoras de Colônias

UERN – Universidade do Estado do Rio Grande do Norte

UFERSA - Universidade Federal Rural do Semi-Árido

Us - Coeficiente de Uniformidade Estatística

USDA - Departamento de Agricultura dos EUA

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1	Esgotamento sanitário	3
2.1.1	Saneamento básico no Brasil e no Nordeste brasileiro	4
2.2	Impactos ambientais do lançamento de esgotos no ambiente	5
2.2.1	Produtos de limpeza, cosméticos e fármacos	6
2.2.2	Eutrofização	7
2.2.3	Poluição do solo	8
2.2.4	Metais pesados	9
2.2.5	Geração de odor	9
2.3	Reuso da água na agricultura	11
2.4	Legislação aplicada ao reuso de água	12
2.5	Entupimento de gotejadores	13
2.5.1	Agentes físicos, químicos e biológicos ocasionadores de entupimento.....	14
2.5.2	Características de gotejadores que interferem no entupimento	18
2.5.3	Efeito da qualidade das águas residuárias no entupimento de gotejadores	19
2.6	Métodos para o desentupimento de gotejadores	20
2.6.1	Métodos físicos	20
2.6.2	Métodos químicos	22
2.6.3	Método biológico	25
2.7	Efeitos das aplicações de águas residuárias no desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento	25
2.8	Modelos empíricos aplicados ao entupimento de gotejadores	26
2.8.1	Modelos utilizados na avaliação do desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento	26
3	MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1	Localização e descrição da área experimental	30
3.1.1	Caracterização da estação de tratamento de efluentes (ETE).....	30
3.1.2	Coleta e transporte do efluente utilizado no experimento	31
3.2	Montagem da bancada experimental	32
3.3	Condução dos experimentos	35
3.3.1	Desempenho hidráulico das unidades gotejadoras	35
3.3.2	Prevenção de obstrução dos gotejadores empregando tratamento biológico	39
3.3.3	Fluxograma de avaliação	41
3.3.4	Análise do desempenho do filtro de tela	41
3.3.5	Experimentação e análise estatística	42

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4.1	Análise da qualidade da água residuária doméstica tratada	44
4.2	Desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com água residuária doméstica tratada	49
4.2.1	Análises de variância das variáveis RQR, QR, Us, CVQ, CUD, CUC e Q	49
4.2.2	Desempenho da vazão (Q) e do coeficiente de variação da vazão (CVQ)	50
4.2.3	Desempenho da Vazão Relativa (QR) e da Redução da Vazão Relativa (RQR)	62
4.2.4	Desempenho dos Coeficientes de Uniformidade de Christiansen (CUC), de Uniformidade de Distribuição (CUD) e de Uniformidade estatística (Us)	74
4.2.5	Análise visual e por microscopia óptica dos gotejadores obstruídos por bioincrustação	89
4.2.6	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e identificação de fatores biológicos e químicos de entupimento nos gotejadores	91
4.2.7	Matriz de interação de Pearson relacionando as variáveis de desempenho hidráulico e da qualidade da água residuária doméstica tratada	97
4.3	Desempenho do filtro de tela operando com água residuária doméstica tratada	98
5	CONCLUSÕES	102
	REFERÊNCIAS	103

1 INTRODUÇÃO

Ao tratar da necessidade de preocupação ambiental e atuar em prol dos recursos naturais, destaca-se atenção a um elemento fundamental para a manutenção da biodiversidade, a água, um recurso abundante, mas finito. O Brasil, um privilegiado nesta questão, detém uma porcentagem considerável de toda água doce potável do mundo, mas enfrenta problemas típicos de uma sociedade em desenvolvimento: altos índices de captação para irrigação e custos de tratamento, má distribuição, poluição das fontes e, principalmente, baixos índices de saneamento básico. Atrelado a isto, estão à poluição de rios, lagos, os altos índices de resíduo orgânico e industrial que foram acumulando no decorrer das últimas décadas nos diversos tipos de corpos hídricos, à beira das matas e estradas e até na porta das casas, resultado do crescimento desordenado das cidades e da falta de educação ambiental de grande parcela da população.

Estas ações contaminam e diminuem as opções do uso natural das fontes hídricas potáveis, privam a população da satisfação de necessidades básicas, encarece a produção de alimento e direta ou indiretamente provocam aumento no custo de vida das pessoas.

Há intensificação destes problemas na medida em que diferentes regiões, pode-se afirmar, são menos abastecidas, no que se diz respeito às precipitações pluviométricas, ou seja, regiões que chovem menos, ou com chuvas irregulares durante o ano, tendem a sofrer mais com o desperdício e/ou contaminação dos corpos hídricos que serviriam para consumo humano. É o caso da região nordeste do Brasil. Em âmbito nacional, o sertão nordestino retrata as menores incidências de chuvas, sua restrita presença nessa área é causada por diferentes fatores climáticos aliados ao relevo, este muitas vezes impede que massas de ar quentes e úmidas atuem sobre o local causando precipitação pluviométrica. A longa estiagem provoca uma série de prejuízos aos agricultores, como perda de plantações e animais, a falta de produtividade causada pela seca, provoca a fome.

Este cenário torna a água potável um bem precioso, porém, em determinadas épocas do ano, a sua disponibilidade visa atender correta e prioritariamente as necessidades básicas das pessoas, como consumo e higienização pessoal. Por diversas situações, no entanto, o que se tem para disponibilizar as famílias torna-se insuficiente para necessidades além das mencionadas, e esta carência implica na impossibilidade de avançar em atividades econômicas que servem de suporte ou complemento para o sustento do lar. Assim, uma das alternativas viáveis para amenização do problema seria a reutilização da água.

Pensar em maneiras de reutilizar a água é uma forma de controlar perdas e evitar desperdícios, além de minimizar o consumo de água principalmente em regiões com a sua escassez.

A água pode ser poupada com o seu reuso seguido por parâmetros de qualidade estabelecidos pela legislação brasileira para diversos fins que não sejam o consumo humano. Tal prática tem relevância para a gestão de recursos hídricos, porque, ao promover segunda utilização da água, libera a de qualidade superior para usos mais nobres. Supondo: uma família, ou um grupo de habitantes de um determinado povoado, utiliza água potável para manutenção própria, lavagem de vegetais ou de materiais de utilização direta e indireta na alimentação, paralelamente usa a água resultante de todo este processo para outras atividades, que supostamente estarão disponíveis para outros fins, aumentando a reserva para o abastecimento público.

Uma das formas de reuso da água é a sua utilização na agricultura, isto pode ser uma estratégia bastante eficaz para preservar os recursos hídricos e diminuir sua utilização indiscriminada, haja vista que esta atividade econômica é a que mais emprega água em seu processo produtivo. Outra vantagem é o fato de que alguns dos elementos residuais que permanecem nas águas após o tratamento, podem ser benéficos para as lavouras, a exemplo do nitrogênio, do potássio e do fósforo. O reaproveitamento de água ajuda a diminuir consideravelmente a pressão sobre os mananciais existentes em algumas localidades.

Deste modo, o presente trabalho tem como objetivo geral, estudar o desempenho hidráulico de unidades gotejadoras com efluente doméstico tratado e prevenção do entupimento. Dentre os objetivos específicos estão: a) Identificar os agentes biológicos presentes nos gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada; b) Identificar quais modelos de regressão melhor se ajustam às variáveis analisadas, em função das dosagens do produto; c) identificar quais elementos físico-químicos predominam nos modelos empíricos de desempenho hidráulico para os quatro tipos de gotejadores; d) analisar as alterações da vazão e da uniformidade de distribuição de água em distintos modelos de gotejadores operando com o efluente; e) verificar a eficácia do catalisador enzimático da formação de biofilme nos gotejadores; f) verificar quais elementos predominam na bioincrustação dos gotejadores; e g) analisar o comportamento da pressão de serviço do sistema de irrigação, a montante e a jusante do filtro de tela.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Esgotamento sanitário

O esgotamento sanitário compreende as ações de coleta, tratamento e disposição dos efluentes produzidos nos domicílios e em processos produtivos cabíveis. O objetivo é preservar o meio ambiente, impedindo que as águas poluídas pelo homem, durante os processos anteriormente citados, contaminem os corpos hídricos (Kobiyama et al., 2008).

O esgoto contém, aproximadamente, 99,9% de água, e apenas 0,1% de sólidos. É, no entanto, devido a esse pequeno percentual de sólidos que surgem os problemas de poluição das águas, sendo necessário o seu tratamento (Jordão & Pessôa, 2011).

O modelo atual de urbanização tem resultado na geração de grandes quantidades de esgotos sanitários. Por essa razão, a inadequação dos sistemas de esgotamento sanitário é a principal causa de doenças e de poluição ambiental (Zhao et al., 2010). As diarreias – sintoma comum de uma infecção gastrointestinal causada por uma ampla gama de agentes patogênicos, incluindo bactérias, vírus e protozoários – respondem por mais de 80% das doenças relacionadas ao saneamento básico inadequado, sendo responsáveis, também, por mais da metade dos gastos com esse tipo de enfermidade (Kronemberger & Júnior, 2010).

De acordo com Daltro Filho (2004), os tratamentos de esgotos domésticos são classificados pela forma de eliminação dos contaminantes, empregando processos físicos, químicos e biológicos e por meio do nível de depuração, utilizando sistemas preliminar, primário, secundário e terciário. von Sperling (2011) acrescenta que os aspectos mais importantes na seleção de sistemas de tratamento são a eficiência, a confiabilidade, os requisitos de área, os impactos ambientais, os custos de operação, os custos de implantação, a sustentabilidade e a simplicidade.

De modo geral, o processo de tratamento de esgotos domésticos urbanos segue um fluxo que compreende as seguintes etapas:

Tratamento preliminar: objetiva a remoção de sólidos grosseiros (von Sperling, 2011). Serve essencialmente para preparar os efluentes para o tratamento subsequente, removendo partículas grandes e areia para proteger as demais unidades de tratamento, nessa classe encontram-se as grades e os desarenadores.

Tratamento primário: visa à remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, predominando o uso de mecanismos físicos (von Sperling, 2011). Os esgotos domésticos escoam vagarosamente pelos decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão de maior densidade

sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto. Nesta classe situam-se os decantadores primários e os tanques de flotação (Jordão & Pêsoa, 2011).

Tratamento secundário: predominam mecanismos biológicos, com objetivo principal de remoção de matéria orgânica e de nutrientes como nitrogênio e fósforo (von Sperling, 2011), e consistem na conversão da matéria orgânica biodegradável em biomassa, por ação de microrganismos. Nesta categoria, estão presentes os reatores de lodos ativados e lagoas de estabilização (Matos, 2007).

Tratamento terciário: objetiva a remoção de poluentes específicos, usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis, ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (von Sperling, 2011). São mais comuns em estações que necessitem de um alto grau de tratamento do efluente final e situam-se neste nível os cloradores e as lagoas de maturação.

2.1.1 Saneamento básico no Brasil e no Nordeste brasileiro

Segundo informações do IBGE (2010), o Brasil possui 90,88% e 61,76% da população urbana atendida por rede geral de água e por rede coletora de esgotamento sanitário, respectivamente. O saneamento básico ainda está muito aquém das necessidades mais elementares da população brasileira. Assim, embora, em 2008, 68,8% do esgoto coletado fosse tratado no País, menos de um terço dos municípios (28,5%) fez o tratamento, com acentuadas diferenças regionais.

O Nordeste foi a região onde a falta de esgotamento sanitário se mostrou mais grave, atingindo cerca de 15,3 milhões de habitantes, com a escassez do serviço sendo maior nos Estados da Bahia, Maranhão e Piauí. Apenas 45,7% dos municípios nordestinos dispunham de rede coletora de esgoto doméstico, e 19% faziam tratamento dos efluentes, sendo que 22,4% dos domicílios tinham acesso à rede geral de esgotamento sanitário (IBGE, 2010).

A Tabela 1 refere-se ao percentual de municípios que dispunham de rede coletora de esgoto doméstico segundo as grandes regiões e no Brasil, entre os anos de 2000 e 2008.

Tabela 1. Percentual de municípios com rede coletora de esgoto doméstico segundo as grandes regiões.

Ano	Percentual de municípios com rede coletora de esgoto (%)					
	Norte	Nordeste	Sul	Sudeste	Centro-Oeste	Brasil
2000	7,1	42,9	92,9	38,9	17,9	52,2
2008	13,4	45,7	95,1	39,7	28,3	55,2

Fonte: Costa (2014).

No que se refere aos dados locais, o serviço de coleta de esgoto doméstico no Estado do Rio Grande do Norte esteve presente em apenas 35,3% dos municípios, conforme apresenta a Tabela 2.

Tabela 2. Percentual de municípios com rede coletora e tratamento de esgoto doméstico, por Estado da região Nordeste, em 2008.

Região Nordeste	Municípios atendidos (%)	
	Rede coletora	Tratamento
Alagoas	41,2	16,7
Bahia	51,3	20,4
Ceará	69,6	48,9
Maranhão	6,5	1,4
Paraíba	73,1	20,2
Pernambuco	88,1	27,6
Piauí	4,5	2,2
Rio Grande do Norte	35,3	22,8
Sergipe	34,7	9,3

Fonte: Costa (2014).

Este quadro justifica-se devido ao grande número de municípios preponderantemente rurais e com população mais dispersa (densidade demográfica menor que 80 habitantes por quilômetro quadrado), o que acarreta maior dificuldade no fornecimento dos serviços de coleta de esgoto doméstico. Já o percentual de municípios com relação ao tratamento de esgoto doméstico é de 22,8%. Este resultado sugere que os municípios com tratamento de esgoto doméstico concentrem uma parcela significativa do esgoto doméstico coletado (IBGE, 2010).

Segundo BRASIL (2012), o lançamento de esgoto *in natura* em corpos hídricos, o que é bastante comum em um grande número de municípios e distritos nordestinos, pode trazer como consequências, a depleção do oxigênio dissolvido (OD), devido a sua utilização por bactérias aeróbias na oxidação da matéria orgânica solúvel, toxicidade aos organismos aquáticos em função da presença de metais pesados, demanda de maiores quantidades de produtos químicos para tratamento de água, interferência na fotossíntese e problemas estéticos causados pela presença de substâncias que conferem cor e turbidez a água, e eutrofização de corpos hídricos favorecida pela presença de nutrientes, principalmente, nitrogênio e fósforo.

2.2 Impactos ambientais do lançamento de esgotos no ambiente

O esgoto doméstico é constituído principalmente por matéria orgânica biodegradável originária de alimentos (proteínas, carboidratos e lipídeos) – que representa de 60% a 80% da DBO total do esgoto bruto. Os detergentes e sabões também são importantes e estão presentes em concentrações que variam de 7 a 12 mg/L de Alquilbenzeno Linear Sulfonato (LAS), representando

de 4 a 6% da DQO filtrada do esgoto. Contudo o esgoto contém ainda uma diversidade de outros contaminantes orgânicos, presentes em menores concentrações, como resíduos de fármacos excretados, e ingredientes provenientes de produtos de limpeza e de higiene pessoal (Leite, 2008).

Recentemente, outra classe de micropoluentes comumente chamados de interferentes endócrinos, disruptores endócrinos ou ainda agentes hormonalmente ativos, tem ganhado a atenção da comunidade científica, pelos prejuízos que causam ou podem causar para o bem estar do homem e do meio ambiente (Ghiselli, 2006).

Pesquisadores do mundo todo têm observado que alguns contaminantes presentes nos esgotos sanitários em concentrações da ordem de microgramas por litro (mg/L) ou nanogramas por litro (ng/L) exercem efeitos tóxicos sobre animais silvestres e têm o potencial de afetar adversamente a saúde humana. Esses contaminantes, definidos usualmente como micropoluentes (ou microcontaminantes), alusão à reduzida concentração em que se encontram no ambiente, apresentam grande diversidade de natureza química, e provém das mais variadas fontes, tais como fármacos de uso humano (Lee et al., 2005; Radjenovic et al., 2007) ou animal (Daughton e Ternes, 1999) e produtos de limpeza e de higiene pessoal (Carballa et al., 2005), os quais são introduzidos no meio ambiente via esgoto doméstico, seja ele tratado ou não.

Uma vez que a remoção desses micropoluentes não é completa nos sistemas de tratamento, eles atingem os corpos receptores, acarretando diversos problemas ambientais. Além da contaminação dos recursos hídricos, microorganismos patógenos, como bactérias, podem adquirir resistência a fármacos –principalmente antibióticos– com os quais entram em contato no meio ambiente, através de alterações e adaptações de seu material genético (Leite, 2008). Quando utilizado para a eliminação de patógenos em um organismo, a eficiência do medicamento será reduzida.

2.2.1 Produtos de limpeza, cosméticos e fármacos

Os produtos de limpeza, como detergentes, sabões e desinfetantes, contêm em suas formulações, centenas de diferentes substâncias, como agentes tensoativos, fragrâncias e microbicidas. Os surfactantes são substâncias presentes, principalmente, nas formulações de detergentes e sabões. A degradação incompleta dessas substâncias gera metabólitos passíveis de interferir no funcionamento normal do sistema endócrino de animais (Beck et al., 2005).

Fragrâncias, desinfetantes, fungicidas e essências, dentre tantas outras, apresentam características bioativas e, quando descartadas no sistema coletor de esgoto doméstico, são transportadas às estações de tratamento de efluente. Durante o tratamento, vários deles não são

mineralizados (degradação completa a gás carbônico e água), não são degradados ou sofrem degradação parcial e, por isso, sua presença é detectada em corpos d'água receptores (Leite, 2008).

2.2.2 Eutrofização

A eutrofização consiste no crescimento excessivo de algas e plantas no ambiente aquático acarretando significativo consumo de oxigênio dissolvido. A eutrofização é causada principalmente pela presença excessiva de nitrogênio e fósforo. Hoje em dia a eutrofização é considerada uma das maiores ameaças para os ecossistemas costeiros, levando a uma redução da biodiversidade aquática, um crescimento desordenado dos produtores primários, e as taxas de respiração aumentar em resposta à rápida produção de matéria orgânica (Júnior et al., 2006, Pereira et al., 2005). A entrada de nutrientes no oceano costeiro é um problema ambiental crescente, uma vez que triplicou entre os anos 1970 e 1990 (Smith et al., 2003).

As estações de tratamento de esgotos são focos pontuais de nitrogênio e fósforo, os quais entram como soluto no meio líquido e por reações químicas se transformam, tanto na coluna de água como nos sedimentos, em sua forma solúvel, tornando-se rapidamente assimiláveis para o desenvolvimento e a diversificação de plantas aquáticas. Outros focos pontuais importantes são as descargas industriais e atividades agropastoris, como por exemplo, as unidades para a criação de animais confinados (UNEP/IETC, 2001).

Os focos não pontuais ou difusos incluem a descarga direta de esgoto de fontes domésticas, não ligadas às estações de tratamento e que eventualmente chegam aos corpos hídricos; o escoamento superficial e a lixiviação de fertilizantes, ricos em nitrogênio e fósforo, aplicados em áreas agrícolas ou de silvicultura (UNEP/IETC, 2001).

A hipótese de que efluentes urbanos tratados (no caso, através de um sistema de lodo ativado) causam alterações na qualidade de água de ambientes aquáticos foi investigada no Arroio Vieira, Rio Grande, RS, por Santos et al., 2008. Segundo o autor, amostras de água foram coletadas a montante e a jusante dos emissários de uma estação de tratamento de esgoto (ETE). Oxigênio, material em suspensão e pH não variaram espacialmente. Já os valores para os nutrientes (nitrogênio e fósforo) e para a demanda bioquímica do oxigênio foram significativamente maiores a jusante dos efluentes. Mais a jusante, as concentrações de nitrato aumentam devido à nitrificação do nitrogênio amoniacal, remineralização da matéria orgânica e, ou ocorrência de outros aportes não identificados

As principais causas de contaminação são o uso de fertilizantes nas atividades agrícolas (Santos et al., 2004) e da descarga de esgotos urbanos não tratados (Baumgarten et al., 1998).

Portanto, a implementação de processos de tratamento de esgoto é considerado uma solução fundamental para evitar a eutrofização. Parte do fósforo dos despejos é removida por incorporação no lodo biológico, e outra parte pode ser encontrada na forma solubilizada e em concentrações ainda bem elevadas nos efluentes das estações (Chão, 2006).

Apesar das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) não representarem a solução definitiva na retirada de nutrientes do efluente, o impacto da eutrofização teria sido pior, na ausência de tratamento (Renou et al. 2008).

A literatura é rica em estudos de casos que evidenciam os impactos negativos da eutrofização à saúde pública e ao meio ambiente (Gonçalves et al., 2000; Agujaro, 2002; Cruz et al., 2002; Tundisi, 2005).

2.2.3 Poluição do solo

O solo deve ser considerado um recurso natural “não renovável”, uma vez que o tempo estimado para originar 1 cm de solo selvagem é entre 200 a 400 anos. A contaminação do solo é um grave problema ambiental, pois afeta não só o solo, mas também os lençóis freáticos, o ar e todas as formas de vida, podendo ainda estar na origem de diversos problemas de saúde. É um componente muito característico na biosfera, não somente por ser uma fonte geoquímica de contaminantes, mas também por atuar como um tampão natural, controlando o transporte de elementos químicos e substâncias para a atmosfera, hidrosfera e biosfera (Castelo-Grande e Barbosa, 2003).

Os elementos-traço, originados de várias fontes, podem alcançar a superfície do solo e seu novo destino vai depender das propriedades químicas e físicas desse solo. Embora a química dos contaminantes do solo venha sendo, recentemente, muito estudada, o comportamento dos elementos-traço poluentes na biosfera ainda não está totalmente esclarecido (Castelo-Grande e Barbosa, 2003).

É importante ressaltar que, em uma obra de disposição de resíduos, por mais rígidos que os critérios sejam sempre haverá o risco da contaminação do solo e, ou água e, ou ar por meio da emissão de poluentes resultantes da degradação desses resíduos. Estes poluentes podem ser orgânicos e inorgânicos, entre os mais comuns estão: a matéria orgânica e os metais pesados (cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, zinco e ferro). Inúmeros pesquisadores, no mundo, relatam estudos a respeito da contaminação do solo na área de disposição de resíduos sólidos, entre eles Krishna e Govil (2004), Shukurov et al., (2005) e Yauqun et al., (2005).

Além dos resíduos sólidos gerados ao longo do tratamento, e da sua consequente possibilidades de contaminação do solo, deve-se levar em conta eventuais vazamentos de esgoto

que ocorrem ao longo das tubulações, bombas, locais destinados as caçambas dos resíduos sólidos e locais de recebimento de caminhões limpa-fossa, quando este for o caso (Lins, 2010).

2.2.4 Metais pesados

Do ponto de vista ambiental, o metal pesado é aquele que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao ambiente, prejudicando a atividade dos organismos vivos. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, e Zn. Estes elementos são encontrados naturalmente nos solos, porém em concentrações inferiores àquelas consideradas tóxicas aos seres vivos. A presença de metais no esgoto está associada principalmente ao lançamento de despejos nas redes coletoras públicas por parte das indústrias de galvanoplastia, formulação de compostos orgânicos e inorgânicos, curtumes, farmacêutica, fundição, lavanderias, petróleo, e formulação de corantes e pigmentos (Lins, 2010).

Os esgotos sanitários, dada a formação de CO₂ e CH₄ pela ação de microrganismos, constituem um ambiente redutor, determinando as formas de manifestação de seus componentes, em maior ou menor solubilidade, o que por sua vez define o grau de remoção de metais do efluente tratado e sua concentração no lodo. As limitações deste processo dependem da qualidade do esgoto bruto, do sistema de tratamento e da qualidade desejada para o efluente tratado. Assim, através destes parâmetros, bem como de simulações na ETE, pode-se estabelecer limites de carga de poluentes, possibilitando avaliar a recepção de despejos industriais na rede coletora, sem prejuízo para o tratamento biológico da estação (Santos et al., 2004).

Entretanto apesar de todo um procedimento técnico e formal aplicado ao recebimento de despejos industriais, o problema é extremamente agravado pelos lançamentos clandestinos (Cesário Silva et al., 2001).

2.2.5 Geração de odor

Do ponto de vista de qualidade da atmosfera, os odores são, certamente, junto com as poeiras, os incômodos mais fortemente e imediatamente percebidos pelo público. Em novembro de 1991, a Promotoria Pública do Meio Ambiente entrou com uma Ação Civil Pública Ambiental Cautelar (Processo no 318/91 da 2º Vara da Comarca de Pereira Barreto) contra a Companhia Energética de São Paulo (CESP) por danos causados ao meio ambiente, estipulando multas e prazos para a solução de vários problemas apontados (Lins, 2010).

Entre os danos ambientais apontados, destacava-se o odor desagradável produzido e exalado pelo esgoto em todas as estações elevatórias, nas caixas de passagens em algumas regiões da cidade e dentro das residências (Liliamtis e Mancuso, 2003).

No trabalho feito por Silva (2007), os resultados obtidos demonstraram a relevância do impacto causado pela emissão de odor, pois 78% dos entrevistados queixaram-se de maus odores atribuídos à ETE local. Entre as consequências provocadas pela geração de odores, de acordo com os moradores, estão “a desvalorização de seus terrenos e a irritação”. Já com relação ao nível de incômodo entre os entrevistados, 22% disseram que o odor não incomoda, 6% disseram que incomoda pouco, 33% afirmaram que incomoda, e 39% afirmaram que incomoda muito.

A percepção dos odores é totalmente subjetiva, variando consideravelmente de um indivíduo para outro, em função da sua condição física, percepção e educação olfativa. Além disso, é comum ter-se períodos de operação da ETE sem problemas de odores e períodos críticos que incomodam a vizinhança. É oportuno lembrar o papel dos ventos, que podem agravar ou minimizar esses problemas (Moraes et. al., 2000).

De acordo com os autores Gostelow et al. (2001b) a frequência de exposição ao odor também influencia a sensibilidade a sua recepção. Exposições demasiadamente prolongadas acarretam redução na sensibilidade, o que é conhecido por adaptação ou fadiga olfativa, enquanto que exposições intermitentes, contrariamente, causam elevação na sensibilidade. Isso se deve provavelmente a familiaridade adquirida com o odor particular, e o subsequente aumento na habilidade de identificá-lo. Isso leva a uma maximização do impacto relativo ao odor em ETE próximas a vias por onde trafeguem uma grande quantidade de pessoas.

Segundo Alves et al. (2004), o gás sulfídrico formado pela anaerobiose em estações de tratamento, coletores e elevatórias, no Paraná, tem afetado toda a região em torno de algumas ETEs, gerando constantes reclamações da população que reside nessa região. Segundo o mesmo autor, entre os meses de setembro e novembro de 2003, no serviço de atendimento ao cliente da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), foram constatadas 20 reclamações por maus odores em regiões periféricas às estações de tratamento de esgoto tipo RALF – Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo.

Segundo Kaye e Jiang (2000), as reclamações a respeito de odor proveniente de estações de tratamento de esgotos situadas em áreas urbanas representam mais de 50% das denúncias ambientais encaminhadas pela população aos órgãos de controle ambiental em todo o mundo. Já para Silva (2007), no Distrito Federal, desde há alguns anos, as ETEs de Brasília, na Asa Sul, na Asa Norte, e na cidade do Paranoá, apresentam problemas de emissão de odores para as comunidades vizinhas, causando inúmeras reclamações públicas, inclusive pelo Ministério Público.

É importante destacar que em muitas vezes o odor percebido pela população não é gerado diretamente no processo de tratamento da ETE, mas sim nas condições sépticas do corpo receptor que na condição de ausência de oxigênio, acabam funcionando como digestores anaeróbios na fase ácida. Exemplos típicos são o Rio Belém em Curitiba e os rios Pinheiro e Tietê, em São Paulo (Alves et al.,2004).

A problemática da emissão de odores proveniente de ETEs, ainda não sofreram regulamentação de forma específica. A Resolução CONAMA nº 003 de 28 de junho de 1990, que estabelece padrões de qualidade do ar, não impõem para o sulfeto de hidrogênio e nenhum outro gás odorantes padrões de qualidade do ar (Lins, 2010).

O cheiro desagradável das ETEs é proveniente de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), nitrogenadas (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, e ácidos orgânicos (Belli Filho et al. 2001; Hvitved-Jacobsen, 2002).

Normalmente os odores mefíticos são causados por gases produzidos na decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbias ou por substâncias adicionadas na rede coletora. Em uma ETE, quanto mais anaeróbio for o processo de tratamento, mais compostos odorantes serão formados (Lins, 2010).

2.3 Reuso da água na agricultura

O uso de águas residuária em sistemas de irrigação, tratados ou não, é uma prática antiga em países como Austrália, Israel, Irã, Estados Unidos, México e Peru. No Brasil o reuso de águas servidas é pequeno, mas registram-se vários exemplos de utilização de esgotos sanitários em irrigação, em geral, de forma espontânea e não controlada (Mollahoseini, 2013).

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos estabelece por meio da Política Nacional de Recursos Hídricos, na Lei 9.433 de 8 de janeiro de 1997 assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilização de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, nesse conjunto, conforme resolução nº 54 de 28 de Novembro de 2005 (BRASIL, 2005), que estabelece critérios para a prática de reuso direto e não potável de água, confirmando a iniciativa política para implementação do reuso de águas de qualidade inferior na agricultura. Nessa resolução, fica instituído o reuso para fins urbanos, agrícolas, florestais, ambientais, industriais e aquicultura. Por outro lado, a técnica do reuso difundida no Brasil, e que segue totalmente uma normativa é o uso do lodo de esgoto, tendo diretrizes estabelecidas por meio do CONAMA nº 375/2006, assim como para seus derivados, portanto o efluente poderá ser enquadrado em algumas normas dessa diretriz.

Nas últimas décadas, houve um incremento bastante promissor sobre a gestão e uso de águas residuárias na agricultura, em razão dos seguintes fatores: constitui uma prática de reciclagem de água; prática de reciclagem de nutrientes proporcionando economia de insumos (fertilizantes); minimiza o lançamento de esgotos em cursos de águas naturais, prevenindo assim a poluição, a contaminação e a eutrofização; favorece a conservação do solo, custo elevado de sistemas de tratamento, necessários para descarga de efluentes em corpos receptores e reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor da atividade e a recuperação de áreas degradadas (Condé et al., 2012; Soares & Antonio, 2012).

No grupo de águas residuárias incluem: os efluentes de origem doméstica e industrial, o efluente de lodo de esgoto (com mais de 95% de água), os dejetos líquidos de animais, os efluentes do processamento de frutas e vegetais; os efluentes da indústria de celulose e papel; os efluentes de agroindústrias; os efluentes de sistemas de drenagem; as águas salinas; e as águas ferruginosas (Xavier et al., 2009).

Uma das alternativas para uso sustentável de águas residuárias para a redução de problemas na agricultura é usa-la de forma planejada e correta em áreas agricultáveis. Haja vista, a gestão dessas águas e o aproveitamento na fertirrigação de culturas agrícolas pode possibilitar o aumento da produtividade e qualidade dos produtos colhidos, redução da poluição ambiental e dos custos de produção, além de promover melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo (Chevremont et al., 2013). Todavia, o uso incorreto pode trazer efeitos deletérios tanto ao solo quanto à cultura (Lo Monaco et al., 2009; Gonçalves et al., 2013).

Visando atenuar os efeitos impactantes de suas atividades, o homem vem procurando adequar-se à nova realidade buscando tecnologias de menor custo para este fim. Dentre as tecnologias disponíveis para o tratamento de água residuária de origem doméstica ou destino final dos efluentes líquidos, destaca-se o método de disposição de água no solo cuja técnica vem sendo utilizada em grande escala em vários locais do mundo, sobretudo em regiões áridas e semiáridas (Silva & Eyng, 2013; Simões et al., 2013).

2.4 Legislação aplicada ao reuso de água

Em termos gerais, as exigências nacionais para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores segue o disposto na Resolução CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/ 2005 (BRASIL, 2011).

No Artigo 21 da referida resolução constam os seguintes padrões para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores (BRASIL, 2011): a) pH entre 5 e 9; b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura; c) materiais sedimentáveis: até 1 mL L⁻¹ em teste de 1 hora em cone Imhoff; d) demanda bioquímica de oxigênio-DBO₅ 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO₅, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor; e) substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg L⁻¹; e f) ausência de materiais flutuantes.

Ainda na referida resolução, seguindo o disposto no Artigo 22 são apresentados os critérios para lançamento de esgotos domésticos tratados por meio de emissários submarinos, de forma a atender aos padrões da classe do corpo receptor, após o limite da zona de mistura e ao padrão de balneabilidade, de acordo com as normas e legislação vigentes. Este lançamento deve ser precedido de tratamento que garanta o atendimento das seguintes condições e padrões específicos (BRASIL, 2011): a) pH entre 5 e 9; b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura; c) sólidos grosseiros e materiais flutuantes: virtualmente ausentes; e d) sólidos em suspensão totais: eficiência mínima de remoção de 20%, após desarenação.

Outra possibilidade de disposição de efluentes tratados no ambiente é o aproveitamento agrícola controlado. No Artigo 6 da Portaria n.º. 154, de Julho de 2002 (CEARÁ, 2002), é estabelecido que para atividades tipo 1 - irrigação de vegetais ingeridos crus e sem remoção de película, dessedentação de animais e aquicultura, o efluente tratado deve apresentar as seguintes características: a) nível populacional de coliformes fecais menor que 1000 microrganismos por 100 mL; b) nível populacional de ovos de helmintos menor que um ovo por litro de amostra; e condutividade elétrica menor que 3,0 dS m⁻¹. Enquanto, para atividade tipo 2 – irrigação de vegetais não consumidos crus, os critérios são: a) nível populacional de coliformes fecais inferior a 5000 microrganismos por 100 mL; b) nível populacional de ovos de helmintos inferior a um ovo por litro de amostra; e c) condutividade elétrica inferior a 3,0 dS m⁻¹.

2.5 Entupimento de gotejadores

A obstrução de gotejadores de irrigação localizada é um problema comum e recorrente em quase todos os sistemas de irrigação em operação, principalmente porque pode ser utilizada em vasto perfil de qualidades de água para irrigar, uma vez que há diferentes tipos de fontes, e em algumas

regiões fontes únicas com qualidade de água inferior ao padrão para irrigar. Existem diferentes meios de prevenção de obstrução, porém tais meios nem sempre conseguem inibir a obstrução, com é o caso de filtros, que apesar de todas as tecnologias não conseguem reter todas as impurezas que causam à obstrução, como as bactérias e substâncias químicas. Bactérias podem formar colônias e, conseqüentemente, biofilme no interior das tubulações, e as substâncias químicas contidas nas águas podem reagir e precipitar no interior da tubulação causando a obstrução (Ribeiro, 2016).

2.5.1 Agentes físicos, químicos e biológicos ocasionadores de entupimento

Uma problemática dos sistemas de irrigação localizada são as obstruções físico-químicas, estas ocorrem devido a presença de compostos químicos na água que sofrem precipitação, ocasionando a obstrução dos tubos gotejadores. A existência de partículas em suspensão na água de irrigação é tida como a maior causa de entupimento (Li et al., 2012), e ainda, a concentração e o tamanho das partículas são os fatores que mais interferem na obstrução dos gotejadores de irrigação localizadas (Niu et al., 2013). Na Tabela 3, são apresentados os sais mais frequentes nos solos e conseqüentemente nas fontes de água de irrigação.

Porém os principais e mais comuns sais encontrados nas águas de irrigação são os carbonatos, principalmente o carbonato de cálcio (CaCO_3), pois ele precipita quando a concentração de bicarbonato excede cerca de 2 meq L^{-1} (miliequivalentes por litro) e o pH é maior que 7,5. O aumento das temperaturas diminui a solubilidade de carbonato de cálcio, aumentando o potencial para a precipitação, a obstrução de gotejadores de irrigação por gotejamento devido a precipitação de CaCO_3 , é um problema recorrente principalmente se haver elevadas concentrações de íons na água e pH elevado (Liu & Huang, 2009).

Segundo Bernardo et al. (2006) e Mantovani et al. (2006), as concentrações elevadas de íons de bicarbonato em águas de irrigação levam a precipitação do cálcio e magnésio, sob a forma de carbonatos, e além da obstrução que podem ocorrer nos gotejadores de irrigação, esses precipitados aumentam a proporção de sódio na solução do solo.

Tabela 3. Principais sais com menor solubilidade encontrado nos solos e fontes de água de irrigação.

Ordem	Sais	Solubilidade (meq L ⁻¹)
1	CaCO ₃ *	0,5
2	MgCO ₃ *	2,5
3	Ca(HCO ₃) ₂ *	3 – 12
4	Mg(HCO ₃) ₂ *	15 – 20
5	CaSO ₄ *	30
6	NaHCO ₃	1642
7	MgSO ₄	5760
8	NaCl	6108
9	Na ₂ CO ₄	6830
10	Na ₂ CO ₃	8320
11	MgCl ₂	14955
12	CaCl ₂	25470

*Sais de solubilidade baixa

Fonte: Adaptado de Doneen (1975) e Pizarro (1996).

Outro fator que influencia no processo de precipitação química é o pH, que é influenciado diretamente pelo tipo de rochas que compõe as fontes de água, isso ficou comprovado com o estudo desenvolvido por Ferreira et al. (2015) em fontes de água superficial em uma região do Ceará.

Os gotejadores de irrigação por gotejamento são extremamente susceptíveis a obstrução física, e mesmo havendo um processo de filtração para reter as partículas sólidas, os precipitados químicos ainda podem se formar dentro das tubulações, causando a obstrução física. Isso ocorre porque os filtros convencionais de areia, tela e disco não retêm os íons dissolvidos que se combinam para formar os precipitados. Logo quando esses fatores começam a interferir no desempenho hidráulico dos sistemas, meios de prevenção de obstrução e tratamentos de desobstrução devem ser aplicados para retomar o desempenho adequado do sistema (Ribeiro, 2016).

Na obstrução biológica Batista et al. (2010) estudaram a formação de biofilme resultante da interação entre mucilagens bacterianas e algas, observaram que as bactérias dos gêneros *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter* formaram um muco microbiano, que foram aderidos por partículas, principalmente de origem orgânica, representadas por células de algas vivas ou em decomposição. As algas predominantes pertenciam aos grupos *Cyanophyta* (gênero *Chlorococcus*), *Euglenophyta* (gêneros *Euglena* e *Phacus*) e *Chlorophyta* (gêneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* e *Sphaerocystis*). Ravina et al. (1997) constataram desenvolvimento de biofilme nas paredes do equipamento de irrigação somente onde a velocidade de escoamento era inferior a 0,5 m s⁻¹.

Análises biológicas detalhadas do biofilme de gotejadores indicaram que as bactérias dos gêneros *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Vibro*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus* propiciam severos problemas de obstruções (Nakayama et al., 2006).

Sahin et al. (2005) constataram que 25 espécies de fungos e 121 e bactérias podem causar problemas de obstrução em sistemas de irrigação por gotejamento. Notaram que a aplicação de solução contendo bactérias (10^9 UFC mL⁻¹) e fungos (10^4 esporos mL⁻¹) três vezes por semana, durante 30 dias, causou entupimento total com mucilagens de todos os gotejadores.

No trabalho conduzido por Batista (2007) com água residuária da suinocultura, aplicada via irrigação localizada, foi constatado no equipamento de aplicação o desenvolvimento de biofilme complexo resultante da interação entre agentes físico (sólidos suspensos), químico (precipitados de enxofre) e biológico (bactérias, fitoplânctons, fungos e protozoários). A formação do biofilme ocorreu, em parte, à não realização de abertura de finais de linhas laterais para limpeza. A formação de biofilme sobre a área de filtração dos gotejadores dificultou a entrada de efluente pelas pequenas aberturas, acarretando, assim, a redução na vazão. O mesmo pode ser constatado por Silva et al. (2013), operando com efluente da castanha de caju (Figura 1).

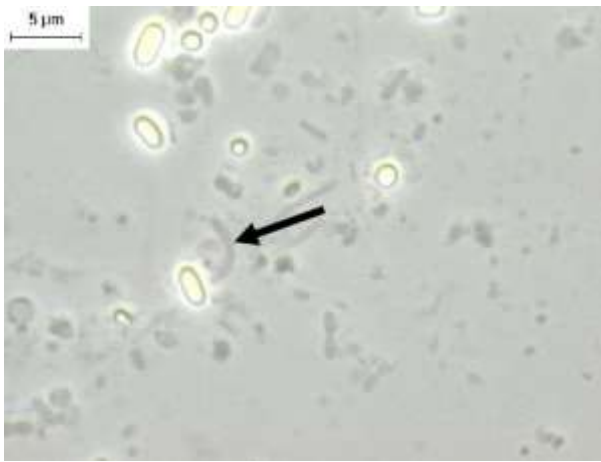


Fonte: Silva et al. (2013).

Figura 1. Gotejadores submetidos a aplicação de efluente da castanha de caju, com a presença de biofilme em suas estruturas internas.

Moraes & Paula Júnior (2004), trabalhando com efluente da suinocultura, constataram a predominância de bacilos curvos, bacilos retos e cocos bacilos no biofilme formado dentro de reatores. Luiz (2007) identificou bacilos, cocos bacilos, filamentos e bactérias semelhantes a *Methanosaeta* e *Methanosarcina* no biofilme formado em reatores operando com água residuária do cafeeiro.

Batista (2007) observou durante a microscopia por contraste de fases, distintas morfologias de biofilmes nos gotejadores (Figura 2), sendo que, em todos, os microrganismos predominantes foram bacilos curvos (provavelmente bactérias redutoras de sulfato), bacilos em pares, cocos bacilos, filamentos, bactérias filamentosas (semelhante a *Methanosaeta*) e diatomáceas.



A



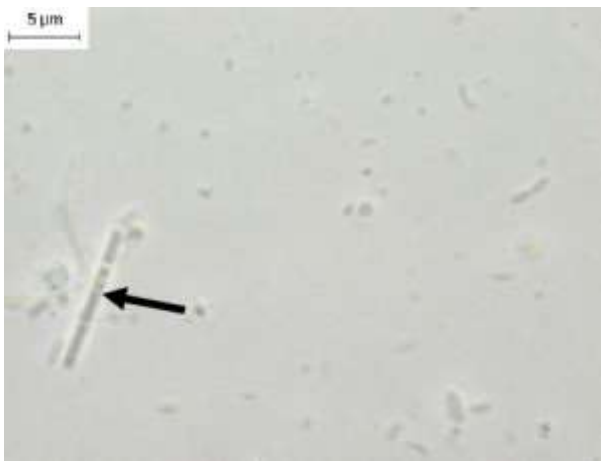
B



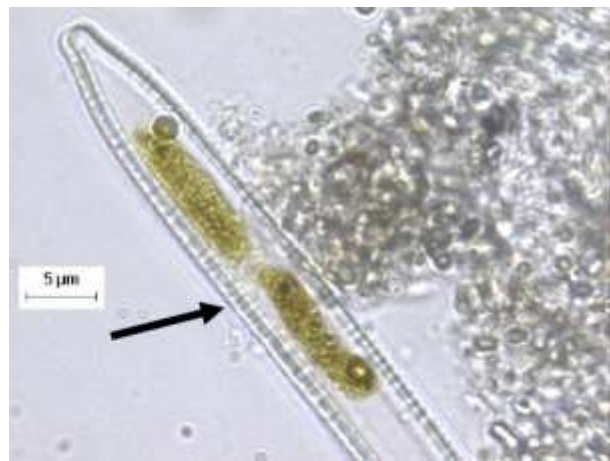
C



D



E



F

Fonte: Batista (2007).

Figura 2. Morfologias observadas por microscopia no biofilme dos gotejadores. (A) bacilo curvo, (B) bacilos em pares, (C) cocos bacilos, (D) filamento, (E) bactéria filamentososa semelhante a *Methanosaeta* e (F) diatomácea.

2.5.2 Características de gotejadores que interferem no entupimento

Atualmente, o mercado dispõe de diversos tipos de gotejadores. Os fabricantes vêm desenvolvendo gotejadores com diversas características com intuito de melhorar a eficiência de aplicação de água, por exemplo, os gotejadores autocompensantes e antidrenantes (EMBRAPA, 2016).

Os emissores gotejadores constituem um dos principais componentes de irrigação por gotejamento. Os materiais utilizados no processo de fabricação, bem como o próprio processo de fabricação, fazem com que os emissores de um mesmo modelo não sejam exatamente iguais entre si e, como consequência, podem ocasionar diferentes vazões, mesmo quando trabalhando na mesma pressão de serviço (Frizzone & Dourado Neto, 2003).

Em relação às características dos tubos gotejadores, a espessura da parede dos tubos gotejadores varia muito, dependendo da durabilidade esperada e se o sistema será enterrado (Andrade & Borges Junior, 2008).

Quanto mais delgadas forem as suas paredes, menor o custo de produção. Os espaçamentos também são bem variados, de 0,1m até 1,0m entre emissores. Os gotejadores podem ser de fluxo turbulento e não apresentam dispositivos de compensação de pressão, ou emissores autocompensantes, que dispõem de dispositivos de auto regulação da vazão (Pizarro Cabello, 1996; Gomes, 1997).

Toda dificuldade no projeto construtivo de um tubo gotejador reside no seguinte problema: os gotejadores devem ser capazes de dissipar a pressão disponível e aplicar vazões pequenas, constantes e uniformes, em pontos discretos sistematicamente localizados (Pizarro Cabello, 1996).

Por outro lado, a pressão de serviço dos emissores não deve ser alta, para reduzir o consumo de energia e também não deve ser muita baixa, para não comprometer seu desempenho hidráulico. Essas condições conduzem à fabricação de emissores gotejadores com reduzido diâmetro da seção de escoamento. No entanto, a seção de escoamento do emissor deve ser a maior possível, com o objetivo de evitar obstruções (Dalri et al., 2015).

Para melhorar a uniformidade e a eficiência da aplicação de água pela irrigação, bem como permitir aos projetistas a construção de linhas laterais mais longas, foram desenvolvidos os gotejadores autocompensantes. Esses emissores possuem, de uma maneira geral, um custo mais elevado, porém realizam autorregulação da vazão quando ocorre variação da pressão hidráulica no interior da linha. Há, no mercado brasileiro, diversos modelos de gotejadores autocompensantes, porém os irrigantes, bem como os projetistas, desconhecem suas principais características de desempenho (Dalri et al., 2015)

Entre as principais características desejáveis para interferir ou reduzir o entupimento em gotejadores, podem-se destacar a presença de labirinto com regime turbulento, garantindo mecanismo de autolimpeza altamente eficiente, filtro de entrada tridimensional multicelular, garantindo elevada tolerância à obstrução por impurezas, saídas com superfícies ranhuradas, projetadas para desempenho ótimo mesmo sob condições adversas de obstrução (Taldrip, 2016).

2.5.3 Efeito da qualidade das águas residuárias no entupimento de gotejadores

A aplicação de água residuária por meio da irrigação localizada tem se tornado uma opção eficaz para a aplicação racional de água na agricultura, por se tratar de um sistema que opera a baixas pressões, tem elevada eficiência de aplicação de efluentes e baixo risco de contaminação, tanto do produto agrícola quanto de operadores no campo (Ucker et al., 2013).

Por outro lado, têm-se algumas restrições quanto ao seu uso, devido principalmente, a alta suscetibilidade ao entupimento. A formação de biofilme consiste na principal causa de entupimento de gotejadores que operam com águas residuárias (Batista et al. 2010; Dazhuang et al., 2009).

Estes podem obstruir por diversas causas, tornando o entupimento um dos principais problemas de uso e manutenção destes sistemas. A obstrução de emissores afeta a uniformidade de aplicação de água, reduzindo-a e, conseqüentemente, a eficiência da aplicação de produtos químicos via irrigação, o que resulta em perdas de produtividade (Batista et al., 2013a).

O entupimento dos sistemas de irrigação ou até a sensibilidade ao problema de entupimento varia quanto às características do gotejador, qualidade da água relacionada, como os aspectos físicos, químicos e biológicos (Silva et al., 2013; Bene et al., 2013).

A formação de depósitos gelatinosos resultantes da interação entre partículas orgânicas e inorgânicas, algas e bactérias formadoras de mucilagens, tem sido o fator central no processo de entupimento de gotejadores, aplicando-se águas residuárias (Chen et al., 2013; Jurecska et al., 2013). Trabalhos desenvolvidos por Batista et al. (2012a) e Batista et al. (2013b) constataram a formação de biofilme resultante da interação entre colônias de bactérias e sólidos totais. Foram testados três tipos de gotejadores e após 160 horas de funcionamento do sistema, ocorreram reduções nos valores de coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) e vazão (Q) nas unidades de aplicação.

A aplicação de esgoto doméstico primário proporcionou alteração da uniformidade de aplicação e da vazão dos emissores com riscos de obstrução para os emissores, principalmente em relação à população de microrganismos (Vale et al., 2013). Já para Batista et al. (2013b) estudaram o uso de água residuária de suinocultura quanto ao entupimento de gotejadores. Os resultados indicaram que a formação de biofilme, resultante da interação entre colônias de bactérias e sólidos

totais, proporcionou maior obstrução dos gotejadores cuja ordem de susceptibilidade ao entupimento foi: Naan Tif > Naan Drip Paz 25 > Plastro Hydro PC.

Em muitas propriedades agrícolas no Brasil, existe considerável volume de água residuária que poderia ser utilizado para adubação de várias culturas. Os custos com transporte e mão-de-obra para aplicação desses dejetos têm levado a busca de alternativas mais econômicas, como a aplicação via sistema de irrigação (Simões et al., 2013). Nos Estados Unidos, o uso da irrigação para aplicação de esterco líquidos apresenta crescimento desde o início da década de 1970 (Drumond et al., 2006).

2.6 Métodos para o desentupimento de gotejadores

2.6.1 Métodos físicos

2.6.1.1 Filtragem

A filtragem da água de irrigação constitui medida eficaz para a redução de bloqueios físicos dos emissores, principalmente no sistema de irrigação por gotejamento. Para tanto, a escolha dos filtros deve ser realizada de acordo com o tipo de emissor e a qualidade da água, garantindo, assim, a prevenção destes bloqueios. A filtragem é realizada de modo que a água tenha de passar por orifícios tão pequenos que as impurezas possam ser retidas. Em geral, esses orifícios têm tamanho de 1/6 a 1/10 da menor passagem existente dentro dos emissores (Mantovani; Bernardo; Palaretti, 2009).

Segundo Esteves et. al. (2012), os filtros podem ser centrifugadores, de tela, de disco ou de areia. **Filtros centrifugadores:** são filtros que separam partículas por mecanismos de força centrífuga. São muito utilizados para remover partículas de areia presentes em águas subterrâneas.

Filtros de tela: a tela pode ser de material plástico ou metálico. A velocidade de filtragem é da ordem de $0,15 \text{ m s}^{-1}$. Os tamanhos vão desde pequenos filtros plásticos de $\frac{3}{4}$ de polegada até filtros metálicos automáticos de grande porte. A limpeza dos filtros de tela pode ser manual ou automatizada. Toda vez que a diferença entre a pressão de entrada e a pressão de saída superar um valor pré-determinado, em geral 500 a 800 kPa, ocorre a lavagem automática do filtro, que pode ser auxiliada por escovas, dispositivos de sucção etc. Essa retrolavagem também pode ser feita manualmente, através da simples abertura do registro (Esteves et. al. 2012).

Filtros de disco: nestes filtros (Figura 3) a água é forçada a passar entre discos plásticos com ranhuras (Esteves et. al. 2012).



Fonte: Ribeiro et al. (2010).

Figura 3. Filtro de discos de 120 mesh.

Filtros de areia: funcionam retendo impurezas num meio poroso. Normalmente, a água é forçada a passar entre partículas de areia de 0,8 a 1,5 mm. Partículas de areia de 1,5 mm equivalem a 100 a 130 mesh, de 1,20 mm (130 a 140 mesh), de 0,78 mm (140 a 180 mesh), de 0,70 mm (150 a 200 mesh) e 0,47 mm (200 a 250 mesh). As partículas são, em geral, arestadas para reter com mais eficiência filamentos orgânicos. As partículas não têm exatamente o mesmo diâmetro. Por isso, são preparadas de modo que tenham coeficiente de uniformidade 1,2 a 1,5 (o diâmetro do orifício que deixa passar 60% das partículas é 50% maior que o diâmetro que deixa passar 10%). A velocidade da filtração dos filtros de areia é tal que cada metro quadrado de seção transversal do meio poroso filtra, aproximadamente, $50 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. A espessura do leito filtrante é da ordem de 40 a 50 cm. Em geral, emprega-se mais de um tanque para possibilitar a retrolavagem. Neste caso, enquanto um tanque filtra a água, no outro a água passa no sentido inverso para expandir em cerca de 30% a areia, afastando os grânulos um do outro, possibilitando a saída das impurezas retidas. A areia dos filtros é trocada somente após vários anos de funcionamento (5 a 10 anos), bastando apenas completar anualmente, pois alguns grânulos podem escapar juntamente com a água da retrolavagem. Este processo dura de 1 a 4 minutos, dependendo da quantidade de impurezas retidas (Esteves et. al. 2012).

Para escolha do filtro a ser utilizado, é necessário conhecer o teor de sedimentos inorgânicos e orgânicos da água a ser filtrada (Albuquerque; Durães, 2008; Esteves et. al., 2012).

Segundo Cararo & Botrel (2007), a filtração é absolutamente essencial e previne o entupimento imediato por partículas relativamente grandes e com formas irregulares, ao passo que a modificação interna dos emissores e o pré-tratamento com oxidantes e floculantes reduz a possibilidade de ocorrência do entupimento.

2.6.1.2 Aumento da pressão de serviço

Mudanças na magnitude da pressão de serviço podem interferir no processo de entupimento de gotejadores devido à alteração no regime de escoamento, acarretando impactos na deposição de sedimentos e formação de biofilme (Batista, 2007).

O entupimento dos gotejadores pode acarretar mudanças nos valores da pressão de serviço em todo o sistema de irrigação por gotejamento. Faria et al. (2002) avaliaram o efeito da elevação da pressão de serviço na rede hidráulica de um sistema de irrigação por gotejamento, quando ocorre redução na vazão por entupimento de gotejadores. Os resultados evidenciaram que a redução na vazão dos gotejadores proporcionou aumento considerável na pressão da tubulação de distribuição de água, particularmente na condição de 50% de entupimento; 80% do comprimento da malha hidráulica apresentou pressão superior à da classe de pressão da tubulação.

No trabalho conduzido por Batista (2007) com água residuária de suinocultura verificou-se que o aumento na pressão de serviço diminuiu o nível de entupimento nas unidades gotejadoras dotadas do gotejador não autocompensante com vazão nominal de $2,0 \text{ L h}^{-1}$, em função do aumento na velocidade do escoamento de efluente no interior do emissor com comprimento de labirinto de 327 mm. Os referidos autores notaram também que os sistemas de irrigação por gotejamento operando nas pressões de serviço 75 e 145 kPa apresentaram maiores níveis de entupimento em relação às aquelas com as pressões de serviço 145 e 285 kPa.

Silva (2012) trabalhando com sistema de irrigação por gotejamento, operando com água residuária do processamento da castanha de caju, submetida as pressões de serviço de 70, 140, 210 e 280 kPa; verificou que após 160 h de operação dos sistemas de irrigação que as pressões de serviço de 140, 210 e 280 kPa minimizaram a formação de biofilme no interior de gotejadores autocompensantes e não autocompensantes.

2.6.2 Métodos químicos

2.6.2.1 Cloração

A cloração é o processo de tratamento de água, que consiste na aplicação de cloro em água de abastecimento público ou despejos, para desinfecção. Os derivados clorados são comumente empregados na minimização do entupimento de gotejadores (Airoidi, 2007).

O cloro é o desinfetante mais utilizado no Brasil e no mundo, tanto para desinfecção de água de abastecimento quanto de esgotos, sendo sua ampla utilização relacionada aos aspectos técnicos:

facilidade de implementação, tecnologia mundialmente difundida, eficiência de inativação, principalmente bacteriana, assim como quanto ao aspecto econômico, por ser um produto de baixo custo (Souza et. al., 2012)

Batista et al. (2005) verificaram que a aplicação intermitente de 0,4; 1,0; e 1,9 mg L⁻¹ de cloro residual livre minimiza a formação de biofilme nos gotejadores e nas linhas laterais. Dehghanisani et al. (2005) estudaram o efeito da cloração intermitente de 2 mg L⁻¹ de cloro residual livre na prevenção do entupimento de gotejadores por plânctons. Nos sistemas de irrigação sem tratamento químico, a redução de vazão foi de 25, 22, 18, 13, 13 e 12% para os gotejadores com área de orifício de 0,52; 0,23; 1,10; 1,05; 1,26; e 0,80 mm², enquanto nos sistemas de irrigação que receberam cloração a redução máxima de vazão foi de 12% no gotejador com área de orifício de 0,52 mm². Já nos demais tipos de gotejadores a redução de vazão foi inferior a 10%. A cloração com 2 mg L⁻¹ de cloro residual livre foi mais efetiva na minimização do entupimento quando o pH do efluente foi menor que 7,0.

Cararo & Botrel (2007) estudando o uso de cloração e ar comprimido no controle do entupimento de gotejadores ocasionado pela aplicação de água residuária, observaram que o gotejador autocompensante associado à técnica de cloração é a melhor combinação para controle de entupimento de gotejadores aplicando água residuária.

Embora a cloração possa ser eficiente para a prevenção de entupimento, não há consenso entre os pesquisadores em relação à quantidade, a frequência e a melhor forma de aplicação (Airoldi, 2007).

2.6.2.2 Radiação ultravioleta

A possibilidade da formação de substâncias cancerígenas pelos derivados clorados tem incentivado a criação de novas técnicas para a inativação de microrganismos capazes de produzir subprodutos que causem obstrução de gotejadores (Hills et al., 2000; Şahin et al., 2005).

Além da toxicidade provocada pelo lançamento de efluentes clorados às comunidades aquáticas dos corpos hídricos, a partir da década de 1970, o uso do cloro começou a ser questionado pela descoberta da formação dos trihalometanos (THMs) e outros subprodutos potencialmente cancerígenos à saúde humana e indesejáveis ao meio ambiente. Assim, a pesquisa por métodos de desinfecção alternativos ao cloro, dentre eles, a radiação ultravioleta ganhou, desde então, grande impulso na comunidade técnico-científica da área de tratamento de águas e efluentes (Souza et. al., 2012)

A radiação ultravioleta apresenta como principais vantagens: simplicidade operacional, requisito mínimo de área para implementação, custo relativamente baixo (em comparação à cloração de esgotos que deve ser acompanhada de subsequente descloração, o que torna o custo da radiação UV competitivo), pouca exigência de operação e manutenção, eficácia de inativação para grande variedade de microrganismos, ausência do uso de produtos químicos e de geração de subprodutos tóxicos na água ou efluente final, sendo que, as poucas alterações que ocorrem na matéria orgânica pela ação da radiação UV não são prejudiciais à saúde humana nem ao meio ambiente (Souza, et. al., 2012).

Hills et al. (2000) propuseram a utilização de radiação ultravioleta na minimização do entupimento de gotejadores aplicando esgoto doméstico secundário. Constataram que 100 mW s cm^{-2} de radiação ultravioleta proporcionam inativação de bactérias, porém a eficiência do processo depende da remoção significativa dos sólidos suspensos presentes no efluente pelo sistema de filtração. Os autores afirmaram que filtração adequada, removendo partículas maiores que $40 \mu\text{m}$, aumenta a eficiência da radiação ultravioleta na prevenção do entupimento biológico de gotejadores.

2.6.2.3 Ácidos e outros produtos

Segundo Vieira et. al. (2004) para o tratamento de recuperação dos emissores existem produtos que removem o limo aderido às paredes das tubulações e gotejadores deixando, assim, a passagem de água novamente livre. O ácido pode ser usado para abaixar o pH da água e reduzir o potencial de precipitação química. Ácido sulfúrico (H_2SO_4), clorídrico (HCl), fosfórico (H_3PO_4) e nítrico (HNO_3) são usados para este propósito.

Diversos produtos podem ser utilizados neste tratamento de recuperação. O ácido fosfórico que, ao adicionar íons hidrogênio altamente reativos à solução, dissocia os compostos insolúveis, formando compostos solúveis que podem ser removidos do sistema de irrigação. O hipoclorito que, devido ao seu poder oxidante e biocida, pode remover as deposições, por meio da oxidação da matéria orgânica e morte das ferrobactérias. O peróxido de hidrogênio atua como forte oxidante, removendo as partículas aderidas no interior das tubulações e gotejadores (Vieira, et. al., 2004).

Para Teixeira (2006), o cloro, o peróxido de hidrogênio e ácidos, podem ser usados para recuperação de gotejadores obstruídos. O uso de ácidos diminui as obstruções provocadas por precipitados químicos, reduzindo o pH da água, aumentando a solubilidade desses elementos, mantendo-os em solução.

O ácido clorídrico (HCl) 12 N, o ácido sulfúrico (H_2SO_4) 36 N, o ácido nítrico (HNO_3) 16 N, e o ácido fosfórico (H_3PO_4) 45 N são os mais utilizados para esse propósito (Medeiros et al., 2008).

2.6.3 Método biológico

2.6.3.1 Utilização de bactérias heterotróficas

O uso de bactérias pode reduzir ou eliminar completamente a necessidade de aplicações de produtos químicos na prevenção do entupimento de gotejadores, além de propiciar o controle biológico de microrganismos patogênicos que possam causar doenças nas plantas. Şahin et al. (2005) estudaram microrganismos capazes de prevenir o entupimento de gotejadores ocasionado por agentes biológicos. Constataram que duas aplicações de 500 mL de uma solução com as bactérias *Bacillus* spp. e *Burkholdria* spp., no nível populacional de 10^9 UFC mL⁻¹ dentro das linhas laterais do sistema de irrigação por gotejamento, desobstruíram todos os gotejadores com mucilagem bacteriana, e a vazão alcançou os valores máximos duas semanas depois do tratamento.

2.7 Efeitos das aplicações de águas residuárias no desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento

Do ponto de vista ambiental, os sistemas de irrigação por gotejamento são os mais recomendados para a disposição de águas residuárias no semiárido por causa da elevada eficiência de aplicação, do baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo, da minimização dos riscos de escoamento superficial, percolação e acumulação de sais próximo ao sistema radicular e da prevenção de aerossóis (Nakayama; Boman; Pitts, 2006).

A grande desvantagem dos sistemas de irrigação por gotejamento para aplicação de águas residuárias consiste no entupimento dos emissores por biofilme resultante da interação entre os microrganismos e sólidos (Nakayama; Boman; Pitts, 2006).

O entupimento parcial ou total dos emissores proporciona redução da vazão e conseqüentemente diminuição da uniformidade de aplicação pelo sistema de aplicação (Batista et al., 2013a).

Atualmente, não se dispõe de um método seguro para avaliar o risco de entupimento pelo uso de determinada água de irrigação. As características de qualidade da água relatadas por Nakayama, boman & pitts, (2006) foram sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, potencial hidrogeniônico, manganês, ferro, sulfeto de hidrogênio e população bacteriana; Capra e Scicolone (1998) apresentaram as mesmas características, mais o cálcio e o magnésio. Ambos os estudos classificaram os riscos de entupimento dentro de três classes: menor, moderado e severo.

2.8 Modelos empíricos aplicados ao entupimento de gotejadores

2.8.1 Modelos utilizados na avaliação do desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento

Existem inúmeros modelos empíricos que foram desenvolvidos para a aplicação de água limpa via sistemas de irrigação por gotejamento. Entretanto os mesmos são utilizados com frequência quando se trabalha com águas de reuso, visando o aproveitamento máximo das vantagens presentes no sistema de irrigação. O coeficiente de uniformidade de aplicação de água definido por Christiansen (1), considera o desvio médio e o valor médio das vazões dos emissores. O coeficiente de uniformidade de distribuição (2) estabelece a relação entre a média de 25% dos menores valores de vazões observadas com a média de todas as vazões coletadas, enquanto que o coeficiente de variação da vazão dos gotejadores (3), leva em consideração o desvio-padrão das vazões dos gotejadores, e a média das vazões de todos os gotejadores (Bernardo; Soares; Mantovani, 2006; Mantovani; Bernardo; Palaretti, 2009).

$$CUC = 100 \cdot \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - \bar{q}|}{n_e \cdot \bar{q}} \right] \quad (1)$$

$$CUD = 100 \cdot \frac{q_{25\%}}{\bar{q}} \quad (2)$$

$$CVQ = \frac{\sigma_q}{\bar{q}} \quad (3)$$

Em que;

CUC: coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;

q_i - vazão de cada gotejador, h^{-1} ;

\bar{q} - vazão média dos emissores, $L h^{-1}$;

n_e - número de gotejadores;

CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

$q_{25\%}$ - valor médio dos 25% menores valores de vazões dos emissores, $L h^{-1}$;

CVQ - coeficiente de variação da vazão dos gotejadores, %;

σ_q - desvio-padrão das vazões dos gotejadores, $L h^{-1}$.

A uniformidade estatística (4) de aplicação de água (U_s) está relacionada ao coeficiente de variação dos emissores (Mantovani; Mantovani; Bernardo; Palaretti, 2009).

$$U_s = 100 \cdot \left(1 - \frac{S_q}{q} \right) = 100 \cdot (1 - V) \quad (4)$$

Em que;

S_q - desvio-padrão das vazões dos emissores, $L h^{-1}$; e

V - coeficiente de variação de vazão dos emissores, decimal.

Bralts et al. (1987) propuseram, a partir do coeficiente de variação de fluxo do emissor, um coeficiente estatístico de uniformidade (5), o qual inclui o grau de entupimento de emissores. O inconveniente desta metodologia de avaliação de sistemas já instalados reside na dificuldade de mensuração do grau de entupimento parcial do emissor (p). Adicionalmente, os autores não definem o que consideram um emissor parcialmente entupido, o que dificulta a determinação do número de emissores parcialmente entupidos (a). Na comparação experimental do coeficiente proposto, os autores não conseguiram adequar uma metodologia conveniente para a simulação do entupimento parcial de emissores, fazendo-a somente para o entupimento total, por meio do uso de adesivo plástico à saída do orifício dos emissores, de forma uniformemente distribuída ao longo da linha lateral.

$$V_q = \left\{ \frac{n \cdot t + a \cdot (1 - p)^2}{t + a \cdot (1 - p)^2} \sqrt{2 + 1} - 1 \right\}^{\frac{1}{2}} \quad (5)$$

Em que;

V_q - coeficiente de variação de emissores entupidos, decimal;

V - coeficiente de variação de emissores sem entupimento, adimensional;

n - número de emissores avaliados, adimensional;

t - número de emissores sem entupimento, adimensional;

p - grau de entupimento parcial do emissor, adimensional; e

a - número de emissores parcialmente entupidos, adimensional.

2.8.1.1 Avaliação em função do manejo operacional do sistema de irrigação

Batista (2007) desenvolveu modelos onde relacionou o tempo de funcionamento de um sistema de irrigação por gotejamento com Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (6), o

Coefficiente de Uniformidade de Distribuição (7), e o Coeficiente de Variação da Vazão (8) dos gotejadores.

$$CUC = 99,841 + 0,0630 \cdot T - 0,000414 \cdot T^2 \quad (6)$$

$$CUD = 100,214 - 0,129 \cdot T - 0,000833 \cdot T^2 \quad (7)$$

$$CVQ = - 1,379 + 0,174 - 1,4681 \cdot T \quad (8)$$

Em que;

CVQ - coeficiente de variação da vazão dos gotejadores, %;

T - Tempo de operação do sistema de irrigação, h.

O sistema de irrigação operava diariamente por quatro horas, aplicando-se água residuária da suinocultura durante as primeiras duas horas e água de abastecimento no tempo restante, para gotejadores não autocompensantes, com vazão nominal de $1,7 \text{ L h}^{-1}$ (Batista, 2007).

Silva (2012) em estudo semelhante, trabalhando apenas água residuária gerada no processamento da castanha do caju, e utilizando gotejadores não autocompensantes com vazão nominal de $1,65 \text{ L h}^{-1}$, desenvolveu modelos que relacionavam o CUC (9), CUD (10) e CVQ (11), com os fatores de entupimento, pressão de serviço (P) e o tempo de funcionamento (T).

$$CUC = 73,0220 - 0,02257 \cdot T + 0,2309 \cdot P - 0,0005201 \cdot P^2 \quad (9)$$

$$CUD = 79,2489 - 0,2137 \cdot T + 0,2155 \cdot P - 0,0006465 \cdot P^2 + 0,0009540 \cdot T \cdot P \quad (10)$$

$$CVQ = 24,3466 + 0,1591 \cdot T - 0,2390 \cdot P + 0,0006612 \cdot P^2 - 0,0007110 \cdot T \cdot P \quad (11)$$

Em que;

P - Pressão de serviço, kPa;

T - Tempo de operação do sistema de irrigação, h.

2.8.1.2 Avaliação em função da qualidade do efluente

Silva (2012) desenvolveu modelos para as variáveis CUC (12), CUD (13) e CVQ (14), relacionando-os com fatores de entupimento físico, químico, biológico da água residuária do processamento da castanha de caju.

$$\text{CUC} = - 056,2867 + 6,7134 \cdot \text{pH} - 0,009540 \cdot \text{CT} - 0,8524 \cdot \text{Ca}^{2+} - 2,7053 \cdot \text{Mg}^{2+} \quad (12)$$

$$\text{CUD} = 417,1040 - 10,2767 \cdot \text{pH} - 0,007141 \cdot \text{CT} - 1,3361 \cdot \text{Ca}^{2+} - 6,1307 \cdot \text{Mg}^{2+} - 0,1061 \cdot \text{SD} \quad (13)$$

$$\text{CVQ} = - 115,7570 - 1,4681 \cdot \text{pH} + 0,007731 \cdot \text{CT} + 26,8742 \cdot \text{Mn} + 26,6800 \cdot \text{Fe} + 0,2057 \cdot \text{Ca}^{2+} + 4,2977 \cdot \text{Mg}^{2+} + 0,04457 \cdot \text{SD} \quad (14)$$

Em que;

pH - Potencial Hidrogeniônico;

CT - Coliformes Totais, NMP 100 mL⁻¹;

Ca²⁺ - Cálcio, mmol_cL⁻¹;

Mg²⁺ - Magnésio, mmol_cL⁻¹;

Mn - Manganês Total, mg L⁻¹;

Fe - Ferro Total, mg L⁻¹;

SD - Sólidos Dissolvidos, mg L⁻¹.

Costa (2012), em seu trabalho com água residuária de origem doméstica no cultivo de girassol, desenvolveu modelos que apresentaram o comportamento das variáveis CUC (15), CUD (16) e CVQ (17), relacionando o tempo de funcionamento do sistema de irrigação, com distintas proporções do efluente na água de abastecimento.

$$\text{CUC} = 96,7714 - 0,08561 \cdot \text{Pr} + 0,0007904 \cdot \text{Pr}^2 - 0,1364 \cdot \text{T} - 0,003901 \cdot \text{Pr} \cdot \text{T} \quad (15)$$

$$\text{CUD} = 96,6241 - 0,2181 \cdot \text{Pr} + 0,001851 \cdot \text{Pr}^2 - 0,2335 \cdot \text{T} - 0,006795 \cdot \text{Pr} \cdot \text{T} \quad (16)$$

$$\text{CVQ} = - 0,05364 + 0,002259 \cdot \text{Pr} + 0,003938 \cdot \text{T} \quad (17)$$

Em que;

Pr: proporções do efluente na água de abastecimento, 100, 75, 50, 25 e 0% de efluente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e descrição da área experimental

O presente trabalho foi realizado em área experimental no Câmpus Leste da Universidade Federal Rural do Semi - Árido (UFERSA) em Mossoró-RN, sob coordenadas geográficas 5°12'27" de latitude sul e 37°19'21" de longitude oeste.

O município de Mossoró - RN possui altitude de 40,5 m e está localizado somente a 40 km do Atlântico Norte. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSwH, sendo um clima seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, com uma precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 673,9 mm; a temperatura média de 27 °C e umidade relativa do ar média de 68,9 %. (Alvares et al., 2013). A Figura 4 apresenta a imagem capturada por satélite da área experimental.



Fonte: Google Earth Pro (2017).

Figura 4. Imagem capturada por satélite da área experimental.

3.1.1 Caracterização da estação de tratamento de efluentes (ETE)

A água residuária de origem doméstica foi coletada na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), gerenciada pela empresa Imunizadora Oeste Ltda. A sede administrativa da empresa está situada na Rua Juvenal Lamartine, Bairro Centro, Mossoró-RN.

De acordo com Costa (2014), a ETE da Imunizadora Oeste Ltda. compreende as etapas de tratamento preliminar, tratamento secundário e tratamento terciário, conforme a Figura 5.



Fonte: Costa (2014).

Figura 5. Imagem de satélite da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da empresa Imunizadora Oeste Ltda., em Mossoró-RN.

O tratamento preliminar é composto pela grade e desarenador; o tratamento secundário inclui as lagoas anaeróbia e facultativa; e o tratamento terciário compreende as lagoas de maturação. A estação recebe, em média, 60 m^3 de esgoto doméstico por dia, segundo Costa (2014).

3.1.2 Coleta e transporte do efluente utilizado no experimento

A coleta do efluente foi realizada diretamente da lagoa de maturação, utilizando-se caminhão a serviço da empresa, com capacidade para 7 m^3 , que recalrava o efluente com motobomba próprio. Na UFERSA, o efluente foi armazenado em dois reservatórios de Polietileno, um com capacidade armazenadora de 5 m^3 , e outro de 1 m^3 . O reabastecimento do reservatório repetia-se a cada vez que havia perdas de água por evaporação. A Figura 6 apresenta o caminhão de coleta do efluente da lagoa de maturação da ETE e posterior armazenamento nos reservatórios localizados na UFERSA.

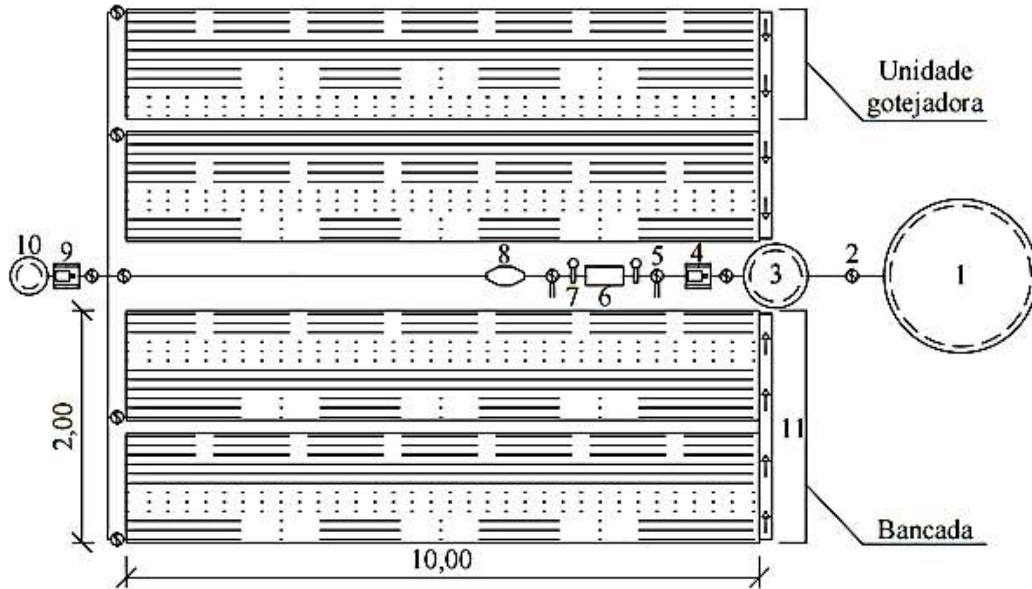


Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 6. Caminhão de coleta do efluente da lagoa de maturação da ETE para posterior armazenamento nos reservatórios localizados na UFERSA.

3.2 Montagem da bancada experimental

Para a realização dos ensaios foram montadas duas bancadas experimentais de constituições e dimensões iguais. Cada estrutura consistia de uma base de madeira, na qual serviram de sustentação para telhas de fibrocimento onduladas.



Croqui da Área Experimental

Legenda	
	Tubo com gotejador G1
	Tubo com gotejador G2
	Tubo com gotejador G3
	Tubo com gotejador G4
	Sentido do escoamento do efluente
1	Reservatório com volume de 5m ³
2	Registro de gaveta
3	Reservatório com volume de 1m ³
4	Motobomba de 1 cv
5	Registro com saída de água
6	Filtro de tela
7	Manômetro de glicerina
8	Hidrômetro
9	Motobomba de 0,5 cv
10	Reservatório com volume de 0,06 m ³
11	Calha para queda d'água

Figura 7. Layout da bancada experimental apresentando o posicionamento das unidades de irrigação por gotejamento, dos reservatórios de efluente e solução catalisadora.

Cada bancada apresentou dois metros de largura por dez metros de comprimento, resultando em área superficial de 20 m², possuindo uma declividade vertical de 2%. Uma caneleira adaptada com tubo PVC de 100 mm de diâmetro foi instalada após o final da extremidade mais baixa da bancada, com sentido direcionado até o reservatório de armazenamento de 1m³, para recirculação do efluente.

No interior de cada bancada experimental foram montadas duas gotejadoras que operaram com água residuária doméstica tratada. A bancada foi composta por um conjunto motobomba de 1 cv, para aplicação da água residuária, conjunto motobomba 0,5 cv, para aplicação da solução enzimática, um filtro de tela com abertura de 130 μm e um hidrômetro com capacidade para 1,5 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$, conforme layout apresentado na Figura 7.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 8. Manômetros instalados a montante e a jusante do sistema de filtração.

Foram instalados dois manômetros analógicos de glicerina, marca GE CI2.5, graduado de 0 a 400 kPa, para visualização e regulagem de pressão antes e após o filtro de tela (Figura 8).

Tabela 4. Gotejadores utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CV_f), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE).

G	F	DA*	Q ¹ * (L h ⁻¹)	k*	x*	A* (mm ²)	L* (mm)	CV _f * (%)	P* (kPa)	EE* (m)
G1	Netafim Super Typhoon	Não	1,60	0,53	0,48	34,0	23	± 7	60 – 100	0,30
G2	Netafim Tiran	Não	2,00	0,69	0,46	70,0	75	± 7	100 – 300	0,40
G3	Netafim Streamline	Não	1,60	0,57	0,45	17,0	13	± 7	65 – 100	0,30
G4	NaanDanJain TalDrip	Não	1,70	0,56	0,46	6,0**	44**	± 5	50 – 300	0,20

Nota: ¹ Vazão nominal dos gotejadores na pressão de serviço de 100 kPa; * Informações obtidas nos catálogos dos fabricantes. PCJ – Este mantém uma vazão uniforme mesmo sob diferentes pressões de entrada, assegurando uma distribuição exata da água e nutrientes, além disto, o emissor possui amplas seções de passagem da água e constante atuação do mecanismo de auto-limpeza, que aumentam a sua resistência ao entupimento. CNJ - Sistema anti-drenante; e ** Informações obtidas com auxílio de um paquímetro digital, tendo precisão de 0,01 mm.

Cada unidade gotejadora apresentava um registro de gaveta, uma linha de derivação de PVC com diâmetro nominal de 32 mm com doze conectores, para inserção de doze linhas laterais de polietileno com dez metros de comprimento, totalizando 24 linhas laterais em cada bancada.

Em cada unidade de irrigação foram ensaiados quatro tipos de gotejadores, sendo suas características obtidas de catálogos técnicos fornecidos pelos fabricantes e medidas com o auxílio de paquímetro, conforme apresentadas na Tabela 4.

Na Figura 9 estão apresentados os quatro tipos de gotejadores utilizados, escolhidos por apresentarem, segundo os fabricantes, resistência ao entupimento e por serem mais comercializados na região de Mossoró/RN.

A



B



C



D



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 9. Imagem dos gotejadores G1(A), G2(B), G3(C) e G4(D) utilizados na aplicação da água residuária doméstica tratada.

No interior das bancadas experimentais foram montadas quatro unidades gotejadoras que operaram com água residuária doméstica tratada. As bancadas foram compostas por um conjunto motobomba de 1 cv, um filtro de tela com abertura de 130 μm e um hidrômetro com capacidade para 1,5 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$.

A Figura 10 mostra a imagem da bancada experimental instalada no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), durante o seu funcionamento.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 10. Imagem das bancadas experimentais operando na UFERSA.

3.3 Condução dos experimentos

O trabalho foi conduzido entre os meses de julho a outubro de 2015, no qual se avaliou o desempenho hidráulico das unidades gotejadoras, bem como a prevenção de obstrução dos gotejadores empregando tratamento à base de catalisador enzimático.

3.3.1 Desempenho hidráulico das unidades gotejadoras

Na realização do experimento as unidades gotejadoras funcionaram, em média, oito horas por dia até completar o tempo de funcionamento de 400 h, para potencializar a formação da bioincrustação nos gotejadores e nas linhas laterais. Neste período, efetuaram-se seis avaliações do desempenho hidráulico das unidades de irrigação operando com efluente de origem doméstica, especificamente nos tempos de operação de 0, 80, 160, 240, 360 e 400 h.

O desempenho hidráulico das unidades gotejadoras foi realizado determinando-se a vazão dos gotejadores, em dezesseis posições equidistantes de todas as linhas laterais. Os dados de vazão foram obtidos coletando-se o volume aplicado pelo emissor, durante um período de três minutos.

Os indicadores de desempenho hidráulico utilizados na detecção dos níveis de obstrução dos gotejadores nas unidades de irrigação foram: Vazão do gotejador (Q), Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), Coeficiente de Variação de Vazão (CVQ), Coeficiente de Uniformidade Estatística (Us), Vazão relativa (QR), Redução da vazão relativa (RQR), representados pelas Equações 18, 19, 20, 21, 22, 23 e 24 respectivamente.

$$Q = \frac{V}{1000 \cdot t} \cdot 60 \quad (18)$$

Em que:

Q - vazão do cada gotejador, L h⁻¹;

V - volume coletado, mL; e

t - tempo de coleta do efluente, min.

$$CUC = 100 \cdot \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - \bar{q}|}{n_e \cdot \bar{q}} \right] \quad (19)$$

Em que:

CUC - Coeficiente de Uniformidade de Christiansen, %;

q_i - vazão de cada gotejador, L h⁻¹;

\bar{q} - vazão média dos gotejadores, L h⁻¹;

n_e - número de gotejadores

$$CUC = 100 \cdot \frac{q_{25\%}}{\bar{q}} \quad (20)$$

Em que:

CUD - Coeficiente de Uniformidade de Distribuição, %;

$q_{25\%}$ - média de 25% do total dos gotejadores com as menores vazões, L h⁻¹; e

\bar{q} - vazão média dos gotejadores, L h⁻¹

$$CVQ = \frac{\sigma_q}{\bar{q}} \quad (21)$$

Em que:

CVQ - Coeficiente de Variação da Vazão dos Gotejadores, %;

σ_q - desvio-padrão das vazões dos gotejadores, L h⁻¹; e

\bar{q} - vazão média dos gotejadores, L h⁻¹

$$U_s = 100 \cdot \left(1 - CVQ \right) \quad (22)$$

Em que:

U_s - Coeficiente de Uniformidade Estatística de aplicação de efluente, %; e

CVQ - Coeficiente de Variação da Vazão dos Gotejadores, %.

$$QR = \frac{q_a}{q_i} \quad (23)$$

Em que:

QR - Vazão relativa, L h⁻¹;

q_a - Vazão atual, L h⁻¹;

q_i - Vazão do fabricante, L h⁻¹;

$$RQR = 100 \cdot \left[\frac{q_i - \bar{q}_a}{q_i} \right] \quad (24)$$

Em que:

RQR – Redução da vazão relativa, %;

q_i - Vazão inicial, L h⁻¹;

\bar{q} - Vazão atual, L h⁻¹;

A pressão de serviço foi mantida no valor de 100 kPa, para obter os valores de vazões nominais nos gotejadores ensaiados. Não houve precipitação pluviométrica no período em estudado.

3.3.1.1 Monitoramento da qualidade da água residuária doméstica tratada

A cada 80 h de operação das unidades gotejadoras, foram retiradas amostras da água residuária doméstica tratada para realização das análises físicas, químicas e microbiológicas, as quais foram analisadas com base *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al., 2012).

Para caracterização físico-química da água residuária doméstica tratada, as amostras foram coletadas do reservatório de efluente, em garrafas plásticas de 0,001 m³, e preservadas em refrigerador à temperatura de 4°C, no Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP). Neste mesmo local foram realizadas as análises de: pH, Condutividade Elétrica (CE) dS m⁻¹, Dureza (Dur) mg L⁻¹, Sólidos Dissolvidos (SD) mg L⁻¹, Sólidos Suspensos (SS) mg L⁻¹, Sódio (Na⁺) mmolc L⁻¹, Potássio (K⁺) mmolc L⁻¹, Cálcio (Ca²⁺) mmolc L⁻¹, Magnésio (Mg²⁺) mmolc L⁻¹, Ferro total (Fe) mg L⁻¹, Manganês total (Mn) mg L⁻¹, Cloreto (Cl) mmolc L⁻¹, Carbonato (CO₃²⁻) mmolc L⁻¹, Bicarbonato (HCO₃⁻) mmolc L⁻¹, Cobre (Cu) mg L⁻¹, Zinco (Zn) mg L⁻¹, Cádmiio (Cd) mg L⁻¹, Níquel (Ni) mg L⁻¹ e Chumbo (Pb) mg L⁻¹. A razão de adsorção de sódio (RAS) foi calculada com os valores de sódio (Na⁺), cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺), onde o RAS foi calculado pela Equação 25:

$$RAS = \frac{Na^+}{\left[\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2} \right]^{0,5}} \quad (25)$$

Em que:

RAS - Razão de adsorção de sódio, (mmol L⁻¹)^{0,5};

Na⁺ - Concentração de Sódio, em mmolc L⁻¹;

Ca^{2+} - Concentração de Cálcio, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$;

Mg^{2+} - Concentração de Magnésio, em $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

Na caracterização microbiológica da água residuária doméstica, outras amostras foram coletadas do reservatório de efluente, em recipientes esterilizados de 60 mL, imediatamente encaminhadas ao Centro de Análises Clínicas e Imunológicas de Mossoró (CACIM), para identificação e quantificação dos níveis populacionais de Coliformes Totais (CT) $\text{UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$, de Coliformes Termotolerantes (CTe) $\text{UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$ e de Bactérias Heterotróficas (Bh) UFC mL^{-1} .

Decorrida as 400 h de operação das unidades gotejadoras, fez-se o corte em três linhas laterais, selecionando-se o último gotejador avaliado de cada linha para retirada de amostras do material que ocasionou a obstrução e, paralelamente, realizou-se o registro fotográfico dos mesmos.

Para verificação dos agentes biológicos ocasionadores da bioincrustação, armazenaram-se diferentes gotejadores, separados conforme o tipo (G1, G2, G3 e G4), em frascos esterilizados de 60mL, sendo posteriormente encaminhados ao Laboratório de Microscopia Eletrônica Varredura (MEV), do Departamento de Ciências Vegetais da UFRSA, onde foram identificados com o auxílio de uma câmera Olympus DP72 acoplada a um microscópio óptico da marca Olympus BX51.

Para análise da composição química, amostras da bioincrustação, separadas conforme o tipo de gotejador, secas em estufa a 105°C , foram armazenadas (Figura 11) em Tubos para Reação em Cadeia da Polimerase (PCR) encaminhados ao Laboratório de Catálise, Ambiente e Materiais (LACAM), do Departamento de Química, na Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), e submetidos a Fluorescência de Difração de Raios -X, com uso de espectrômetro *Shimadzu*, modelo *EDX-7000*.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 11. Tubos para Reação em Cadeia da Polimerase (PCR), com amostras da bioincrustação secas em estufa a 105°C , separadas conforme o tipo de gotejador (G1, G2, G3 e G4).

3.3.1.2 Realização da microscopia eletrônica de varredura (MEV) e por raios X

Para análise de desenvolvimento da bioincrustação, alguns dos gotejadores de cada modelo estudado foram também encaminhados ao Laboratório de Microscopia Eletrônica Varredura (MEV), do Departamento de Ciências Vegetais da UFERSA, onde os agentes foram identificados através de um Microscópio Eletrônico de Varredura, VEGA 3LMU. A realização procedeu-se da seguinte forma:

a) Para o preparo das amostras, os fragmentos de gotejadores com bioincrustação foram inseridos em *stubs* de 12 a 13 mm de diâmetro, como apresentado na Figura 12A;

b) Em seguida, as amostras foram colocadas em um dessecador com sílica gel, durante 24 h. Logo após, realizou-se o banho de carbono das amostras no Evaporador de Carbono CED 020 por 0,5 h (Figura 12B);

c) Finalizado o banho de carbono realizou-se a microanálise de raios X, onde foram obtidas micrografias da bioincrustação (Figura 12C).



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 12. Foto dos materiais utilizados na análise da bioincrustação, destacando o *stub* (A), o evaporador de carbono (B) e o aparelho de microanálise de raios X (C).

3.3.2 Prevenção de obstrução dos gotejadores empregando tratamento biológico

3.3.2.1 Caracterização do produto aplicado nas unidades gotejadoras

Para prevenção de obstrução dos gotejadores, foi utilizado com auxílio de uma proveta, o Byosol Swift (Figura13), linha FA (Fossa Séptica), produto comercializado pela empresa Ergon Equipamentos Industriais LTDA, base das enzimas amilase, protease, lipase, pectinase e celulase, que catalisam as reações de biodegradação das substâncias orgânicas, promovendo a quebra (desdobra) das moléculas orgânicas, transformando-as em frações menores originando matéria orgânica decomposta. De acordo com o fabricante, é indicado para o tratamento de águas que tem suas características naturais alteradas por dejetos humanos ou animais, com altas cargas de matéria

orgânica e mineral, em solução e em suspensão, assim como elevados níveis populacionais de bactérias e outros organismos patogênicos e não patogênicos.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 13. Imagem do produto utilizado na prevenção da obstrução dos gotejadores, Byosol Swift, ao lado a proveta utilizada para quantificação do volume.

3.3.2.2 Descrição técnica da prevenção de obstrução de gotejadores empregando o tratamento biológico

O Byosol Swift foi aplicado a cada 80h de operação das quatro unidades gotejadoras por gotejamento com água residuária doméstica tratada. Para isso, foi realizada uma adaptação na bancada experimental inserindo um sistema de injeção de solução, composto por um conjunto motobomba de 0,5 cv e um depósito plástico com capacidade de 0,060m³, para armazenar a solução com bactérias, Figura 14.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017).

Figura 14. Sistema de injeção de solução utilizado, composto por um conjunto motobomba de 0,5 cv e um depósito plástico com capacidade de 0,060m³.

Foram realizadas ao todo cinco aplicações, sendo a primeira, feita após 80h de funcionamento do sistema, a segunda após 160h, a terceira após 240h, a quarta após 320h e a quinta após 400h. Os tratamentos consistiam na dose do produto, medido com o auxílio de uma proveta, e misturado em 0,050m³ de água de abastecimento público. Após a inserção de ambos dentro do depósito plástico, a calda foi homogeneizada com auxílio de uma barra de vidro. Estas dosagens estavam dentro de uma margem que obedecia às recomendações do fabricante. Com isso os tratamentos ficaram assim divididos:

- a) Tratamento 1 (T1): unidade gotejadora sem aplicação do Byosol Swift.
- b) Tratamento 2 (T2): 100ml de Byosol Swift em 0,050m³ de água de abastecimento público
- c) Tratamento 3 (T3): 200ml de Byosol Swift em 0,050m³ de água de abastecimento público
- d) Tratamento 4 (T4): 300ml de Byosol Swift em 0,050m³ de água de abastecimento público

À medida que uma unidade gotejadora recebia a dosagem do produto, as outras três tinham seus registros de gavetas fechados, para não receberem outras dosagens. Após cada aplicação do produto, deixava-se o sistema inativo por 48h para possibilitar a ação adequada das enzimas. Ocorrido isto, imediatamente as unidades gotejadoras foram submetidas a avaliação do desempenho hidráulico determinando-se a vazão do sistema (Q), Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), Coeficiente de Variação da Vazão dos Gotejadores (CVQ), e o Coeficiente de Uniformidade Estatística de aplicação de efluente (Us).

3.3.3 Fluxograma de avaliação

A Figura 15 apresenta o fluxograma da sequência de avaliações das atividades realizadas durante as 400h de funcionamento do sistema de irrigação, as avaliações foram feitas no tempo 0 e depois a cada 80h.

3.3.4 Análise do desempenho do filtro de tela

Após as 400h de funcionamento do sistema de irrigação, foi realizada a análise do desempenho do filtro de tela. Para isso, foi monitorada a pressão nos dois manômetros: o localizado a montante, e o outro a jusante do filtro. A leitura partiu do tempo 0 (zero) e foi feita a cada 30 minutos, até completar o tempo total de 240 minutos. Amostras da água residuária foram retiradas

antes e após o filtro para análise dos valores de Sólidos Suspensos (SS), Turbidez e Condutividade Elétrica (CE).

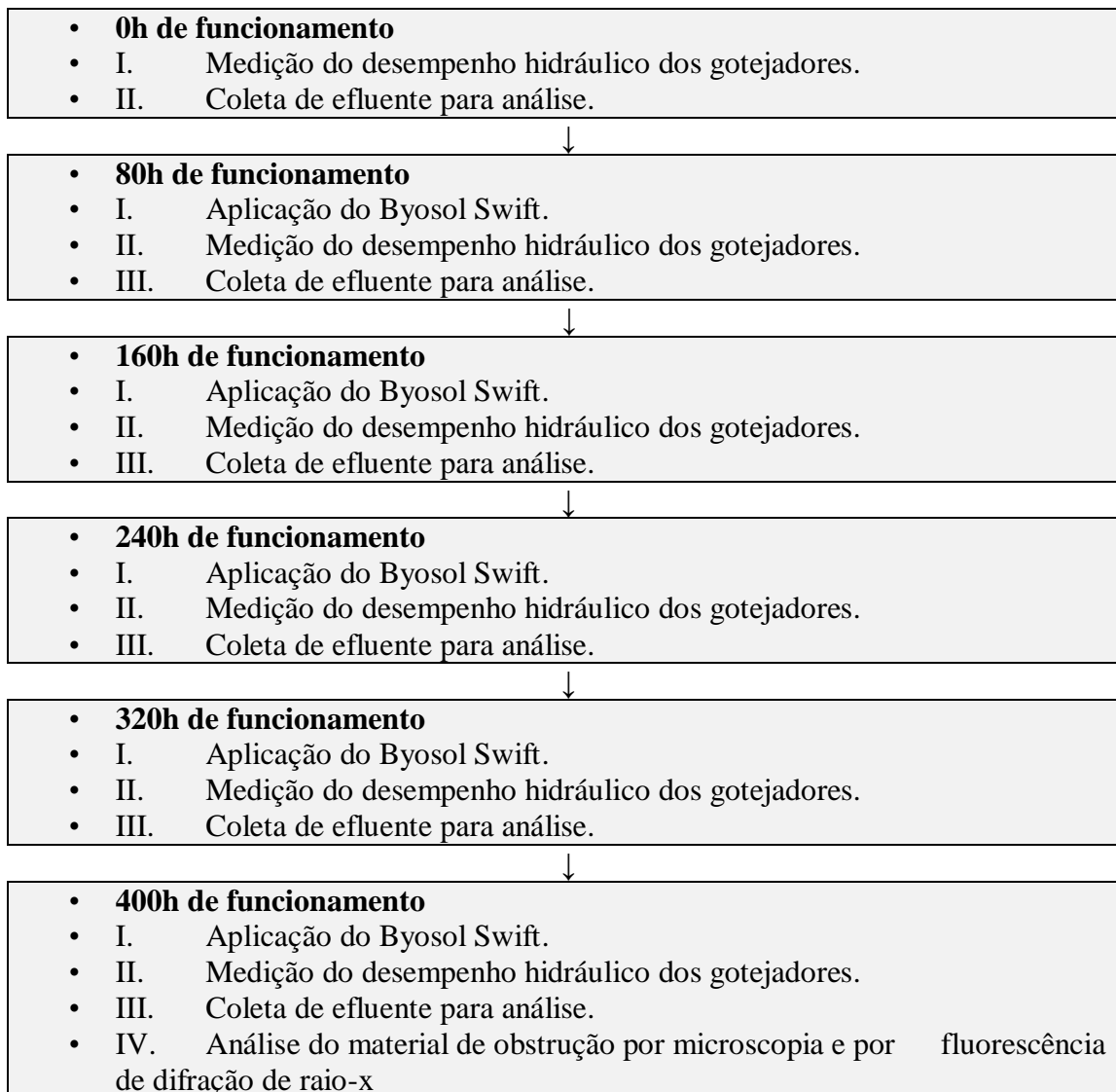


Figura 15. Fluxograma da sequência de avaliações das atividades realizadas na execução dos trabalhos.

3.3.5 Experimentação e análise estatística

O experimento foi montado em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas os tratamentos T1, T2, T3 e T4, nas subparcelas os tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e nas subsubparcelas os períodos das avaliações (0, 80, 160, 240, 360 e 400 h).

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) empregando-se o teste F a 5% de probabilidade. As médias foram comparadas empregando-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os modelos de regressão simples e múltipla foram escolhidos com base na

significância dos coeficientes de regressão, aplicando-se o teste t num nível de até 10%, no coeficiente de determinação ($\geq 60\%$) e no processo em estudo.

Para verificar a correlação entre as variáveis do desempenho hidráulico e as características físico-químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada, empregou-se o teste de correlação de Pearson a 10% de probabilidade, conforme proposto por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009), conforme a Equação 26.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n \left[X_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n X_i \right) \right] \left[Y_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n Y_i \right) \right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n \left(X_i - \bar{X} \right)^2 \cdot \sum_{i=1}^n \left(Y_i - \bar{Y} \right)^2}} \quad (26)$$

Em que:

x_1, x_2, \dots, x_n e y_1, y_2, \dots, y_n - valores medidos das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada;

\bar{X} e \bar{Y} - médias aritméticas das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada

A intensidade da correlação de Pearson foi interpretada como: perfeita positiva ($r=1$), forte positiva ($0,8 \leq r < 1$), moderada positiva ($0,5 \leq r < 0,8$), fraca positiva ($0,1 \leq r < 0,5$), ínfima positiva ($0 < r < 0,1$), nula ($= 0$), ínfima negativa ($-0,1 < r < 0$), fraca negativa ($-0,5 < r \leq -0,1$), moderada negativa ($-0,8 < r \leq -0,5$), forte negativa ($-1 < r \leq -0,8$), perfeita negativa ($r= -1$), conforme proposto por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Nas análises estatísticas dos dados utilizou-se o programa computacional Sistema para Análises Estatísticas Versão 9.1 (SAEG, 2007; Ribeiro Júnior; Melo, 2008).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise da qualidade da água residuária doméstica tratada (ARDT)

As características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT) estão apresentadas na Tabela 5, enquanto, que a Tabela 6 apresenta os resultados da estatística descritiva dessas características.

O valor médio do potencial hidrogeniônico (pH) da ARDT situou-se dentro da faixa de 5 a 9, estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), que delimita os padrões para lançamento de águas residuárias domésticas e sanitárias tratadas nos corpos hídricos nacionais. No entanto, o risco de obstrução de gotejadores foi considerado como severo, pois o valor médio do pH no efluente foi superior ao limite de 7,5 estabelecido por Nakayama et al. (2006).

A condutividade elétrica (CE) média no efluente apresentou valor superior ao limite de 3,0 dS m⁻¹ para reuso de água em cultivos agrícolas (CEARÁ, 2002), apresentando, também, risco severo de obstrução de gotejadores, sendo superior ao limite de 3,1 dS m⁻¹ (Capra & Scicolone, 1998).

As concentrações de sólidos suspensos (SS) variaram de 440 a 680 mg L⁻¹ tendo o valor médio de 563,33 mg L⁻¹. Houve um aumento da concentração de SS na medida em que se aumentava o tempo de funcionamento do sistema operando com efluente, observando-se ainda que os valores de SS foram superiores ao limite de 400 mg L⁻¹ estabelecido por Nakayama, et al. (2006), e Capra & Scicolone (1998), que classificaram o risco de entupimento de gotejadores como severo.

O valor médio de sólidos dissolvidos (SD) na ARDT foi superior ao limite de 2000 mg L⁻¹ indicado por Nakayama et al. (2006) sendo o risco de obstrução de gotejadores classificado como severo.

Com relação ao sódio (Na⁺) as concentrações oscilaram entre 30,21 e 37,96 mmol_c L⁻¹, sendo o valor médio de 32,26 mmol_c L⁻¹. Sabe-se que a água residuária analisada recebe também soluções aquosas como desinfetantes e agentes alvejantes, exercendo assim grande influência nos valores deste elemento.

Nos critérios para avaliação do potencial de entupimento de gotejadores por fontes de água que abastecem sistemas de irrigação localizada, Nakayama et al. (2006) e Capra & Scicolone (1998) não estabeleceram um valor que pudesse estimar o risco de entupimento com relação ao Na⁺. Entretanto, sabe-se que este elemento é essencial para algumas plantas com mecanismo de fotossíntese em C₄. As plantas cultivadas são divididas em natrofilicas e natrofóbicas, conforme são ou não, beneficiadas pela presença do elemento. Nas plantas natrofilicas o Na⁺ substitui parcialmente

o K⁺, resultando em maior resistência à seca, crescimento mais rápido quando a planta é jovem e maior acumulação de glúcidos de reserva (Paterniani & Pinto, 2001).

Com relação ao Magnésio (Mg²⁺), os valores oscilaram entre 0,60 e 3,30 mmol_c L⁻¹, sendo o valor médio de 1,80 mmol_c L⁻¹. Segundo Capra & Scicolone (1998), até as 240h de funcionamento do sistema de irrigação com efluente, o risco de entupimento de gotejadores pode ser classificado como menor, passando a moderado já a partir das 320h.

Tabela 5. Características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT), ao longo do tempo de operação das unidades gotejadoras.

Características	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
pH	8,63	8,49	8,90	8,27	8,67	8,75
CE	3,87	4,15	4,84	4,57	4,94	5,02
SS	440	460	600	540	660	680
SD	2225	2504	3204	2972	3172	3772
Na ⁺	32,26	31,19	30,29	31,66	30,21	37,96
Ca ²⁺	1,62	2,30	1,70	1,30	1,30	1,50
Mg ²⁺	1,40	1,20	0,60	1,30	3,00	3,30
K ⁺	4,22	4,02	4,28	3,93	3,40	4,46
Cl ⁻	32,3	37,4	27,6	32,6	24	24,2
HCO ₃ ⁻	4,7	4,5	3,8	5,5	6,8	7,4
Dur	151	175	115	130	215	240
RAS	26,25	23,58	28,24	27,77	20,60	24,50
Cu	0,057	0,044	0,019	0,059	0,066	0,047
Mn	0,070	0,056	0,048	0,041	0,057	0,044
Fe	0,259	0,161	0,214	0,198	0,305	0,342
Zn	0,0319	0,0114	0,000	0,0016	0,0239	0,0092
Cd	0,009	0,009	0,000	0,002	0,008	0,002
Ni	0,062	0,060	0,014	0,042	0,077	0,017
Pb	0,080	0,020	0,020	0,020	0,080	0,020
CT	2,6x10 ³	1,2x10 ³	1,0x10 ³	6,0x10 ²	2,0x10 ²	2,0x10 ²
Cte	8,0x10 ²	3,5x10 ²	2,5x10 ²	1,0x10 ²	3,0x10 ¹	3,0x10 ¹
Bh	5,0x10 ²	2,0x10 ²	4,0x10 ²	2,0x10 ²	4,0x10 ²	4,0x10 ²

Nota: pH - Potencial hidrogeniônico; CE - Condutividade elétrica, dS m⁻¹; SS - Sólidos suspensos, mg L⁻¹; SD - Sólidos dissolvidos, mg L⁻¹; Na⁺ - Sódio, mmol_c L⁻¹; Ca²⁺ - Cálcio, mmol_c L⁻¹; Mg²⁺ - Magnésio, mmol_c L⁻¹; K⁺ - Potássio, mmol_c L⁻¹; Cl⁻ - Cloreto, mmol_c L⁻¹; CO₃²⁻, Carbonato, mmol_c L⁻¹; HCO₃⁻ - Bicarbonato, mmol_c L⁻¹; Dur - Dureza, mg L⁻¹; RAS - Razão de Adsorção de Sódio, (mmol_c L⁻¹)^{0,5}; Cu - Cobre, mg L⁻¹; Mn - Manganês, mg L⁻¹; Fe - Ferro, mg L⁻¹; Zn - Zinco, mg L⁻¹; Cd - Cádmio, mg L⁻¹; Ni - Níquel, mg L⁻¹; Pb - Chumbo, mg L⁻¹; CT - Coliformes Totais, UFC 100 mL⁻¹; CTe - Coliformes Termotolerantes, UFC 100 mL⁻¹; Bh - Bactérias heterotróficas, UFC mL⁻¹; e UFC - Unidades Formadoras de Colônias.

O teor médio de cálcio (Ca²⁺) no efluente foi equivalente a 1,62 mmol_c L⁻¹, onde de acordo com Capra & Scicolone (1998), o risco de obstrução de gotejadores é classificado como baixo, sendo a concentração de Ca²⁺ na ARDT inferior a 12,5 mmol_c L⁻¹.

O teor médio de potássio (K^+) na ARDT encontra-se fora do intervalo de 0 a 2 $mmol_c L^{-1}$, recomendado por Almeida (2010), adequado para o uso de água nas atividades da irrigação de cultivos agrícolas. Resultado acima do recomendado, também, foi obtido por Santos et al. (2006) em água residuária terciária, encontrando teor médio de K^+ de 3,21 $mmol_c L^{-1}$.

A concentração média de Cloreto (Cl^-) foi de 29,68 $mmol_c L^{-1}$. Os valores oscilaram entre 24,0 e 37,4 $mmol_c L^{-1}$. A concentração média do cloreto (Cl^-) foi maior que 3,0 $mmol_c L^{-1}$ representando risco de toxicidade aos cultivos agrícolas, conforme sugerido por Ayers & Westcot (1999). A toxicidade do cloreto aos cultivos agrícola está associada à não retenção e adsorção pelas partículas do solo, facilitando o seu deslocamento com água do solo, porém é absorvido pelas raízes e translocado às folhas, onde se acumula pela transpiração; e se sua concentração excede a tolerância da planta, produzem-se danos como necroses e queimaduras nas folhas (Ayers & Westcot, 1999).

O Bicarbonato de cálcio (HCO_3^-) apresentou valores de no máximo 7,40 $mmol_c L^{-1}$, tendo o valor médio de 5,45 $mmol_c L^{-1}$. Enfatiza-se que os principais precipitados responsáveis pelo potencial risco de entupimento de sistemas de irrigação por gotejamentos em regiões áridas e semiáridas são os cloretos, nitrato de cálcio, sulfato de cálcio, hidróxido de manganês, fosfato de ferro, carbonato de cálcio e bicarbonato (Mesquita, 2016).

Para o grau de dureza, a ARDT foi classificada como sendo muito duras, visto que o valor médio de dureza foi superior ao limite de 54 $mg L^{-1}$, recomendado por Almeida (2010). O grau de dureza (Dur) se refere ao conteúdo de cálcio presente nas águas; em geral águas muito dura são pouco recomendáveis em solos pesados e compactos (Almeida, 2010).

Com relação à razão de adsorção de sódio (RAS), os valores oscilaram entre 20,60 e 28,24 ($mmol_c L^{-1}$)^{0,5}, sendo o valor médio de 25,16 ($mmol_c L^{-1}$)^{0,5}. A razão de adsorção de sódio indica a porcentagem de sódio contido na água que pode ser adsorvido pelo solo. A análise do risco de adsorção de sódio é de grande importância uma vez que concentrações excessivas de sódio podem causar o endurecimento e impermeabilização do solo. Como o perigo de sodificação depende ao mesmo tempo da concentração relativa do sódio em relação aos outros cátions e da concentração total de sais presentes na água, não se pode estabelecer valores críticos da RAS de forma independente. Em termos práticos, o valor da RAS da água de irrigação aumenta no solo em consequência do aumento da concentração total de sais e da possível precipitação dos teores de cálcio e magnésio, à medida que diminui o conteúdo de umidade a ser extraído pelas plantas e perdido por evaporação superficial (Prado, et al. 2004).

O valor médio do cobre (Cu) foi menor que 0,20 $mg L^{-1}$, não sendo tóxico para plantas em soluções nutritivas (Ayers; Westcot, 1999). Segundo a Resolução CONAMA n° 430/11 (BRASIL,

2011), o valor médio de cobre é inferior ao limite de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para lançamento de esgoto doméstico tratado em corpos de água receptores.

É válido ressaltar que as análises de RAS não são suficientes para definir a utilização das águas para irrigação. Outros parâmetros devem ser levados em consideração, tais como porosidade e permeabilidade dos solos, tipos de cultivo, variação de temperatura, pluviosidade (Prado, et al. 2004).

A concentração média do manganês (Mn) no efluente utilizado foi inferior ao limite de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para o lançamento de águas residuárias em corpo hídrico receptor (BRASIL, 2011). Segundo Ayers & Westcot (1999), o Mn não representa riscos de toxicidade para cultivos agrícolas obtidos em solos ácidos, pois sua concentração média foi inferior ao valor limite de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$.

O teor médio de ferro (Fe) presente no efluente se encontrou dentro da faixa de $0,2$ a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$, estabelecida por Nakayama et al. (2006) que classifica o risco de obstrução de gotejadores como moderado. Fato similar foi relatado por Liu & Huang (2009) que determinaram teor médio de Fe igual a $0,23 \text{ mg L}^{-1}$, em estudo com água residuária sanitária tratada. O teor médio de Fe na ARDT atende aos padrões de lançamento de água residuária doméstica e sanitária tratada nos corpos hídricos brasileiros, onde o limite máximo é de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2011).

O Zinco (Zn) apresentou valores de no máximo $0,03 \text{ mg L}^{-1}$, tendo o valor médio de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$. É importante ressaltar que o Zn é um elemento grandemente distribuído que aparece em pequenas concentrações, mas adequadas, na maioria dos solos e plantas. As concentrações de Zn são adsorvidas em locais de troca de cátion de argilas de sílica, e o Zn pode ser encontrado dentro de estruturas de argila através da substituição isomórfica em locais octaédricos (Obrador; Novillo; Alvarez, 2003).

Para o Cádmiio (Cd), os valores foram de no máximo $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, tendo o valor médio de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, inferior ao limite de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido pela da Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011).

Para o Níquel (Ni), os valores oscilaram entre $0,01$ e $0,08 \text{ mg L}^{-1}$, com valor médio de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, inferior ao limite $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ da Resolução CONAMA no 430/11 (BRASIL, 2011).

Para o Chumbo (Pb), os valores oscilaram entre $0,02$ e $0,08 \text{ mg L}^{-1}$, tendo o valor médio de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$. Este valor médio, foi inferior ao limite de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido por Ayers & Westcot (1999) para irrigação de cultivos agrícolas, pois em altas concentrações pode inibir o crescimento celular.

Os níveis populacionais de coliformes totais (CT) oscilaram de 200 a $2600 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$, apresentando o valor médio foi de $966,67 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$. O risco biológico de obstrução dos

gotejadores é classificado como baixo conforme as recomendações propostas por Nakayama, et al. (2006). Os coliformes totais (CT) são os indicadores de contaminação da água representados por bacilos gram-negativos, sendo que a maioria das bactérias desse grupo pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* (Brito et al., 2005). Segundo Nakayama et al. (2006), os gêneros de bactérias *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Vibro*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus* propiciam severos problemas de obstruções de gotejadores e muitos destes encontram-se dentro do grupo CT.

Tabela 6. Valor máximo (MAX), valor mínimo (MIN), média (M), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das características físicas, químicas e microbiológicas da água residuária doméstica tratada (ARDT).

Características	MAX	MIN	M	DP	CV(%)
pH	8,90	8,27	8,62	0,22	2,53
CE	5,02	3,87	4,57	0,46	10,17
SS	680,00	440,00	563,33	100,73	17,88
SD	3772,00	2225,00	2974,83	549,69	18,48
Na ⁺	37,96	30,21	32,26	2,90	8,99
Ca ²⁺	2,30	1,30	1,62	0,37	22,90
Mg ²⁺	3,30	0,60	1,80	1,09	60,35
K ⁺	4,46	3,40	4,05	0,37	9,15
Cl ⁻	37,40	24,00	29,68	5,32	17,93
HCO ₃ ⁻	7,40	3,80	5,45	1,40	25,71
Dur	240,00	115,00	171,00	48,85	28,57
RAS	28,24	20,60	25,16	2,87	11,41
Cu	0,07	0,02	0,05	0,02	34,15
Mn	0,07	0,04	0,05	0,01	20,15
Fe	0,34	0,16	0,25	0,07	27,76
Zn	0,03	0,00	0,01	0,01	96,81
Cd	0,01	0,00	0,01	0,00	81,98
Ni	0,08	0,01	0,05	0,03	56,60
Pb	0,08	0,02	0,04	0,03	77,46
CT	2600,00	200,00	966,67	898,15	92,91
Cte	800,00	30,00	260,00	293,67	112,95
Bh	500,00	200,00	350,00	122,47	34,99

Nota: pH - Potencial hidrogeniônico; CE - Condutividade elétrica, dS m⁻¹; SS - Sólidos suspensos, mg L⁻¹; SD - Sólidos dissolvidos, mg L⁻¹; Na⁺ - Sódio, mmol_c L⁻¹; Ca²⁺ - Cálcio, mmol_c L⁻¹; Mg²⁺ - Magnésio, mmol_c L⁻¹; K⁺ - Potássio, mmol_c L⁻¹; Cl⁻ - Cloreto, mmol_c L⁻¹; CO₃²⁻, Carbonato, mmol_c L⁻¹; HCO₃⁻, Bicarbonato, mmol_c L⁻¹; Dur - Dureza, mg L⁻¹; RAS - Razão de Adsorção de Sódio, (mmol_c L⁻¹)^{0,5}; Cu - Cobre, mg L⁻¹; Mn - Manganês, mg L⁻¹; Fe - Ferro, mg L⁻¹; Zn - Zinco, mg L⁻¹; Cd - Cádmiio, mg L⁻¹; Ni - Níquel, mg L⁻¹; Pb - Chumbo, mg L⁻¹; CT - Coliformes Totais, UFC 100 mL⁻¹; CTe - Coliformes Termotolerantes, UFC 100 mL⁻¹; Bh - Bactérias heterotróficas, UFC mL⁻¹; e UFC - Unidades Formadoras de Colônias.

Analisando as diretrizes de reuso da água na agricultura determinadas pela Portaria nº 154 do Estado do Ceará (CEARÁ, 2002), o nível populacional médio de coliformes termotolerantes (CTe) presentes no efluente foi inferior à 5000 UFC mL⁻¹, podendo ser utilizado na fertirrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus.

As bactérias heterotróficas (Bh) são responsáveis pela formação de biofilmes nas redes de distribuição de água que, por sua vez, fornecem proteção para microrganismos patogênicos contra a inativação por agentes desinfetantes, levando à contaminação das águas de abastecimento no sistema de distribuição por meio da fixação e da multiplicação dos microrganismos nas paredes internas dos condutos (Brito et al., 2005). Os níveis populacionais médios de Bh foi de 350 UFC mL⁻¹, superior aos critérios estabelecidos na Resolução da Diretora Colegiada (RDC) nº 154/2004 (BRASIL, 2004), os quais estabelecem que a contagem de bactérias heterotróficas deve ser menor que 200 UFC mL⁻¹ no Brasil.

4.2 Desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com água residuária doméstica tratada

4.2.1 Análises de variância das variáveis RQR, QR, Us, CVQ, CUD, CUC e Q

Na Tabela 7, encontra-se o resumo das análises de variância obtidas das variáveis RQR, QR, Us, CVQ, CUD, CUC e Q, das unidades gotejadoras. Que operaram com água residuária doméstica tratada, durante 400 h, submetida a tratamento biológico com o produto Byosol Swift.

Verificou-se, nas variáveis RQR, QR, Us, CVQ, CUC e Q, que a interação das dosagens do produto aplicado, com os tipos de gotejadores, ao longo do tempo de aplicação (interação TRAT x G x T) foram significativas a 1% de probabilidade. Os valores do coeficiente de variação das mesmas variáveis na subsubparcela foram de aproximadamente 21, 9, 15, 28, 11 e 9%, respectivamente.

Para a variável CUD, a interação TRAT x G x T foi significativa a 5% de probabilidade. O valor do coeficiente de variação da mesma variável na subsubparcela foi de aproximadamente 23%. A determinação do coeficiente de variação é importante, pois permite comparar a variação de conjuntos de observações que diferem na média ou são medidos em grandezas diferentes. Em vista dos resultados das análises de variância, procedeu-se ao desdobramento da interação TRAT x G x T.

Tabela 7. Resumo das análises de variância obtidas das variáveis RQR, QR, Us, CVQ, CUD, CUC e Q das unidades gotejadoras e no esquema de parcelas subdivididas.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio						
		RQR	QR	Us	CVQ	CUD	CUC	Q
Tratamentos (TRAT)	3	518,85**	0,0034 ^{ns}	2454,77**	2454,77**	2335,47**	1454,22**	0,0092 ^{ns}
Resíduo (a)	6	48,68	0,0046	154,62	154,62**	421,90**	106,53	0,02
Tipos de gotejadores (G)	3	1089,98**	0,09**	302,24**	302,24**	334,94 ^{ns}	231,01**	0,46**
TRAT x G	9	175,92**	0,01**	153,27*	153,27*	295,97 ^{ns}	110,75*	0,04**
Resíduo (b)	24	41,55	0,0033	69,74	69,74	154,98	45,78	0,01
Tempo de funcionamento (T)	5	21765,38**	1,90**	26423,46**	26423,46*	37807,45**	15570,24*	5,65**
T RAT x T	15	310,19**	0,03**	680,28**	680,28**	1112,67**	421,93**	0,07**
G x T	15	191,95**	0,02**	198,04*	198,04*	449,55**	136,19*	0,11**
TRAT x G x T	45	85,05**	0,0070**	200,35**	200,35**	273,86*	149,11**	0,02**
Resíduo (c)	162	43,92	0,0037	92,83	92,83	181,77	67,37	0,01
CV (%) parcela		22,36	9,55	18,88	36,43	34,86	13,91	11,69
CV (%) subparcela		20,65	8,09	12,68	24,47	21,13	9,12	0,26
CV (%) subsubparcela		21,23	8,58	14,63	28,23	22,88	11,07	8,63

*F significativo a 5% de probabilidade; **F significativo a 1% de probabilidade; ^{ns} Não significativo; RQR – redução da vazão relativa; QR – vazão relativa; Us – Uniformidade estatística; CVQ – coeficiente de variação da vazão; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição; CUC – coeficiente de uniformidade de Christiansen; Q – vazão; CV – coeficiente de variação; GL – Grau de liberdade.

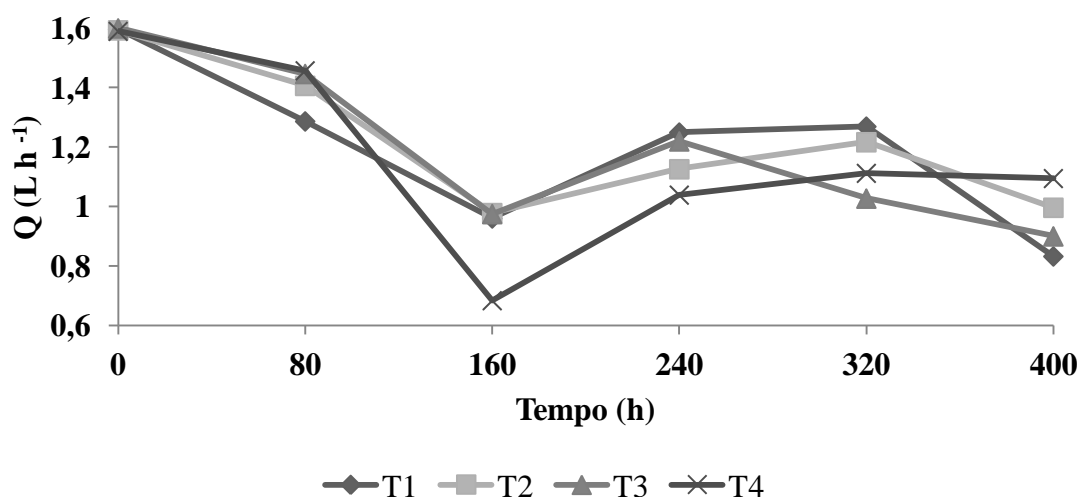
4.2.2 Desempenho da vazão (Q) e do coeficiente de variação da vazão (CVQ)

Nas Figuras 16A e 16B, estão apresentados os gráficos da Q, e CVQ ao longo do período de operação respectivamente, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G1.

Nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades de irrigação, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos gotejadores G1 apresentaram para Q, valores de 1,60 e 0,83 L h⁻¹; 1,59 e 0,99 L h⁻¹; 1,60 e 0,90 L h⁻¹; e 1,59 e 1,09 respectivamente (Figura 16A).

Para o CVQ (Figura 16B), avaliando os emissores G1, nos tempo inicial e com 400h de funcionamento, os valores obtidos foram de 1,90 e 39,53%; 3,21 e 29,29%; 2,64 e 38,69%; e 3,64 e 27,19% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

A



B

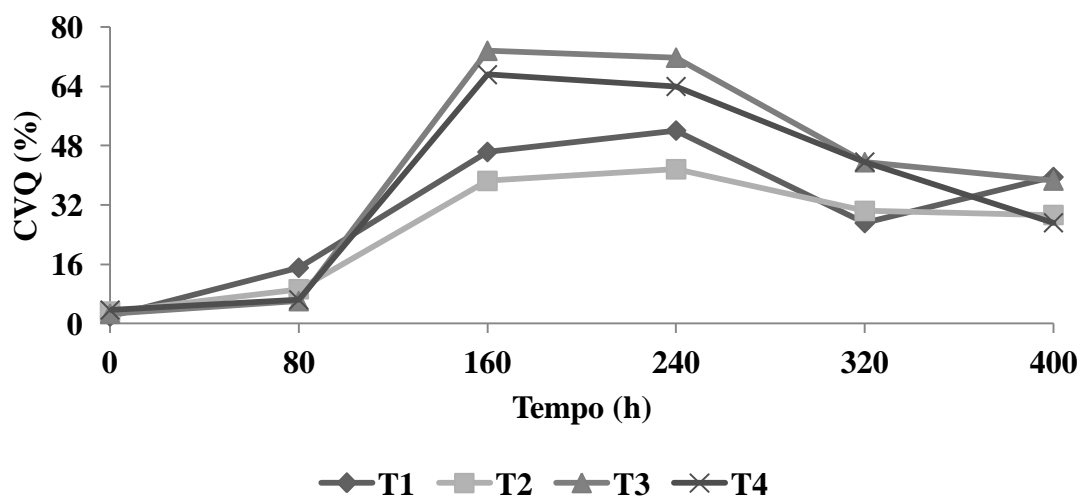


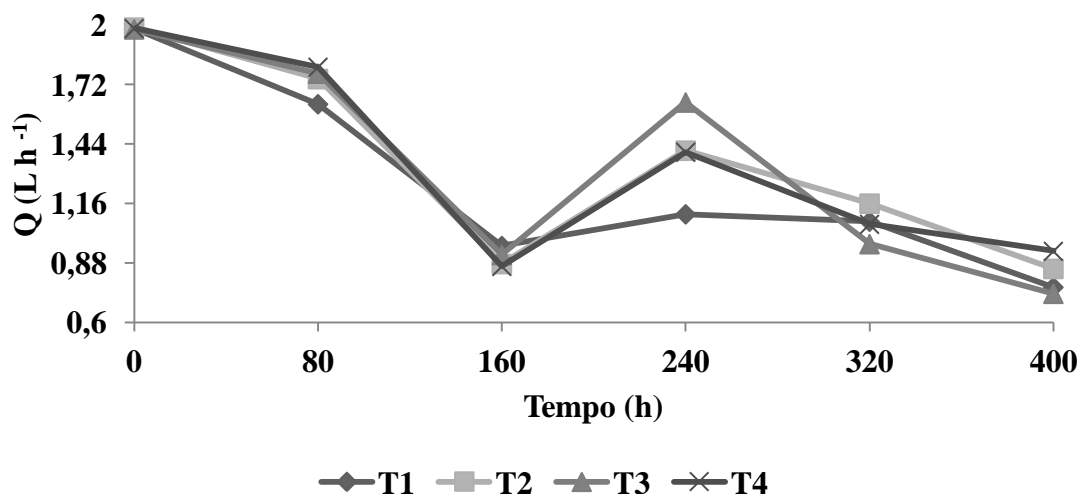
Figura 16. Gráficos da Q (A) e CVQ (B), ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G1.

Nas Figuras 17A e 17B, estão apresentados os gráficos da Q, e CVQ ao longo do período de operação respectivamente, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G2.

Nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades de irrigação, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas do emissor G2 apresentaram para Q, valores de 1,98 e 0,77 L h⁻¹; 1,99 e 0,86 L h⁻¹; 1,98 e 0,73 L h⁻¹; e 1,98 e 0,93, respectivamente (Figura 17A).

Para o CVQ (Figura 17B), avaliando os gotejadores G2 no tempo inicial e com 400h de funcionamento, os valores obtidos foram de 1,67 e 41,93%; 6,09 e 45,33%; 2,03 e 67,19%; e 3,45 e 42,76% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

A



B

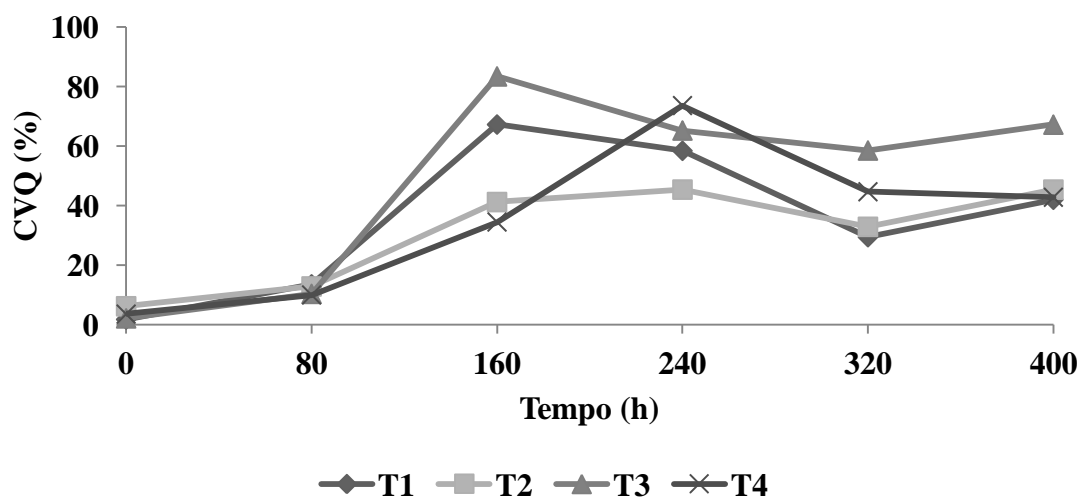


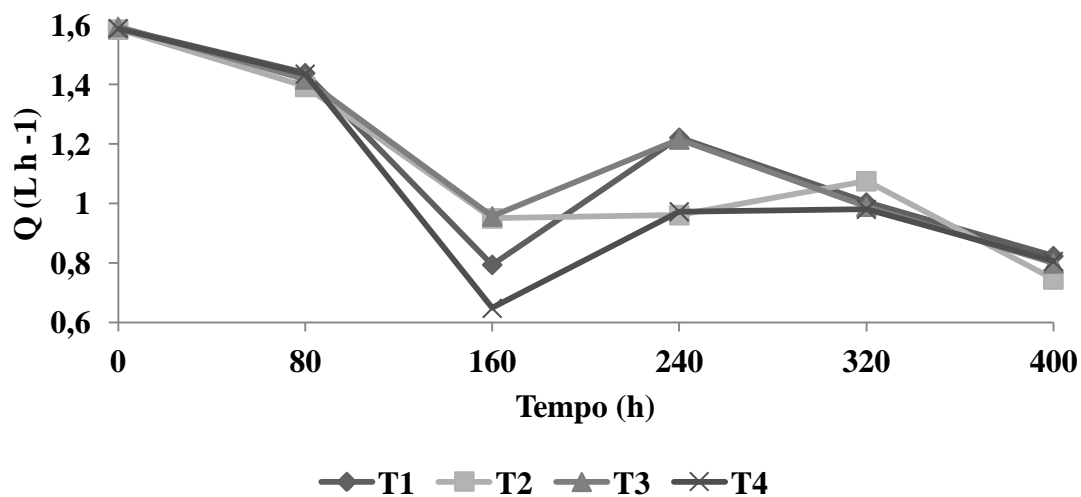
Figura 17. Gráficos da Q (A) e CVQ (B), ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G2.

Nas Figuras 18A e 18B, estão apresentados os gráficos da Q e CVQ respectivamente, ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G3.

Nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades gotejadoras, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos gotejadores G3 apresentaram para Q, valores de 1,59 e 0,82 L h⁻¹; 1,59 e 0,74 L h⁻¹; 1,59 e 0,80 L h⁻¹; e 1,59 e 0,81 respectivamente (Figura 18A).

Para o CVQ (Figura 18B), avaliando os emissores G3 no tempo inicial e com 400h de funcionamento, os valores obtidos foram de 2,44 e 47,62%; 3,65 e 26,23%; 2,24 e 56,91%; e 2,45 e 33,47% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

A



B

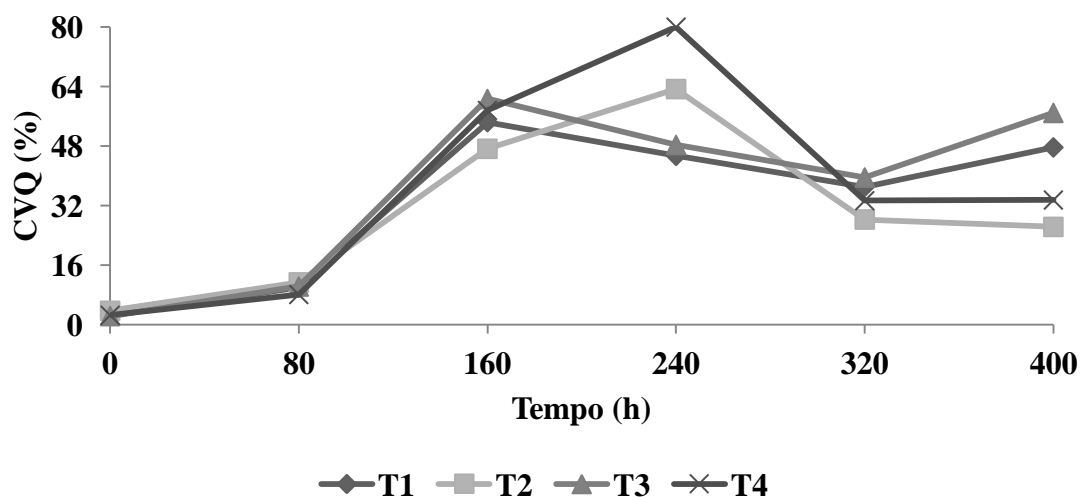
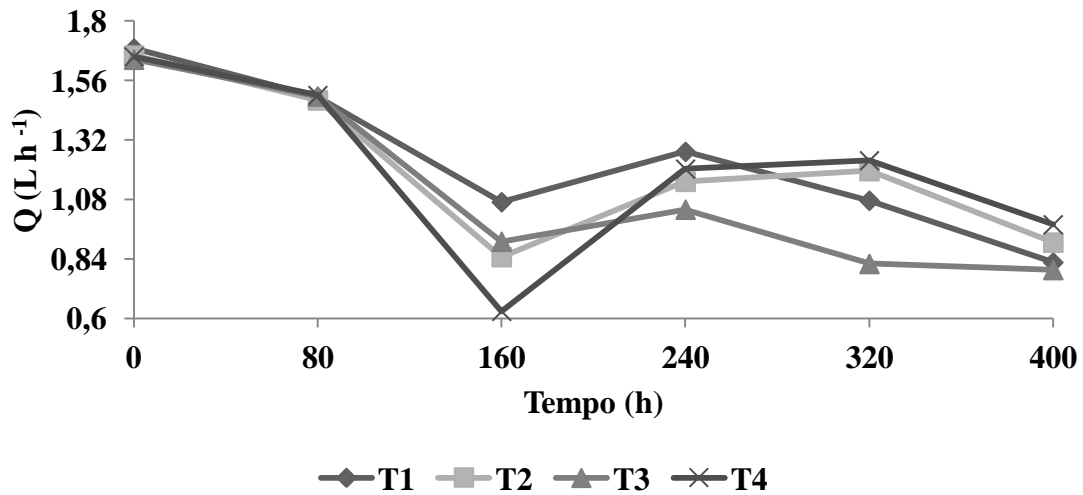


Figura 18. Gráficos da Q (A) e CVQ (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G3.

Nas Figuras 19A e 19B, estão apresentados os gráficos da Q e CVQ ao longo do período de operação respectivamente, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.

Nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades gotejadoras, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas do emissor G4 apresentaram para Q, valores de 1,69 e 0,83 L h⁻¹; 1,66 e 0,91 L h⁻¹; 1,64 e 0,80 L h⁻¹; e 1,66 e 0,98 respectivamente (Figura 19A).

A



B

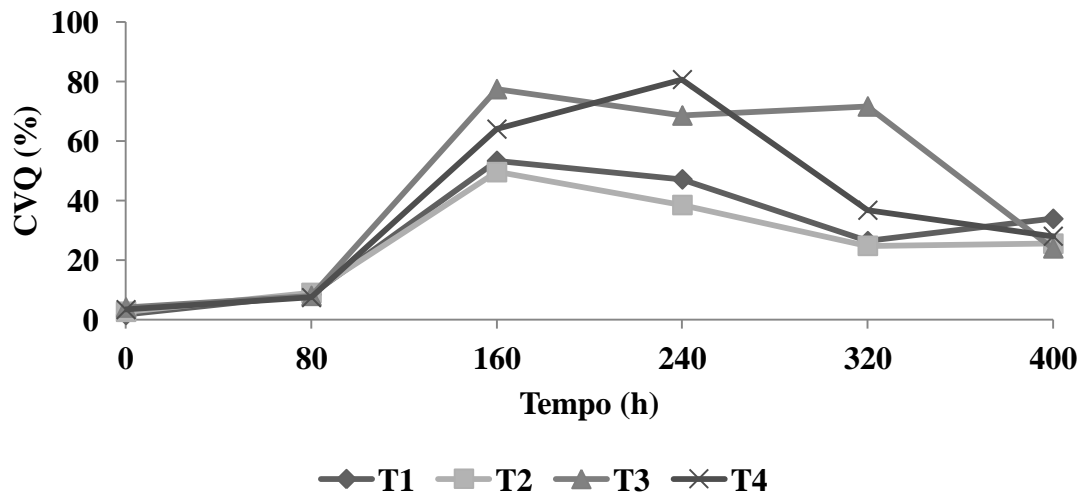


Figura 19. Gráficos da Q (A) e CVQ (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.

Para o CVQ (Figura 19B), avaliando os emissores G4 no tempo inicial e com 400h de funcionamento, os valores obtidos foram de 1,51 e 33,83%; 2,57 e 25,47%; 33,99 e 23,90%; e, 3,28 e 27,97% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

4.2.2.1 Equações de regressão das variáveis Q e CVQ nas unidades gotejadoras

Na Tabela 8, encontram-se as equações de regressão ajustadas a Vazão (Q), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos, apresentando os respectivos coeficientes de determinação (R^2).

Notou-se que os modelos quadrático e cúbico foram os que melhor representaram a relação entre os dados de Q em função de T para alguns dos diferentes tratamentos. O modelo cúbico foi o que melhor se ajustou aos dados de Q em função de T para o gotejador G4, no T1, tendo R² igual a 0,85. Para o gotejador G4, no T3, o modelo quadrático foi o mais recomendado, possuindo R² equivalente a 0,86. Para os gotejadores G3, G1, G2, G1 e G4, nos tratamentos 1, 3, 3, 4 e 4, respectivamente, os valores de Q não foram alterados significativamente por T, sendo a média melhor representação para os dados.

Tabela 8. Equações de regressão ajustadas a Vazão (Q) em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão	R ²
		Q	
1	1	$\hat{Q} = 1,634 - 0,00987^{**} \cdot T + 0,000055^{**} \cdot T^2 - 0,0000000881^{**} \cdot T^3$	0,71
1	2	$\hat{Q} = 1,961 - 0,0058^{**} \cdot T + 0,00000772^{**} \cdot T^2$	0,82
1	3	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,15$	–
1	4	$\hat{Q} = 1,211 - 0,00613^{**} \cdot T + 0,0000257^{*} \cdot T^2 - 0,0000000399^{*} \cdot T^3$	0,85
2	1	$\hat{Q} = 1,638 - 0,00961^{**} \cdot T + 0,0000297^{**} \cdot T^2 - 0,0000000406^{*} \cdot T^3$	0,75
2	2	$\hat{Q} = 2,063 - 0,0108^{**} \cdot T + 0,0000463^{**} \cdot T^2 - 0,0000000671^{*} \cdot T^3$	0,74
2	3	$\hat{Q} = 1,633 - 0,00676^{**} \cdot T + 0,0000262^{*} \cdot T^2 - 0,0000000366^{*} \cdot T^3$	0,82
2	4	$\hat{Q} = 1,728 - 0,00871^{**} \cdot T + 0,0000385^{*} \cdot T^2 - 0,0000000541^{*} \cdot T^3$	0,71
3	1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,19$	–
3	2	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,33$	–
3	3	$\hat{Q} = 1,519 - 0,00179^{**} \cdot T$	0,70
3	4	$\hat{Q} = 1,68 - 0,00452^{**} \cdot T + 0,000005823^{**} \cdot T^2$	0,86
4	1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,16$	–
4	2	$\hat{Q} = 1,995 - 0,00546^{**} \cdot T + 0,00000745^{**} \cdot T^2$	0,69
4	3	$\hat{Q} = 1,61 - 0,0052^{**} \cdot T + 0,00000857^{**} \cdot T^2$	0,69
4	4	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,16$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; T – Tempo de funcionamento; * e ** – F significativo a 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Para a variável CVQ, a Tabela 9 apresenta as equações de regressão em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os

quatro Tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos, apresentando os respectivos coeficientes de determinação (R^2).

A relação com o tempo de funcionamento resultou em modelos quadráticos para melhor representarem o fenômeno. Para o gotejador G3, T1, obteve-se modelo quadrático com R^2 equivalente a 0,71. Nos gotejadores G2 e G3, e T1 e 3 respectivamente, os valores de CVQ não foram alterados significativamente por T, tendo a média melhor representação das informações.

Tabela 9. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Variação da Vazão dos Gotejadores (CVQ) em função dos tempos de operação (T) unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão CVQ	R^2
1	1	$C\hat{V}Q = 0,287 + 0,337^{**} \cdot T - 0,000637^{**} \cdot T^2$	0,66
1	2	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 35,34$	-
1	3	$C\hat{V}Q = -0,168 + 0,325^{**} \cdot T - 0,000546^{**} \cdot T^2$	0,71
1	4	$C\hat{V}Q = -1,994 + 0,364^{**} \cdot T - 0,000724^{**} \cdot T^2$	0,62
2	1	$C\hat{V}Q = -0,448 + 0,291^{**} \cdot T - 0,000551^{**} \cdot T^2$	0,70
2	2	$C\hat{V}Q = 3,97 + 0,243^{**} \cdot T - 0,000375^{**} \cdot T^2$	0,72
2	3	$C\hat{V}Q = -2,627 + 0,435^{**} \cdot T - 0,000928^{**} \cdot T^2$	0,64
2	4	$C\hat{V}Q = -0,446 + 0,328^{**} \cdot T - 0,000685^{**} \cdot T^2$	0,64
3	1	$C\hat{V}Q = -6,663 + 0,579^{**} \cdot T - 0,00119^{**} \cdot T^2$	0,62
3	2	$C\hat{V}Q = -3,413 + 0,516^{**} \cdot T - 0,000885^{**} \cdot T^2$	0,69
3	3	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 36,30$	-
3	4	$C\hat{V}Q = -9,079 + 0,686^{**} \cdot T - 0,00146^{**} \cdot T^2$	0,68
4	1	$C\hat{V}Q = -5,849 + 0,55^{**} \cdot T - 0,00117^{**} \cdot T^2$	0,64
4	2	$C\hat{V}Q = -4,697 + 0,407^{**} \cdot T - 0,000713^{**} \cdot T^2$	0,66
4	3	$C\hat{V}Q = 6,813 + 0,55^{**} \cdot T - 0,00115^{**} \cdot T^2$	0,60
4	4	$C\hat{V}Q = -7,407 + 0,602^{**} \cdot T - 0,00130^{**} \cdot T^2$	0,60

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R^2 – Coeficiente de determinação; T – Tempo de funcionamento; * e ** – F significativo a 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Constam na Tabela 10, as equações de regressão ajustadas a Vazão (Q), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades de irrigação, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

Notou-se relação linear entre Q e os valores de Fe, SD, SS, Ca e, ou pH nos diferentes tratamentos (T1, T2, T3 e T4) e tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4), onde os coeficientes de determinação variaram entre R^2 igual 0,85, no gotejador G3, T3, e R^2 igual a 1,00, no gotejador G3,

T1. A exceção ocorreu no gotejador G1, T4, onde os valores de Q não foram alterados, significativamente, por nenhum elemento físico, químico ou biológico presente no efluente, sendo a média melhor representação para os dados.

Dehghanisani et al. (2005) ajustaram equações de regressão linear múltiplas entre os níveis populacionais de fito e zooplâncton e de cloração no valor de vazão de seis tipos de gotejadores que aplicaram água residuária doméstica tratada, apresentando valores de R² que oscilaram de 0,59 a 0,69.

Tabela 10. Equações de regressão ajustadas a Vazão (Q), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão Q	R ²
1	1	$\hat{Q} = 2,490 + 1,423^0 \cdot \text{Fe} - 0,000552^{**} \cdot \text{SD}$	0,91
1	2	$\hat{Q} = 3,559 + 2,184^0 \cdot \text{Fe} - 0,000964^{**} \cdot \text{SD}$	0,94
1	3	$\hat{Q} = 2,82 - 0,00297^{**} \cdot \text{SS}$	0,85
1	4	$\hat{Q} = 2,97 + 0,517^0 \cdot \text{Fe} - 0,00124^* \cdot \text{SS} - 0,000392^* \cdot \text{SD}$	1,00
2	1	$\hat{Q} = 2,36 + 1,568^* \cdot \text{Fe} - 0,000513^{**} \cdot \text{SD}$	0,95
2	2	$\hat{Q} = 3,78 - 0,0008^{**} \cdot \text{SD}$	0,90
2	3	$\hat{Q} = 2,23 + 0,185^* \cdot \text{Ca} + 1,68^* \cdot \text{Fe} - 0,000613^{**} \cdot \text{SD}$	0,99
2	4	$\hat{Q} = 2,72 + 1,68^0 \cdot \text{Fe} - 0,00065^{**} \cdot \text{SD}$	0,91
3	1	$\hat{Q} = 2,72 + 1,29^0 \cdot \text{Fe} - 0,00328^{**} \cdot \text{SS}$	0,97
3	2	$\hat{Q} = 9,88 + 1,49^0 \cdot \text{Fe} - 0,00497^{**} \cdot \text{SS} - 0,71^* \cdot \text{pH}$	0,99
3	3	$\hat{Q} = 4,2 + 0,892^{**} \cdot \text{Fe} - 0,169^* \cdot \text{pH} - 0,00029^{**} \cdot \text{SD} - 0,00163^{**} \cdot \text{SS}$	1,00
3	4	$\hat{Q} = 3,11 + 1,67^* \cdot \text{Fe} - 0,00426^{**} \cdot \text{SS}$	0,97
4	1	$\hat{Q} = \bar{Q} = 14,25$	-
4	2	$\hat{Q} = 3,84 + 2,53^0 \cdot \text{Fe} - 0,005537^{**} \cdot \text{SS}$	0,94
4	3	$\hat{Q} = 2,85 - 0,00447^* \cdot \text{SS} + 3,019^0 \cdot \text{Fe}$	0,87
4	4	$\hat{Q} = 9,13 - 0,000643^* \cdot \text{SD} - 0,794^0 \cdot \text{PH} + 3,344^0 \cdot \text{Fe}$	0,91

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; ⁰, * e ** – F significativo a 10%, 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Analisando o CVQ (Tabela 11), foi observada relação linear entre os seus valores e as quantidades de Fe, SD, SS e, ou pH nos diferentes tratamentos (T1, T2, T3 e T4) e tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4), onde os coeficientes de determinação variaram entre 0,63, no gotejador G1, T4, e 0,84, no gotejador G2, T3. Entretanto, para os gotejadores G3, G4, G3 e G4, nos T2, T3, T4 e T4 respectivamente, não houve alterações significativas nos valores de CVQ para os elementos físicos, químicos ou biológicos presente na água residuária, sendo a média melhor representação para os dados.

Tabela 11. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Variação da Vazão dos Gotejadores (CVQ), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão CVQ	R ²
1	1	$C\hat{V}Q = -41,058 - 183,053^0 \cdot Fe + 0,0397^* \cdot SD$	0,81
1	2	$C\hat{V}Q = -49,91 + 0,0497^* \cdot SD - 254,52^0 \cdot Fe$	0,75
1	3	$C\hat{V}Q = -67,88 + 0,0338^* \cdot SD$	0,74
1	4	$C\hat{V}Q = -43,61 + 0,04^* \cdot SD - 185,6^0 \cdot Fe$	0,72
2	1	$C\hat{V}Q = -38,46 - 168,09^0 \cdot Fe + 0,187^* \cdot SS$	0,75
2	2	$C\hat{V}Q = -50,80 + 2,74^* \cdot SD$	0,77
2	3	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 29,99$	–
2	4	$C\hat{V}Q = -35,66 + 0,206^* \cdot SS - 225,5^0 \cdot Fe$	0,72
3	1	$C\hat{V}Q = -65,41 - 355^0 \cdot Fe + 0,342^0 \cdot SS$	0,64
3	2	$C\hat{V}Q = -110,25 + 0,404^* \cdot SS - 281,35^0 \cdot Fe$	0,84
3	3	$C\hat{V}Q = -82,7 + 0,04^{**} \cdot SD$	0,80
3	4	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 42,24$	–
4	1	$C\hat{V}Q = -52,01 + 0,303^0 \cdot SS - 338,3^0 \cdot Fe$	0,63
4	2	$C\hat{V}Q = 669,6 - 89^* \cdot pH + 0,235^* \cdot SS$	0,78
4	3	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 35,80$	–
4	4	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 36,66$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; ⁰, * e ** – F significativo a 10%, 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

4.2.2.2 Valores médios da vazão dos gotejadores (Q) em cada nível analisado

A Tabela 12 detalha a comparação entre os valores médios de Q em cada tratamento biológico e gotejador experimentado. Observa-se para o T1, que, o gotejador G3 obteve menor média, entretanto não houve diferença estatística em relação aos demais tipos de gotejadores. Para o T2, foi observado no gotejador G2, média superior aos demais, o oposto do verificado no gotejador G3. Os gotejadores G1 e G4 foram estatisticamente iguais.

No T3, as médias dos gotejadores G1, G3 e G4 foram estatisticamente iguais, todas elas inferiores ao gotejador G2. O T4 apresentou comportamento semelhante ao T2, na qual o gotejador G2 apresentou média superior aos demais, enquanto que o gotejador G3 mostrou-se inferior. Os gotejadores G1 e G4 foram estatisticamente iguais.

Ao analisa todos os tratamentos, nota-se o gotejador G2 apresentou média superior aos demais com relação aos valores de Q. Tal comportamento pode estar atribuído a maior vazão nominal dos mesmos, que corresponde a 2,00 L h⁻¹.

Tabela 12. Comparação entre os valores médios de Q em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.

Tratamento	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
T1	1,20ab	1,25ab	1,15b	1,24ab
T2	1,22bc	1,34a	1,12c	1,21bc
T3	1,19b	1,33a	1,16b	1,12b
T4	1,16bc	1,34a	1,07c	1,20bc

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 0,091. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tipo de gotejador e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Şahin et al. (2005) estudaram microrganismos capazes de prevenir o entupimento de gotejadores ocasionado por agentes biológicos. Os referidos autores evidenciaram que duas aplicações de 500 mL de uma solução com as bactérias dos gêneros *Bacillus* e *Burkholdria*, no nível populacional de 109 UFC mL⁻¹ dentro das linhas laterais do sistema de irrigação por gotejamento, desobstruíram todos os gotejadores com mucilagem bacteriana, e a vazão alcançou os valores máximos duas semanas depois do tratamento biológico.

Estudo semelhante, também, foi realizado por Resende et al. (2001), com o propósito de avaliar a eficiência de diferentes dosagens de cloro inorgânico (150, 300, 450 e 600 mg L⁻¹) no tratamento de gotejadores com entupimento de causa biológica. Esses autores obtiveram aumento da vazão média para todos os tipos de emissores testados com a aplicação de cloro, exceto o gotejador Streamline. Para o gotejador Tiran, no qual se obteve a maior resposta aos tratamentos, a dosagem de 300 mg L⁻¹ apresentou os resultados mais positivos.

A Tabela 13 apresenta a comparação entre os valores médios de Q em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado. Para todos os tratamentos, observa-se que a vazão foi maior no tempo zero, e a mesma foi diminuindo na medida em que se aumentava o tempo de operação. Entretanto, nota-se também em todos os tratamentos que, os valores de Q nas 240h de funcionamento foram superiores aos apresentados nas 160h de funcionamento.

Tabela 13. Comparação entre os valores médios de Q em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.

Tratamento	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
T1	1,72a	1,46b	0,95d	1,21c	1,11c	0,81e
T2	1,71a	1,51b	0,91d	1,16c	1,16c	0,87d
T3	1,70a	1,53b	0,94d	1,28c	0,95d	0,81e
T4	1,70a	1,55b	0,71e	1,15c	1,10c	0,95d

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 0,121. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Este comportamento pode ser atribuído a alterações nos orifícios, provocado devido à pressão exercida por partículas sólidas que vão acumulando nestes pontos, alterando o seu formato normal de fábrica. Na medida em que estas partículas, devido ao regime turbulento do fluido, deixam de interromper a passagem do efluente, o volume que passa pelo emissor em um mesmo intervalo de tempo, torna-se maior.

Tabela 14. Comparação entre os valores médios de Q em cada gotejador e tempo de operação.

Gotejador	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
G1	1,60a	1,40b	0,90d	1,16c	1,16c	0,96d
G2	1,98a	1,74b	0,90e	1,39c	1,07d	0,82e
G3	1,59a	1,42b	0,84d	1,09c	1,01c	0,79d
G4	1,66a	1,49b	0,86d	1,17c	1,08c	0,88d

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 0,121. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e gotejador não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Com relação a Tabela 14 está apresentada a comparação entre os valores médios de Q em cada gotejador e tempo de operação. Observou-se em todos os tratamentos que a vazão foi maior no tempo zero, e a mesma foi diminuindo na medida em que se aumentava o tempo de operação. Nota-se também que os valores de Q nas 240h de funcionamento foram superiores aos apresentados nas 160h de funcionamento, em todos os tratamentos. Este comportamento tem explicação semelhante ao que foi evidenciado na Tabela 13.

4.2.2.3 Valores médios do Coeficiente de Variação da Vazão dos gotejadores (CVQ) em cada nível analisado

Consta na Tabela 15 a comparação entre os valores médios do CVQ em cada tratamento biológico e gotejador experimentado. Não houve diferença estatística entre os gotejadores para os Tratamentos 1, 2 e 4. Com relação ao T3, observa-se que os gotejadores G2 e G4 apresentaram as maiores médias. Não houve diferença estatística com relação aos gotejadores G1 e G3.

Tabela 15. Comparação entre os valores médios do CVQ em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.

Tratamento	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
T1	30,33a	35,34a	32,79a	28,40a
T2	25,38a	30,58a	30,00a	24,95a
T3	39,37b	47,77ab	36,30b	42,24ab
T4	35,32a	34,80a	35,80a	36,66a

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 7,145. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tipo de gotejador e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Observa-se na Tabela 16 a comparação entre os valores médios do CVQ em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado. Nota-se para todos os TRAT que os valores médios do CVQ foram menores nos tempos iniciais de 0 e 80h. Nos tempos correspondentes entre 160 e 240 horas de funcionamento, verificaram-se um aumento nos valores médios. Isso está atrelado ao fato de que na medida em que ocorriam obstruções no sistema, alterava-se a vazão em emissores na linha lateral, entretanto esta mudança era aleatória, resultando numa maior variação.

Na medida em que o tempo aumentava, mais emissores obstruíam, tornando os valores mais uniformes e constantes ao longo do sistema, o que fez diminuir novamente os valores médios do CVQ, conforme nota-se nas 320 e 400h de funcionamento, para todos os tratamentos.

Tabela 16. Comparação entre os valores médios do CVQ em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.

Tratamento	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
T1	1,88d	11,69d	55,31ab	50,73abc	29,96c	40,73bc
T2	3,88c	10,55c	44,10a	47,19a	29,04b	31,58b
T3	2,73d	8,61d	73,78ab	63,46abc	53,29bc	46,65c
T4	3,21d	7,92d	55,79b	74,56a	39,55c	32,85c

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 11,209. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Na Tabela 17 consta a comparação entre os valores médios do CVQ em cada gotejador e tempo de operação. Evidenciam-se os menores valores médios nos tempos inicial e com 80h de

operação para todos os gotejadores. As médias apresentam-se maiores nas 160 e 240h de funcionamento, onde logo após seus valores decrescem, conforme visto nas 320 e 400h. Comportamento semelhante ao apresentado na Tabela 16.

Tabela 17. Comparação entre os valores médios do CVQ em cada gotejador e tempo de operação.

Gotejador	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
G1	2,85c	9,19c	56,38a	57,36a	36,16b	33,65b
G2	3,31d	11,60d	56,16abc	60,64ab	41,32c	49,30bc
G3	2,69c	9,86c	54,97a	59,24a	34,52b	41,06b
G4	2,84d	8,13d	61,07a	58,70a	39,84b	27,80c

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 11,209. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e gotejador não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.2.3 Desempenho da Vazão Relativa (QR) e da Redução da Vazão Relativa (RQR)

Nas Figuras 20A e 20B, estão apresentados os gráficos da QR e da RQR ao longo do período de operação, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G1.

Para QR (Figura 20A), verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a 1,00. Já no tempo de operação final (400 h), os valores médios do QR nas unidades de irrigação foram de 0,52 L h⁻¹; 0,63 L h⁻¹; 0,55 L h⁻¹; e 0,69 L h⁻¹, correspondendo aos TRAT T1, T2, T3 e T4 respectivamente.

Segundo Cararo et al. (2006) valores de QR iguais a 1 (QR = 1,00) evidenciam ausência de entupimento nos gotejadores. Valores de QR inferiores a 1 (QR < 1,00) indicam obstrução acarretando redução na vazão dos gotejadores, pois ocorre o estreitamento das dimensões internas do emissor com biofilme, resultando na redução da área de seção transversal de escoamento, como evidenciado nos estudos de Batista et al. (2013) e Silva et al. (2013). Notou-se para todos os tratamentos com gotejador G1, após o tempo inicial de operação, que todos os valores de QR foram inferiores a 1,00, indicando entupimento dos gotejadores que resulta na redução de vazão; tendo valor mínimo no tempo de operação de 160 h. Após isto, houve um acréscimo, certamente em virtude de danos causados nos orifícios dos gotejadores, provavelmente, devido ao aquecimento do efluente dentro dos emissores, nos momentos em que o sistema não estava operando, resultando em dilatação dos componentes dos gotejadores (Cararo et al., 2006);

Com relação ao RQR (Figura 20B) verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a zero, visto que, nesse instante, a vazão atual foi idêntica à vazão inicial. Já no tempo de operação final (400 h), os valores médios do RQR nas unidades de irrigação foram de 47,86%; 37,45%; 44,75% e 31,16% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

O coeficiente de redução da vazão relativa (RQR) expressa o grau de entupimento do gotejador. De acordo com Capra & Scicolone (1998) o RQR pode ser classificado como alto (maior que 79%), médio (entre 61 a 79%) e baixo (menor que 61%).

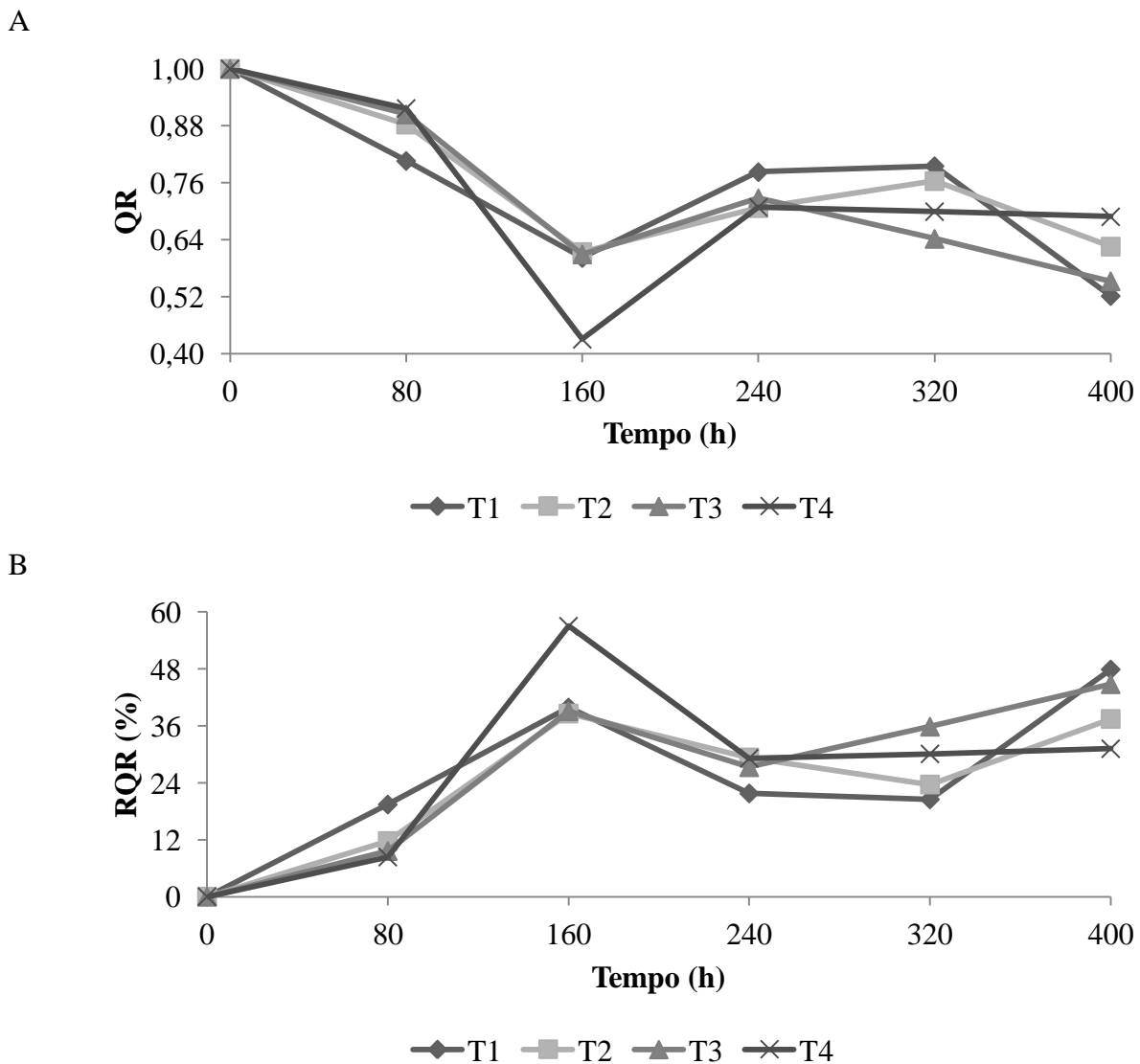


Figura 20. Gráficos da QR (A) e RQR (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G1.

Nas Figuras 21A e 21B, estão apresentados os gráficos da QR e RQR, ao longo do período de operação, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G2.

Para QR (Figura 21A), verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a 1,00. Já no tempo de operação final (400 h), os valores médios do QR nas unidades gotejadoras foram de 0,39 L h⁻¹; 0,43 L h⁻¹; 0,36 L h⁻¹; e 0,47 L h⁻¹, correspondendo aos TRAT T1, T2, T3 e T4, respectivamente. No tempo de funcionamento de 400h, os valores estão dentro de uma faixa que indicam obstrução dos gotejadores (Cararo et al., 2006).

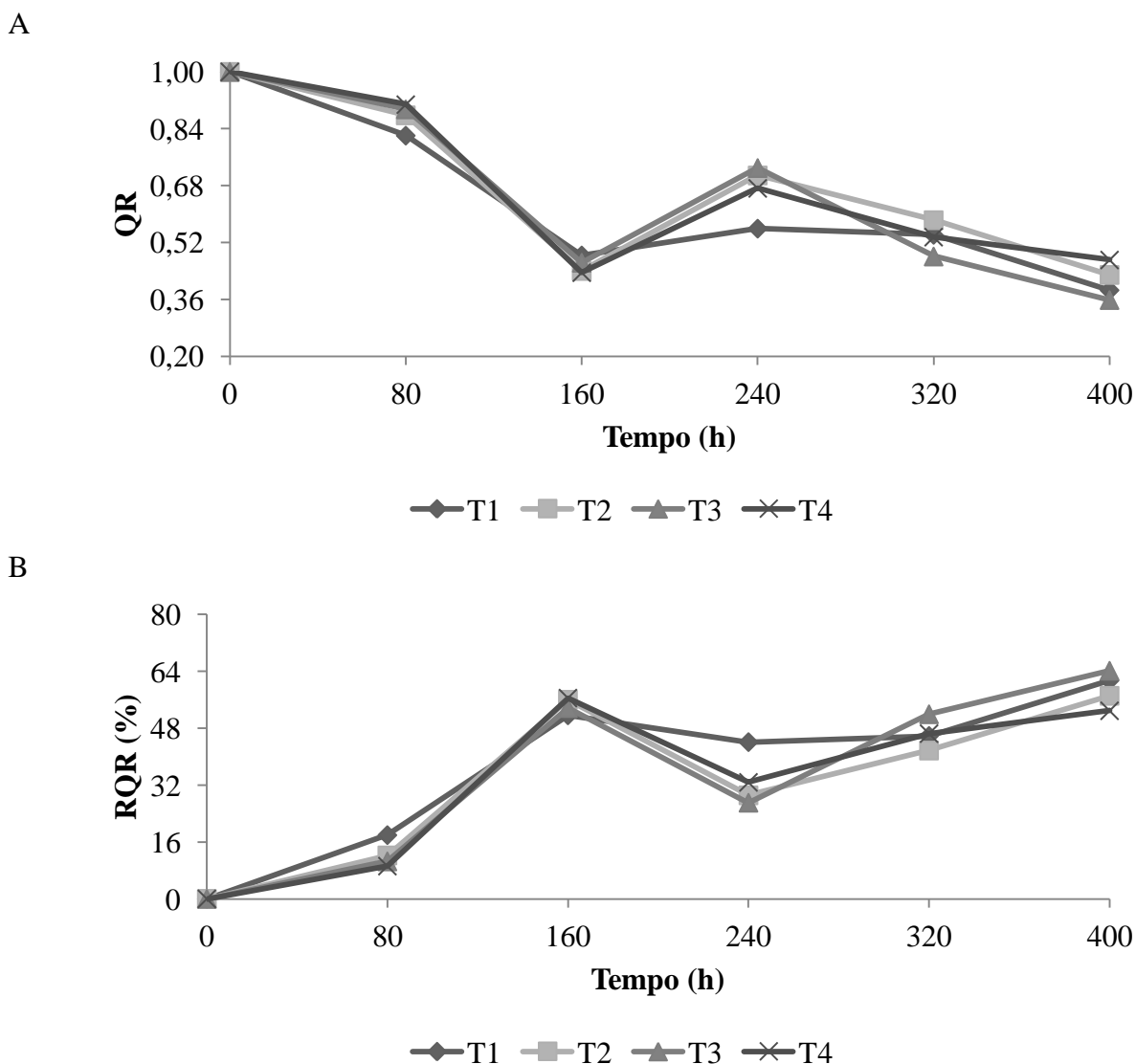
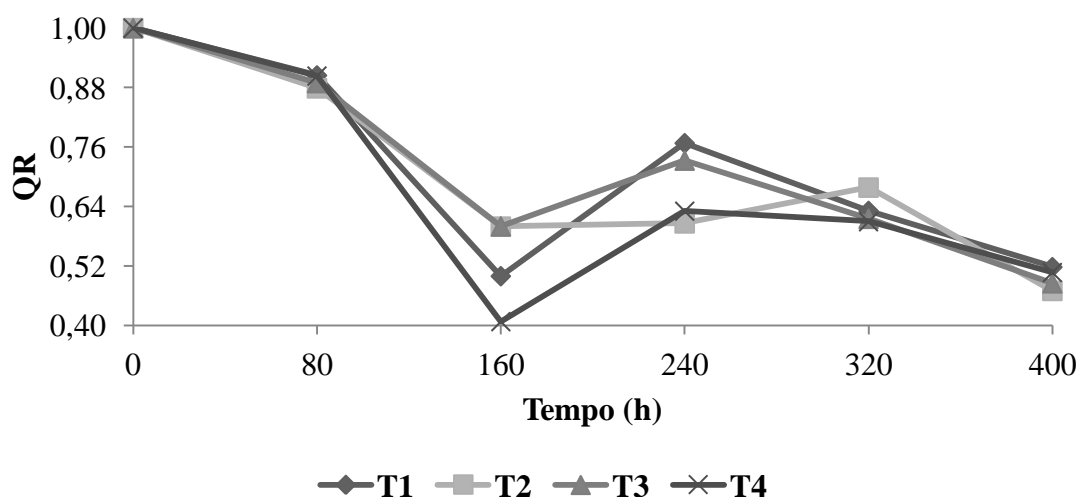


Figura 21. Gráficos da QR (A) e RQR (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G2.

Analisando a RQR (Figura 21B) verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a zero, visto que, nesse instante, a vazão atual foi idêntica à vazão inicial. Já no tempo de operação final (400 h), os valores médios do RQR nas unidades gotejadoras foram de 61,40%; 57,09%; 64,15% e 52,89% para os TRAT T1, T2, T3 e T4, respectivamente. Para os TRAT T1 e T3, Capra & Scicolone (1998), consideram esta redução média, visto que se encontram dentro da faixa-limite 61 a 79%. A mesma classificação considera a RQR baixa, para os TRAT T2 e T4.

Nas Figuras 22A e 22B, estão apresentados os gráficos da QR e RQR, ao longo do período de operação, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G3.

A



B

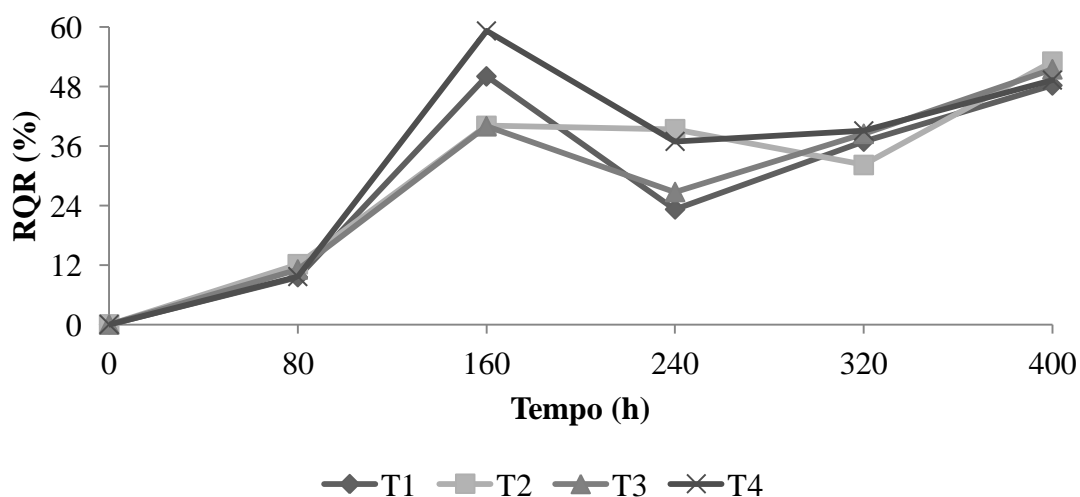


Figura 22. Gráficos da QR (A) e RQR (B) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G3.

Para QR (Figura 22A), verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a 1,00. No tempo de operação final (400 h), os valores médios do QR nas unidades de irrigação foram de 0,52 L h⁻¹; 0,47 L h⁻¹; 0,49 L h⁻¹; e 0,51 L h⁻¹, correspondendo aos tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente. No tempo de funcionamento de 400h, os valores estão dentro de uma faixa que indicam obstrução dos gotejadores (Cararo et al., 2006).

Para a RQR (Figura 22B) verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a zero. No tempo de operação final (400 h), os valores médios do RQR nas unidades de irrigação foram de 48,23%; 53,02%; 51,48% e 49,31% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente, no qual todos podem ser classificados como baixo (Capra & Scicolone, 1998).

Nas Figuras 23A e 23B, constam os gráficos da QR e RQR, ao longo do período de operação, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G4.

Para QR (Figura 23A), verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a 1,00. No tempo de operação final (400 h), os valores médios do QR nas unidades de irrigação foram 0,49 L h⁻¹; 0,55 L h⁻¹; 0,48 L h⁻¹; e 0,59 L h⁻¹, correspondendo aos tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente. No tempo de funcionamento de 400h, os valores estão dentro de uma faixa que indicam obstrução dos gotejadores (Cararo et al., 2006).

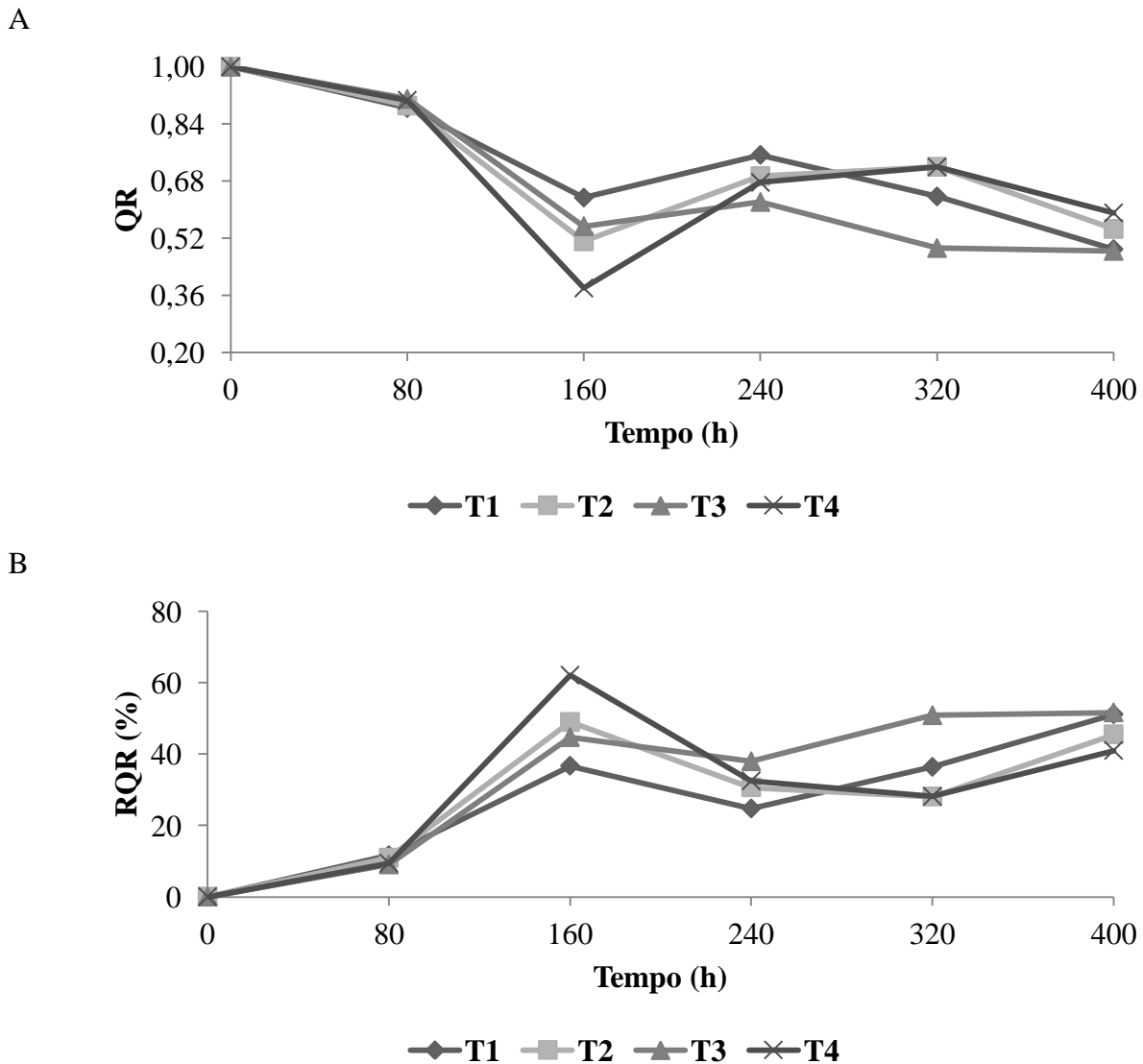


Figura 23. Gráficos da QR (A) e RQR (B), ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.

Em relação ao RQR (Figura 23B) verificou-se que, no tempo inicial (0 h), os valores médios foram iguais a zero. No tempo de operação final (400 h), os valores médios do RQR nas unidades de irrigação foram 51,13%; 45,47%; 51,63% e 40,96% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente, no qual todos podem ser classificados como baixo (Capra & Scicolone, 1998).

4.2.3.1 Equações de regressão das variáveis QR e RQR nas unidades gotejadoras

Encontram-se na tabela 18, as equações de regressão ajustadas a Vazão Relativa (QR), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro TRAT biológicos, apresentando os respectivos coeficientes de determinação (R^2).

Observando a relação entre QR e T, os modelos cúbico e quadrático foram os que melhor se ajustaram. Para o gotejador G2 no T1, notou-se o modelo de regressão cúbico, com R^2 equivalente a 0,86. Mesmo valor de R^2 apresentado para o gotejador 4, T3, que teve o modelo quadrático para sua melhor descrição. Em relação aos gotejadores G3, G1, G2, G1 e G4, nos T1, 3, 3, 4 e 4 respectivamente, os valores de QR não foram alterados significativamente por T, sendo a média melhor representação para os dados.

Tabela 18. Equações de regressão ajustadas a Vazão Relativa (QR), em função dos tempos de operação (T) das nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GO T	Equação de regressão	R^2
QR			
1	1	$\hat{Q}R = 1,024 - 0,00617^{**} \cdot T + 0,0000344^{**} \cdot T^2 - 0,0000000552^{**} \cdot T^3$	0,71
1	2	$\hat{Q}R = 1,029 - 0,0052^{**} \cdot T + 0,0000194^{**} \cdot T^2 - 0,0000000258^{**} \cdot T^3$	0,86
1	3	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = 0,72$	–
1	4	$\hat{Q}R = 1,018 - 0,00363^{**} \cdot T + 0,0000152^{*} \cdot T^2 - 0,00000267^{*} \cdot T^3$	0,86
2	1	$\hat{Q}R = 1,029 - 0,00435^{**} \cdot T + 0,0000188^{*} \cdot T^2 - 0,0000000259^{*} \cdot T^3$	0,75
2	2	$\hat{Q}R = 1,038 - 0,00548^{**} \cdot T + 0,0000238^{*} \cdot T^2 - 0,0000000345^{*} \cdot T^3$	0,74
2	3	$\hat{Q}R = 1,03 - 0,00422^{**} \cdot T + 0,0000163^{*} \cdot T^2 - 0,0000000228^{*} \cdot T^3$	0,81
2	4	$\hat{Q}R = 1,04 - 0,00526^{**} \cdot T + 0,0000234^{*} \cdot T^2 - 0,000000033^{*} \cdot T^3$	0,71
3	1	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = 0,75$	–
3	2	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = 0,67$	–
3	3	$\hat{Q}R = 1,021 - 0,00373^{**} \cdot T + 0,0000152^{*} \cdot T^2 - 0,0000000228^{*} \cdot T^3$	0,77
3	4	$\hat{Q}R = 1,021 - 0,00275^{**} \cdot T + 0,00000357^{**} \cdot T^2$	0,86
4	1	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = 0,73$	–
4	2	$\hat{Q}R = 1,005 - 0,00274^{**} \cdot T + 0,00000373^{*} \cdot T^2$	0,69
4	3	$\hat{Q}R = 1,012 - 0,00325^{**} \cdot T + 0,00000534^{**} \cdot T^2$	0,68
4	4	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = 0,73$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R^2 – Coeficiente de determinação; T – Tempo de funcionamento; * e ** – F significativo a 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Diferentes modelos apresentaram a relação RQR e T, no qual se enquadraram equações lineares, quadráticas e cúbicas, conforme se evidencia na Tabela 19. No gotejador G2, T1, o modelo cúbico foi o que melhor descreveu a relação, apresentando R^2 igual a 0,87. No T3, gotejador G4, o modelo quadrático com R^2 igual a 0,86 foi o mais representativo para o fenômeno, enquanto que o modelo linear expressou melhor a relação RQR e T para o gotejador 3, T3, com coeficiente de determinação (R^2) equivalente a 0,70. Para os gotejadores G3, G1, G2, G1 e G4, nos T1, 3, 3, 4 e 4 respectivamente, os valores de RQR não foram alterados significativamente por T, sendo a média melhor representação para os dados.

Tabela 19. Equações de regressão ajustadas a Redução da Vazão Relativa (RQR), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão RQR	R^2
1	1	$R\hat{Q}R = -2,961 + 0,763^{**} \cdot T - 0,00426^{**} \cdot T^2 + 0,00000682^{**} \cdot T^3$	0,76
1	2	$R\hat{Q}R = -1,342 + 0,631^{**} \cdot T - 0,00235^* \cdot T^2 + 0,00000314^* \cdot T^3$	0,87
1	3	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 30,94$	–
1	4	$R\hat{Q}R = -2,071 + 0,41^{**} \cdot T - 0,00172^* \cdot T^2 + 0,00000267^* \cdot T^3$	0,86
2	1	$R\hat{Q}R = -2,855 + 0,433^{**} \cdot T - 0,00186^{**} \cdot T^2 + 0,00000255^* \cdot T^3$	0,75
2	2	$R\hat{Q}R = -3,767 + 0,541^{**} \cdot T - 0,00233^* \cdot T^2 + 0,00000337^* \cdot T^3$	0,74
2	3	$R\hat{Q}R = -3,034 + 0,426^{**} \cdot T - 0,00166^* \cdot T^2 + 0,00000231^* \cdot T^3$	0,82
2	4	$R\hat{Q}R = -4,022 + 0,524^{**} \cdot T - 0,00232^* \cdot T^2 + 0,00000326^* \cdot T^3$	0,71
3	1	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 28,02$	–
3	2	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 36,42$	–
3	3	$R\hat{Q}R = 5,295 + 0,126^{**} \cdot T$	0,70
3	4	$R\hat{Q}R = -2,424 + 0,303^{**} \cdot T - 0,00391^{**} \cdot T^2$	0,86
4	1	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 26,88$	–
4	2	$R\hat{Q}R = -0,553 + 0,275^{**} \cdot T - 0,000376^{**} \cdot T^2$	0,69
4	3	$R\hat{Q}R = -1,253 + 0,327^{**} \cdot T - 0,00054^{**} \cdot T^2$	0,68
4	4	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 27,53$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R^2 – Coeficiente de determinação; T – Tempo de funcionamento; * e ** – F significativo a 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Consta na Tabela 20 as equações de regressão ajustadas a Vazão Relativa (QR), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

Evidenciou-se relação linear entre o QR e os valores de Fe, SD, SS e, ou pH nos diferentes tratamentos (T1, T2, T3 e T4) e modelos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4). Os coeficientes de determinação variaram entre 0,78 e 1,00, no gotejador G1, T4 e gotejador G3, T3, respectivamente. Todos os modelos foram alterados significativamente por algum ou mais de um elemento físico, químico ou biológico presente na água residuária.

Tabela 20. Equações de regressão ajustadas a Vazão Relativa (QR), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão QR	R ²
1	1	$\hat{Q}R = 1,583 - 0,00028^{**} \cdot SD$	0,82
1	2	$\hat{Q}R = 1,817 - 0,00047^{**} \cdot SD + 0,869^0 \cdot Fe$	0,97
1	3	$\hat{Q}R = 1,77 - 0,00187^{**} \cdot SS$	0,84
1	4	$\hat{Q}R = 1,76 + 0,31^0 \cdot Fe - 0,000736^* \cdot SS - 0,00023^* \cdot SD$	1,00
2	1	$\hat{Q}R = 1,49 + 0,969^* \cdot Fe - 0,000323^{**} \cdot SD$	0,95
2	2	$\hat{Q}R = 1,86 - 0,0004^{**} \cdot SD$	0,90
2	3	$\hat{Q}R = 1,71 + 0,728^0 \cdot Fe - 0,0004^{**} \cdot SD$	0,96
2	4	$\hat{Q}R = 1,64 + 1,01^0 \cdot Fe - 0,00039^{**} \cdot SD$	0,91
3	1	$\hat{Q}R = 1,698 + 0,82^* \cdot Fe - 0,00205^{**} \cdot SS$	0,97
3	2	$\hat{Q}R = 5 + 0,744^0 \cdot Fe - 0,0025^{**} \cdot SS - 0,36^* \cdot pH$	0,99
3	3	$\hat{Q}R = 2,65 + 0,552^{**} \cdot Fe - 0,107^* \cdot pH - 0,000186^{**} \cdot SD$	1,00
3	4	$\hat{Q}R = 1,88 + 1,03^* \cdot Fe - 0,00259^{**} \cdot SS$	0,97
4	1	$\hat{Q}R = 1,55 + 2,32^0 \cdot Fe - 0,00247^* \cdot SS$	0,78
4	2	$\hat{Q}R = 1,93 + 1,27^0 \cdot Fe - 0,0028^{**} \cdot SS$	0,94
4	3	$\hat{Q}R = 1,79 - 0,0028^* \cdot SS + 1,893^0 \cdot Fe$	0,87
4	4	$\hat{Q}R = 5,51 - 0,00039^* \cdot SD - 0,479^0 \cdot pH + 2,02^0 \cdot Fe$	0,90

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; ⁰, * e ** – F significativo a 10%, 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Com relação ao RQR, observa-se na Tabela 21, que apresenta as equações de regressão ajustadas, em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras para os quatro

tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos, que, há uma relação linear com os valores de Fe, SD, SS, Ca e, ou pH nos diferentes tratamentos (T1, T2, T3 e T4) e tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4). Os coeficientes de determinação variaram entre 0,82 e 1,00, no gotejador G1, T1 e gotejador G1, T4, respectivamente. Todos os modelos foram alterados significativamente por algum ou mais de um elemento físico, químico ou biológico presente na água residuária.

Tabela 21. Equações de regressão ajustadas a Redução da Vazão Relativa (RQR), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão RQR	R ²
1	1	$R\hat{Q}R = -72,059 + 0,0346^{**} \cdot SD$	0,82
1	2	$R\hat{Q}R = -99,15 + 0,0571^{**} \cdot SD - 104,81^0 \cdot Fe$	0,97
1	3	$R\hat{Q}R = -83,55 + 0,0385^{**} \cdot SD$	0,86
1	4	$R\hat{Q}R = -85,93 - 34,01^0 \cdot Fe + 0,0824^* \cdot SS + 0,0263^* \cdot SD$	1,00
2	1	$R\hat{Q}R = -48,16 - 98,42^{**} \cdot Fe + 0,0322^{**} \cdot SD$	0,95
2	2	$R\hat{Q}R = -86,89 + 0,0402^{**} \cdot SD$	0,90
2	3	$R\hat{Q}R = -70,8 - 74,2^0 \cdot Fe + 0,04^{**} \cdot SD$	0,96
2	4	$R\hat{Q}R = -63,93 - 101,31^0 \cdot Fe + 0,039^{**} \cdot SD$	0,91
3	1	$R\hat{Q}R = -77,59 - 89,61^{**} \cdot Fe + 0,23^{**} \cdot SS$	0,97
3	2	$R\hat{Q}R = 452,9 - 83,48^0 \cdot Fe + 0,28^{**} \cdot SS + 40,84^* \cdot pH$	0,99
3	3	$R\hat{Q}R = -82,73 + 0,038^{**} \cdot SD$	0,95
3	4	$R\hat{Q}R = -97,73 - 111,67^* \cdot Fe + 0,285^{**} \cdot SS$	0,97
4	1	$R\hat{Q}R = -50,13 + 0,206^* \cdot SS - 169,17^* \cdot Fe$	0,87
4	2	$R\hat{Q}R = -93,4 - 127,4^0 \cdot Fe + 0,279^{**} \cdot SS$	0,94
4	3	$R\hat{Q}R = -79,28 + 0,282^* \cdot SS - 190,1^0 \cdot Fe$	0,87
4	4	$R\hat{Q}R = -533,5 - 0,035^* \cdot SD + 66,06^0 \cdot pH - 290,9^* \cdot Fe - 25,09^0 \cdot Ca$	0,99

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; ⁰, * e ** – F significativo a 10%, 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

4.2.3.2 Valores médios da Vazão Relativa (QR) dos gotejadores em cada nível analisado

A Tabela 22 apresenta a comparação entre os valores médios da QR em cada tratamento biológico e gotejador experimentado. No T1, observa-se menor média para o gotejador G2. Os gotejadores G1, G2 e G4 foram estatisticamente iguais. No T2, as maiores médias foram encontradas nos gotejadores G1 e G4, este último apresentou-se estatisticamente igual aos gotejadores G3, e G2, que apresentou média inferior aos demais.

No T3, foi verificada médias maiores nos gotejadores G1 e G3, este último apresentou-se estatisticamente igual aos gotejadores G4, e G2, que apresentou média inferior aos demais. E no T4, os gotejadores G1 e G4 apresentaram médias estatisticamente iguais, superiores aos gotejadores G2 e G3, que não apresentaram diferença estatística entre si.

Observa-se na Tabela 23, na qual compara os valores médios da QR em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado, que em todos os tratamentos, há um decréscimo nos valores médios da QR do tempo inicial até as 160h de funcionamento. Entre 160 e 240 horas, nota-se um aumento na vazão relativa em todos os tratamentos.

Tabela 22. Comparação entre os valores médios da vazão relativa (QR) em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.

Tratamento	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
T1	0,75a	0,63b	0,72a	0,73a
T2	0,77ab	0,67c	0,71bc	0,73abc
T3	0,75ab	0,67c	0,73abc	0,68bc
T4	0,73a	0,68b	0,67b	0,73a

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 0,049. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tipo de gotejador e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Tabela 23. Comparação entre os valores médios da QR em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.

Tratamento	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
1	1,00a	0,85b	0,55d	0,71c	0,65c	0,48e
2	1,00a	0,88b	0,54d	0,68c	0,69c	0,52d
3	1,00a	0,90b	0,56d	0,75c	0,56d	0,48e
4	1,00a	0,91b	0,41e	0,67c	0,65c	0,56d

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 0,071. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A vazão relativa (QR) refere-se às vazões iniciais de cada modelo no instante da realização da primeira leitura, com a presença de óleos e graxas na água residuária, houve lubrificação da linha de irrigação e conseqüentemente nos emissores, resultando no aumento da vazão atual, diretamente

proporcional a QR (Faria; Coelho; Resende, 2004). Após as 320h de operação, houve decréscimo nos valores médios da QR.

Consta na Tabela 24 a comparação entre os valores médios da QR em cada gotejador e tempo de operação. O comportamento foi semelhante ao observado para a QR dos tratamentos. Em todos os gotejadores, houve decréscimo nos valores médios da QR do tempo inicial até às 160h de funcionamento. Entre 160 e 240h, nota-se um aumento na vazão relativa em todos os tratamentos. Após as 320 horas de operação, houve decréscimo nos valores médios da QR.

Tabela 24. Comparação entre os valores médios da QR em cada gotejador e tempo de operação.

Gotejador	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
G1	1,00a	0,88b	0,56d	0,73c	0,73c	0,60d
G2	1,00a	0,88b	0,46e	0,70c	0,54d	0,41e
G3	1,00a	0,89b	0,53d	0,69c	0,64c	0,50d
G4	1,00a	0,90b	0,52d	0,70c	0,65c	0,53d

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 0,071. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e gotejador não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.2.3.3 Valores médios da Redução da Vazão Relativa dos gotejadores (RQR) em cada nível analisado

Apresenta-se na Tabela 25 a comparação entre os valores médios da RQR em cada tratamento biológico e gotejador experimentado. Observa-se o maior valor médio para o gotejador G2 no T1. Não houve diferença estatística para os gotejadores G1, G3 e G4. Nos T2 e 4, não houve diferença estatística para a RQR dos gotejadores, porém a menor média foi encontrada no gotejador G1.

Em relação ao T3, o gotejador G2 apresentou maior média com relação a RQR, entretanto foi estatisticamente igual ao gotejador G4. Os gotejadores G3 e G1 apresentaram médias inferiores, apresentando o gotejador G1 a menor média em relação aos demais.

Tabela 25. Comparação entre os valores médios da RQR em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.

Tratamento	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
1	30,89b	44,81a	30,94b	39,26b
2	23,45b	32,68ab	29,47ab	27,33ab
3	28,02c	36,42ab	30,50bc	35,23abc
4	26,88b	32,40ab	32,54ab	27,53ab

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 5,515.

A comparação entre os valores médios da RQR em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado pode ser vista na Tabela 26. No T1, a maior média foi encontrada nas 400 horas de funcionamento do sistema, seguida das médias apresentadas nas 80 e 160h, na qual foram estatisticamente iguais, e das médias apresentadas nas 240 e 320h, que não apresentaram diferenças estatísticas entre si. Para todos os tratamentos, as médias da RQR no tempo inicial foram iguais à zero, obviamente por não haver redução, de vazão, devido estar comparando a diferença entre a vazão atual com a vazão inicial.

Tabela 26. Comparação entre os valores médios da RQR em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.

Tratamento	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
1	0,00e	17,40d	52,26b	33,57c	40,77c	61,34a
2	0,00d	11,74c	45,89a	32,12b	31,39b	48,26a
3	0,00e	11,22d	49,33b	28,14c	48,66b	57,91a
4	0,00e	9,15d	58,68a	32,57c	35,05c	43,58b

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 7,710. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tipo de gotejador e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

É apresentada na Tabela 27, a comparação entre os valores médios da RQR em cada gotejador e tempo de operação. Para todos os tratamentos, as maiores médias foram encontradas nas 160 e 400h de funcionamento, na qual não apresentaram diferença estatística entre si. Em seguida vieram as médias apresentadas nas 240 e 320 horas, estatisticamente iguais, a exceção do gotejador G2 com 240h de operação que apresentou média inferior. Apresentando médias mais inferiores, vieram as Reduções da Vazão Relativa para todos os gotejadores nas 80h de funcionamento. Para todos os tratamentos, as médias da RQR no tempo inicial foram iguais à zero, obviamente por não haver redução, de vazão, devido estar comparando a diferença entre a vazão atual com a vazão inicial.

Tabela 27. Comparação entre os valores médios da RQR em cada gotejador e tempo de operação.

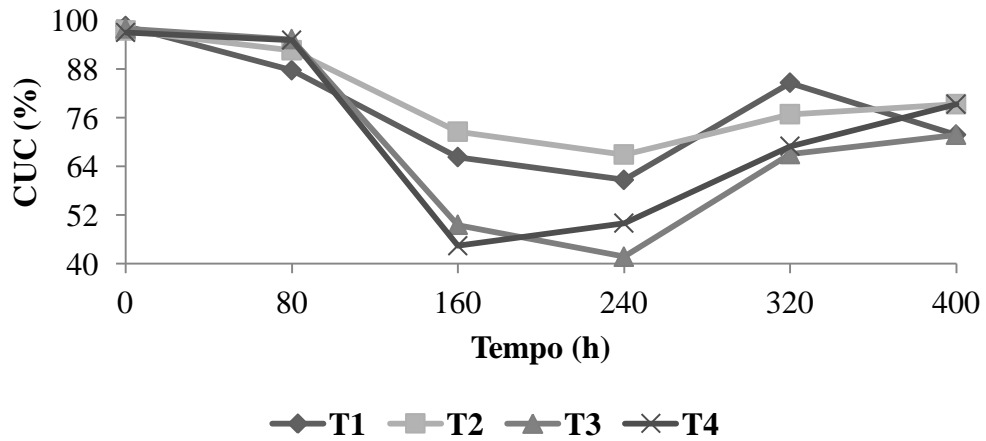
Gotejador	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
G1	0,00d	13,68c	47,05a	29,34b	29,68b	44,10a
G2	0,00e	13,77d	58,84a	32,79c	50,26b	63,82a
G3	0,00d	11,21c	49,90a	32,65b	38,47b	54,94a
G4	0,00d	10,86c	50,37a	31,63b	37,45b	50,23a

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 7,710. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e gotejador não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

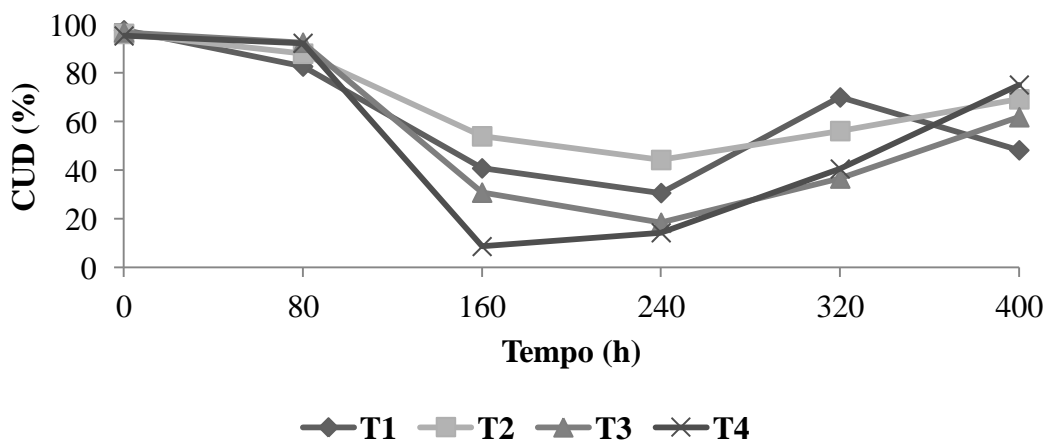
4.2.4 Desempenho dos Coeficientes de Uniformidade de Christiansen (CUC), de Uniformidade de Distribuição (CUD) e de Uniformidade estatística (Us)

Nas Figuras 24A, 24B e 24C, estão apresentados os gráficos do CUC, CUD e da Us, ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas dos gotejadores G1.

A



B



C

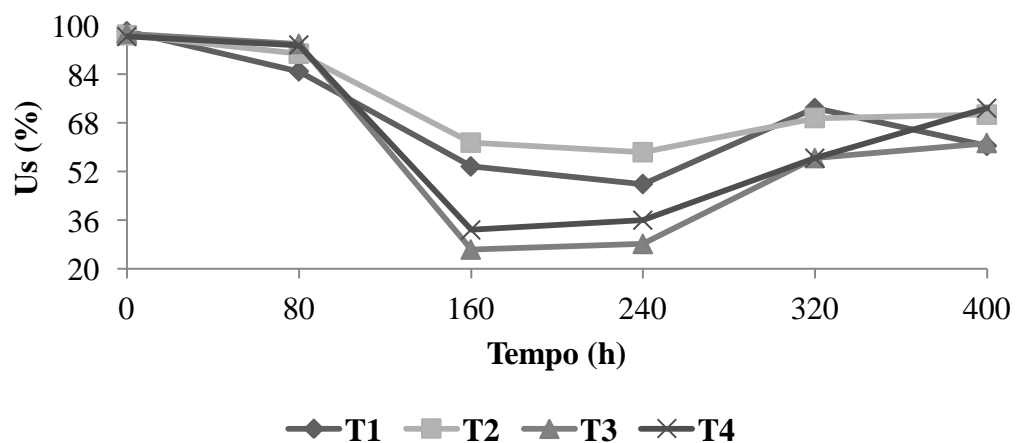


Figura 24. Gráficos do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G1.

Nos tempos de funcionamento inicial e com 400h de funcionamento do sistema de irrigação, foram obtidos valores para o CUC de 98,58 e 71,80%; 97,48 e 79,32%; 97,99 e 71,80%; e 96,99 e 79,32% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente (Figura 24A).

Para o CUD, nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades gotejadoras, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos gotejadores G1 apresentaram valores de 97,55 e 48,28%; 96,08 e 69,22%; 96,72 e 61,86%; e 95,23 e 75,09%, respectivamente (Figura 24B).

Observa-se que após o tempo inicial de funcionamento do sistema de irrigação, o CUC e o CUD vão diminuindo, chegando a valores mínimos de 41,74% no TRAT T3 para CUC e 8,74% no TRAT T4 para CUD, e em outro determinado momento eles voltam a crescer, comportamento que pode ser observado em todos os tratamentos. Este fato ocorre devido a diminuição da vazão dos gotejadores ao longo dos trabalhos, ou seja, a tendência é que o CUC e CUD aumentem na medida em que as vazões dos gotejadores encaminhem para um valor mínimo, onde, embora o volume de água em um determinado período de tempo não seja suficiente para atender alguma necessidade hídrica específica, a distribuição de água estará uniforme.

Para os mesmos gotejadores e tempos de funcionamento, obteve-se Us equivalente a 98,10 e 60,47%; 96,78 e 70,71%; 97,36 e 61,40%; e 96,36 e 72,81% os tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente (Figura 24C). O comportamento foi semelhante ao ocorrido para o CUC e CUD, onde após o tempo inicial de funcionamento, os valores decresceram, atingindo um limite mínimo de 26,39% no tratamento T3. Após as 240h de funcionamento, todas as unidades gotejadoras apresentaram aumento em seus valores de Us.

Nas Figuras 25A, 25B e 25C, estão apresentados os gráficos do CUC, CUD e da Us, ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas dos emissores G2.

Nos tempos de funcionamento inicial e 400h, foram obtidos valores para o CUC de 98,67 e 68,35%; 96,08 e 65,29%; 98,38 e 68,35%; e 97,05 e 65,22% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente (Figura 25A).

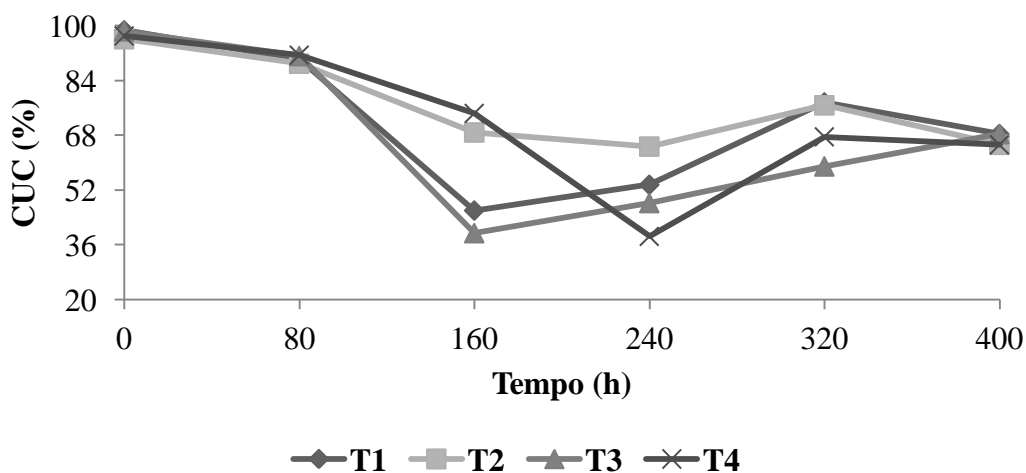
Para o CUD, nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades de irrigação, submetidas aos Tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos emissores G2 apresentaram valores de 98,17 e 47,37%; 92,68 e 42,13%; 97,81 e 20,63%; e 96,09 e 50,59% respectivamente (Figura 25B).

Com relação Us, nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades gotejadoras, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos gotejadores G2 apresentaram valores de 98,33 e 58,07%; 93,91 e 54,67%; 97,97 e 32,81%; e 96,55 e 57,24% respectivamente (Figura 25C).

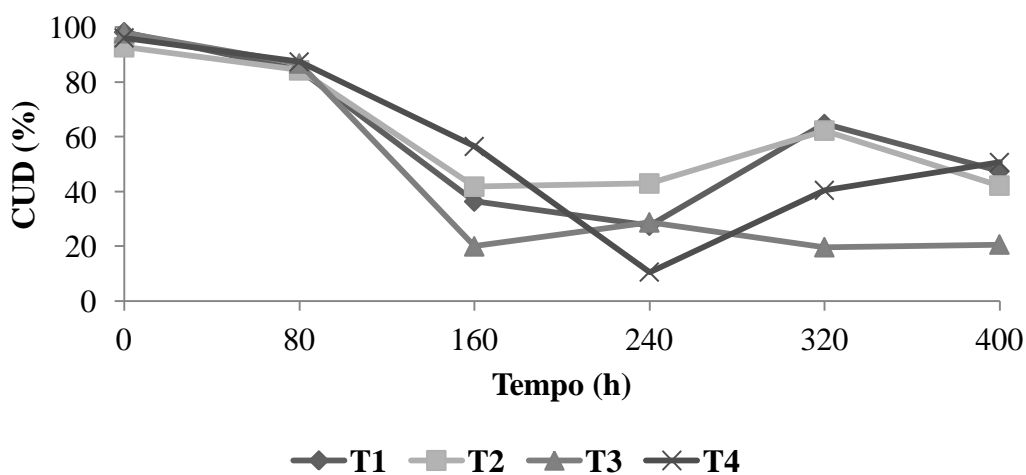
Constata-se oscilações com aumentos e diminuições de valores nas avaliações de CUC, CUD e Us, principalmente após as 240h de funcionamento. Este fato pode ser atribuído a aplicação do Byosol Swift, que, embora ainda sim, tenha sido observada uma redução na vazão média dos

gotejadores, a ação das enzimas pode ter acarretado em desobstruções aleatórias nos gotejadores presentes nas linhas de irrigação, provocando desuniformidade na aplicação de água pelo sistema.

A



B



C

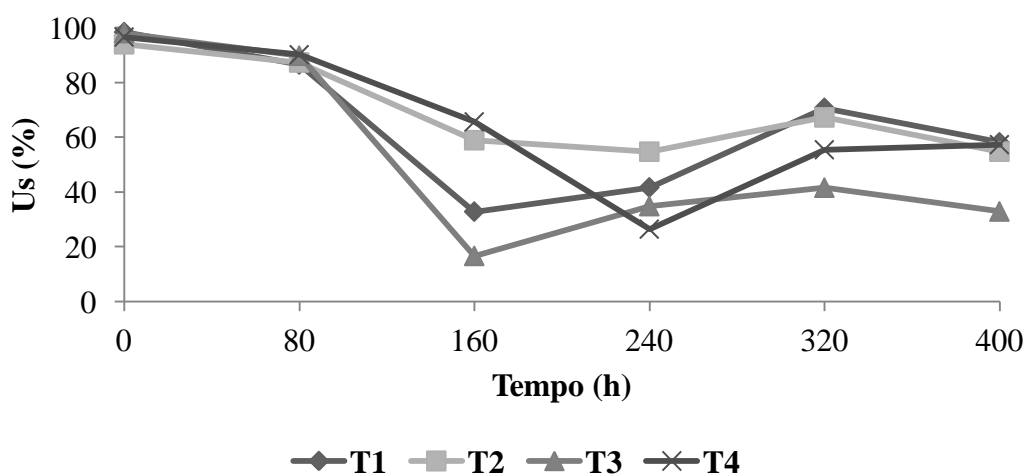


Figura 25. Gráfico do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G2.

Nas Figuras 26A, 26B e 26C, constam os gráficos do CUC, CUD e da Us, ao longo do período de operação, nas unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G3.

Nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades de irrigação, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos gotejadores G3, foram obtidos valores para o CUC de 97,06 e 66,58%; 96,98 e 81,38%; 98,35 e 66,58%; e 98,03 e 81,38% respectivamente (Figura 26A).

Analisando o CUD, nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades gotejadoras, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos emissores G3 apresentaram valores de 97,06 e 43,03%; 95,27 e 67,47%; 97,02 e 42,77%; e 97,38 e 61,20% respectivamente (Figura 26B).

Com relação Us, nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades gotejadoras, submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos emissores G3 apresentaram valores de 97,56 e 52,38%; 96,35 e 73,77%; 97,76 e 43,09%; e 97,55 e 66,53% respectivamente (Figura 26C).

Nas Figuras 27A, 27B e 27C estão apresentados os gráficos do CUC, CUD e da Us, ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.

Para o CUC, os valores encontrados foram de 98,84 e 76,23%; 98,01 e 81,52%; 96,97 e 76,23%; e, 97,36 e 81,52% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente (Figura 27A).

Com relação ao CUD, nos tempos de funcionamento inicial e 400h, as unidades de irrigação, correspondente aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, dotadas dos gotejadores G4 apresentaram valores de 98,28 e 63,30%; 97,14 e 69,93%; 94,07 e 67,86%; e, 95,82 e 72,91% respectivamente (Figura 27B).

Para a Us, os valores encontrados foram de 98,49 e 66,17%; 97,43 e 74,53%; 96,01 e 76,10; e, 96,72 e 72,02 % para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente (Figura 27C).

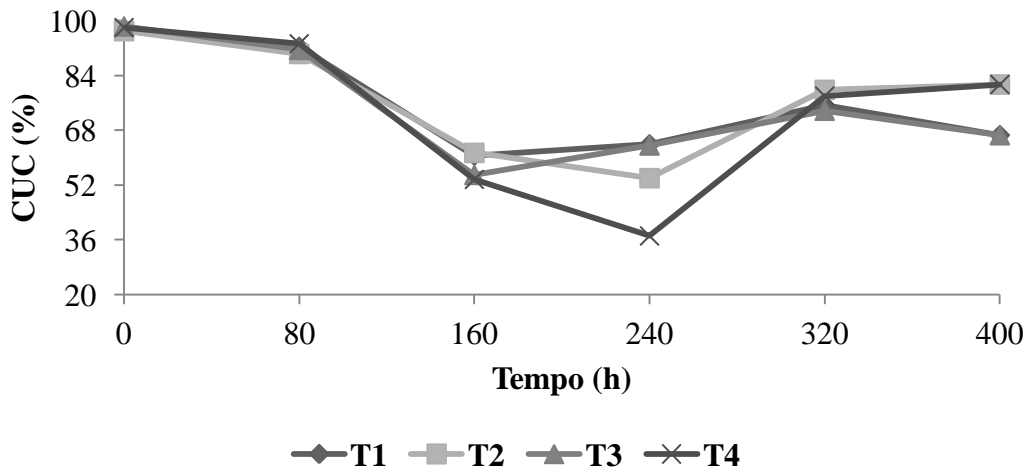
Observa-se que a ação do catalisador enzimático não alterou significativamente a uniformidade de distribuição nos sistemas de irrigação. Atribui-se este comportamento ao alto teor de Cloro (Cl) presente na ARDT, podendo ter resultado previamente na diminuição da comunidade bacteriana no biofilme presente nos gotejadores.

Ainda em função do seu poder oxidante, quando se aplica o cloro à água, parte dele é consumido em reações com substâncias orgânicas e inorgânicas em suspensão ou dissolvidas, o que representa a demanda de cloro da água. Completadas as reações, permanecem teores de cloro residual, que podem se apresentar nas formas de cloro residual livre ou cloro residual combinado (BRASIL, 2006).

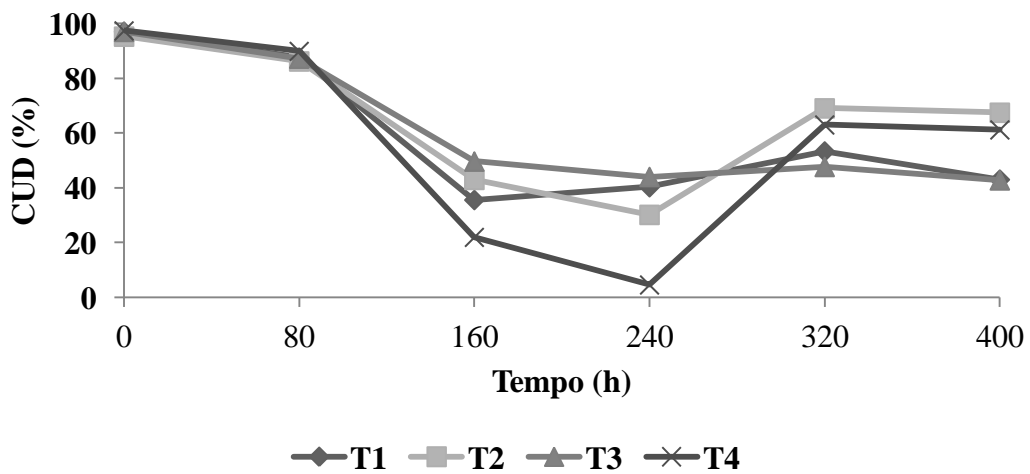
O conhecimento do teor de cloretos em água tratada tem por finalidade obter informações sobre o seu grau de mineralização, como o manancial está localizado em um solo muito rico em cálcio e magnésio, esses sais tornam-se difíceis de serem removidos e em contato com o cloro no

processo de cloração tornam-se cloretos de cálcio e cloreto de magnésio. Desta forma, a questão do entupimento dos gotejadores está mais atribuída a fatores físico-químicos do que biológicos.

A



B



C

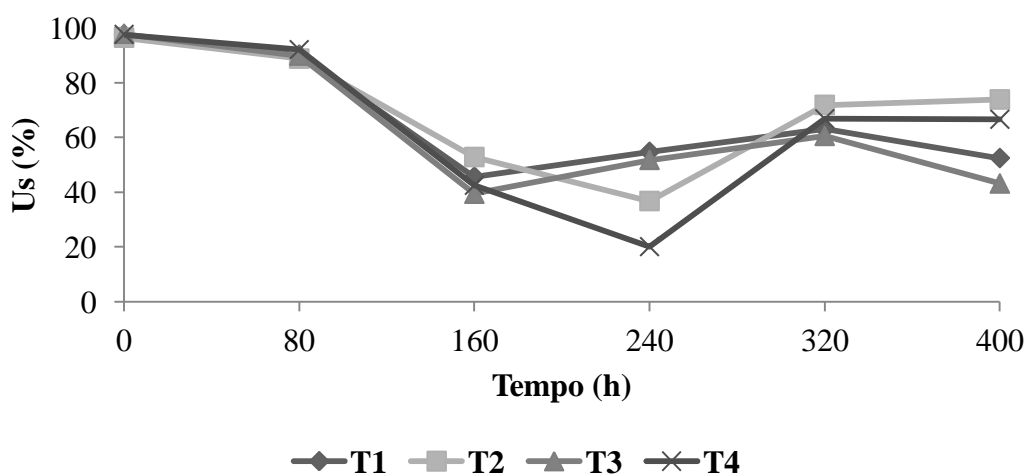
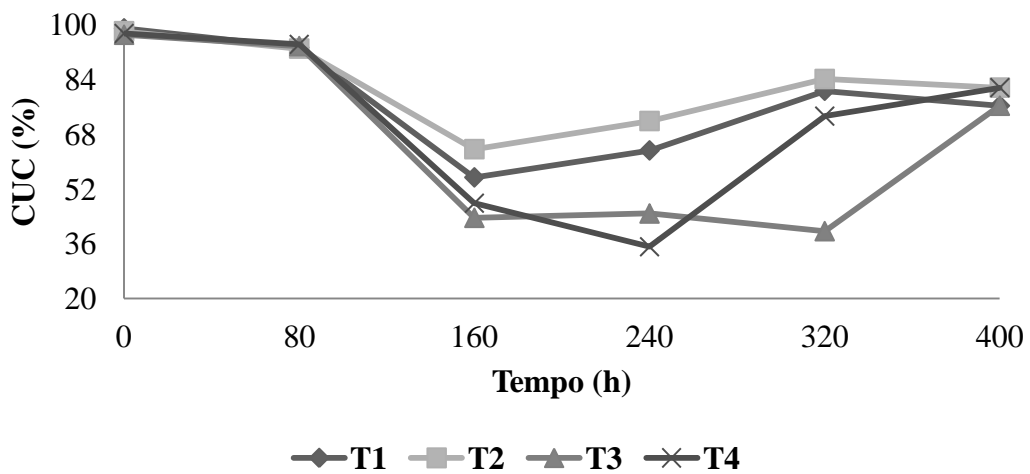
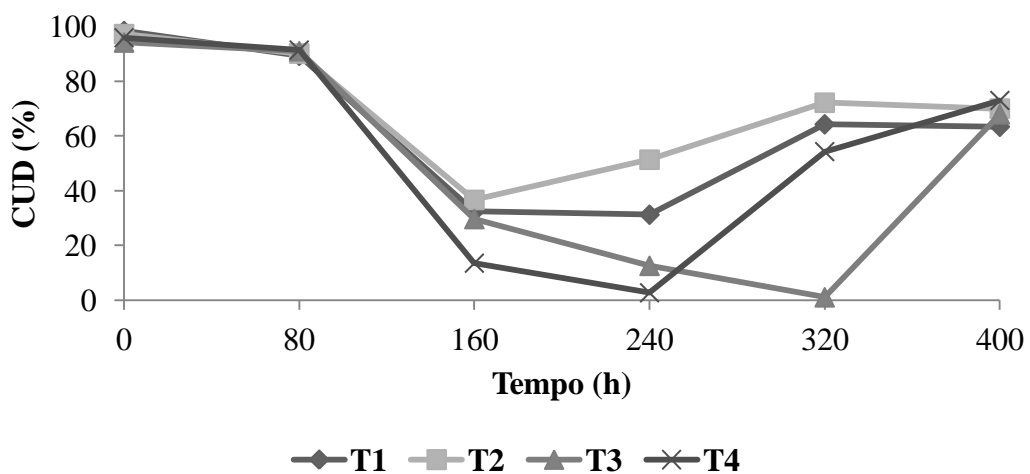


Figura 26. Gráfico do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G3.

A



B



C

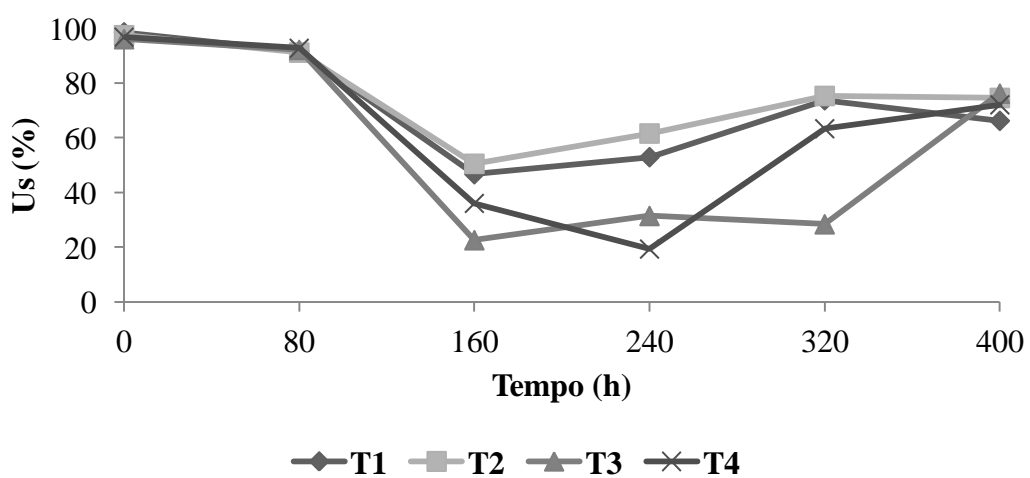


Figura 27. Gráfico do CUC (A), CUD (B) e da Us (C) ao longo do período de operação, nas unidades gotejadoras dotadas do emissor G4.

Os cloretos também indicam contaminação por esgotos, mas como as amostras em estudo provêm de saída de reservatórios descarta-se essa possibilidade. A alta concentração de cloretos, também pode ocasionar nas redes de distribuição um aumento significativo de incrustações e corrosões ocasionando rompimentos (CAGEPA 2008).

4.2.4.1 Equações de regressão das variáveis CUC, CUD e Us nas unidades gotejadoras

Encontra-se na Tabela 28, as equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos, apresentando os respectivos coeficientes de determinação (R^2).

Tabela 28. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão CUC	R^2
1	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 78,27$	–
1	2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 72,37$	–
1	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 76,15$	–
1	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 77,90$	–
2	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 80,96$	–
2	2	$C\hat{U}C = 97,034 - 0,189^{**} \cdot T + 0,000298^* \cdot T^2$	0,66
2	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 77,31$	–
2	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 81,97$	–
3	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 71,17$	–
3	2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 64,42$	–
3	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 73,28$	–
3	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 66,81$	–
4	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 72,82$	–
4	2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 73,01$	–
4	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 72,76$	–
4	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 70,88$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R^2 – Coeficiente de determinação; T – Tempo de funcionamento; * e ** – F significativo a 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Analisando o CUC, observou-se que o modelo quadrático foi o que melhor se ajustou ao gotejador G2, no T2, possuindo R^2 igual a 0,66. Para os demais gotejadores e tratamentos, os valores do CUC não foram alterados significativamente por T, sendo a média melhor representação para os dados.

Na Tabela 29, encontram-se as equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos, apresentando os respectivos coeficientes de determinação (R^2).

Percebeu-se que o modelo linear foi o que melhor representou o gotejador G2, T3, tendo R^2 equivalente a 0,63. Com relação aos outros gotejadores e tratamentos, constatou-se comportamento semelhante ao CUC, onde os valores não foram alterados significativamente por T, sendo a média melhor representação para os dados.

Tabela 29. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão CUD	R^2
1	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 61,67$	–
1	2	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 59,72$	–
1	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 59,48$	–
1	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 63,09$	–
2	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 67,95$	–
2	2	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 60,99$	–
2	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 65,19$	–
2	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 69,51$	–
3	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 56,18$	–
3	2	$C\hat{U}D = 86,898 - 0,207^{**} \cdot T$	0,63
3	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 61,40$	–
3	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 49,32$	–
4	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 54,38$	–
4	2	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 56,90$	–
4	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 56,33$	–
4	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 55,07$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R^2 – Coeficiente de determinação; T – Tempo de funcionamento; * e ** – F significativo a 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Com relação a Tabela 30, temos as equações de regressão ajustadas a Uniformidade Estatística (Us), em função dos tempos de operação (T) das unidades de irrigação, para os quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos, apresentando os respectivos coeficientes de determinação (R²).

Os modelos quadráticos foram os que melhor representaram os gotejadores G1 e G2, nos tratamentos 1 e 2 respectivamente. Os demais valores não foram alterados significativamente por T, sendo a média melhor representação para os dados.

Tabela 30. Equações de regressão ajustadas a Uniformidade Estatística (Us), em função dos tempos de operação (T) das unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão Us	R ²
1	1	$\hat{U}_s = 99,713 - 0,337^{**} \cdot T + 0,000637^{**} \cdot T^2$	0,66
1	2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 64,66$	–
1	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 67,21$	–
1	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 71,60$	–
2	1	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 72,62$	–
2	2	$\hat{U}_s = 96,031 - 0,243^{**} \cdot T + 0,000375^{**} \cdot T^2$	0,72
2	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 70,00$	–
2	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 70,05$	–
3	1	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 20,63$	–
3	2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 52,23$	–
3	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 63,70$	–
3	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 57,76$	–
4	1	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 64,67$	–
4	2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 65,20$	–
4	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 64,20$	–
4	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 63,34$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; T – Tempo de funcionamento; * e ** – F significativo a 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Foi observado ao tentar analisar as equações de regressão ajustadas as variáveis, CUC, conforme Tabela 31, em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos, que, em todos os gotejadores e tratamentos, não houve alteração significativa por nenhum elemento físico, químico ou biológico presente na água residuária, sendo a média melhor representação para os

dados. Casos semelhantes foram verificados para as equações do CUD e da Us, Tabela 32 e Tabela 33, respectivamente.

Tabela 31. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão	R ²
CUC			
1	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 78,27$	–
1	2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 72,37$	–
1	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 76,15$	–
1	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 77,90$	–
2	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 80,96$	–
2	2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 76,75$	–
2	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 77,31$	–
2	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 81,97$	–
3	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 71,17$	–
3	2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 64,42$	–
3	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 73,28$	–
3	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 66,81$	–
4	1	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 72,82$	–
4	2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 73,01$	–
4	3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 72,76$	–
4	4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 70,82$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; ⁰, * e ** – F significativo a 10%, 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Tabela 32. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão CUD	R ²
1	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 61,67$	–
1	2	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 59,72$	–
1	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 59,48$	–
1	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 63,09$	–
2	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 67,95$	–
2	2	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 60,99$	–
2	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 65,19$	–
2	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 69,51$	–
3	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 56,18$	–
3	2	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 45,58$	–
3	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 61,40$	–
3	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 49,32$	–
4	1	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 54,38$	–
4	2	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 56,90$	–
4	3	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 56,33$	–
4	4	$C\hat{U}D = C\bar{U}D = 55,07$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; ⁰, * e ** – F significativo a 10%, 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

Tabela 33. Equações de regressão ajustadas ao Coeficiente de Uniformidade Estatística (Us), em função da qualidade da água de irrigação, nas unidades gotejadoras, para os quatro tipos de emissores (G1, G2, G3 e G4) e os quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4) biológicos.

TRAT	GOT	Equação de regressão Us	R ²
1	1	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 69,67$	–
1	2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 64,66$	–
1	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 67,21$	–
1	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 71,60$	–
2	1	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 72,64$	–
2	2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 69,42$	–
2	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 70,00$	–
2	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 75,05$	–
3	1	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 60,63$	–
3	2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 52,23$	–
3	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 63,70$	–
3	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 57,76$	–
4	1	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 64,68$	–
4	2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 65,20$	–
4	3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 64,20$	–
4	4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 63,34$	–

Nota: TRAT – Tratamento; GOT – Gotejador; R² – Coeficiente de determinação; ⁰, * e ** – F significativo a 10%, 5% e 1% de probabilidade, pelo teste “t” respectivamente.

4.2.4.2 Valores médios do CUC no sistema de irrigação em cada nível analisado

A comparação entre os valores médios de CUC em cada tratamento biológico e gotejador experimentado está apresentada na Tabela 34.

Tabela 34. Comparação entre os valores médios de CUC em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.

Tratamento	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
1	78,27ab	72,32b	76,15ab	77,90ab
2	80,96a	76,75a	77,31a	81,97a
3	71,17abc	64,42c	73,28ab	66,81bc
4	72,81a	73,01a	72,76a	70,89a

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 5,789. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tipo de gotejador e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Observa-se no T1 que os quatro tipos de gotejadores foram estatisticamente iguais, sendo que o gotejador G2 apresentou menor média. No T2, não houve diferença estatística entre as médias. Para o T3, embora o gotejador G1 tenha apresentado média superior em relação aos demais, não houve diferença estatística entre ele e os gotejadores G2, G3 e G4. O gotejador G2 apresentou média de menor valor. No T4, não houve diferença estatística entre as médias.

Está apresentada, na Tabela 35, a comparação entre os valores médios do CUC em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado. Pode-se ver em todos os tratamentos que os valores médios foram decrescendo na medida em que se avançava o tempo de operação.

No entanto estes valores nos tempos de 160 e 240h foram inferiores as médias obtidas nas 320 e 400h de funcionamento. Este acontecimento está associado à diminuição da vazão dos gotejadores, que ocorre de forma aleatória ao longo da linha de irrigação. No momento em que a vazão de todos os emissores tende a um valor mínimo, a distribuição de água ao longo da linha lateral, embora apresente vazão reduzida, torna-se uniforme, o que favorece o aumento nos valores do CUC.

Tabela 35. Comparação entre os valores médios do CUC em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.

Tratamento	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
1	98,55a	90,84a	57,05c	60,31c	79,54b	70,74b
2	97,14a	91,20a	66,58c	64,35c	79,37b	76,86b
3	97,92a	92,92a	46,87c	49,57c	59,81b	66,44b
4	97,36a	93,50a	55,06c	40,16d	71,93b	76,21b

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 9,548. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Consta na Tabela 36 a comparação entre os valores médios de CUC em cada gotejador e tempo de operação. Observa-se que os valores médios foram aumentando na medida em que se aumentava o tempo de operação das unidades gotejadoras.

Tabela 36. Comparação entre os valores médios de CUC em cada gotejador e tempo de operação.

Gotejador	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
G1	97,76a	92,69a	58,23c	54,84c	74,38b	76,94b
G2	97,54a	90,39a	57,17cd	51,22d	70,20bc	63,31bcd
G3	97,87a	91,87a	57,65c	54,54c	76,72b	70,49b
G4	97,79a	93,50a	52,51d	53,68d	69,53c	79,51b

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 9,548. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e gotejador não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

No entanto, alguns valores nas 160 e 240h de funcionamento foram inferiores aos apresentados nas 320 e 400h. Este comportamento tem explicação semelhante ao que foi evidenciado na Tabela 32.

4.2.4.3 Valores médios do CUD no sistema de irrigação em cada nível analisado

Na Tabela 37 está apresentada a comparação entre os valores médios do CUD em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentalado. Pode-se ver em todos os tratamentos que os valores médios foram decrescendo na medida em que se avançava o tempo de operação.

No entanto estas médias foram aumentando após as 240 h de funcionamento. Este comportamento tem explicação semelhante ao que foi evidenciado na Tabela 32, ou seja, no momento em que a vazão de todos os emissores diminui a quase zero, quando há uma forte obstrução na saída de água, a distribuição, torna-se uniforme, o que favorece o aumento nos valores do CUD.

Tabela 37. Comparação entre os valores médios do CUD em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentalado.

Tratamento	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
1	96,76a	85,96a	36,27cd	32,41d	63,03bc	50,49bcd
2	95,29a	87,11a	43,82c	42,16c	64,88b	62,19b
3	96,40a	89,34a	32,52c	25,93c	26,25c	48,28b
4	96,13a	90,19a	25,15c	8,04d	49,56b	64,95b

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 15,685. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A Tabela 38 apresenta a comparação entre os valores médios do CUD em cada gotejador e tempo de operação. Há uma diminuição nos valores na medida em que se avança o tempo de operação, para todos os tratamentos, entretanto observa-se novamente um aumento a partir das 240 horas de funcionamento, quando as vazões de todos os gotejadores tende a diminuir, uniformizando o sistema de irrigação.

Tabela 38. Comparação entre os valores médios do CUD em cada gotejador e tempo de operação.

Gotejador	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
G1	96,39a	88,82a	33,62c	26,98c	50,86b	63,61b
G2	96,19a	85,67a	38,61bc	27,41c	46,72bc	40,18bc
G3	96,68a	87,74a	37,54c	29,75c	58,27b	53,62b
G4	96,33a	90,38a	28,00d	24,41d	47,88c	68,50b

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 15,685. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e gotejador não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.2.4.4 Valores médios da Us no sistema de irrigação em cada nível analisado

A comparação entre os valores médios da Us em cada tratamento biológico e gotejador experimentalado é vista na Tabela 39. Em todos os tratamentos não houve diferença estatística entre os

gotejadores analisados. No entanto, verifica-se no T3, que o gotejador G2 apresentou a menor média para Us.

Tabela 39. Comparação entre os valores médios da Us em cada tratamento biológico e gotejador experimentado.

Tratamento	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
1	69,67a	64,66a	67,21a	71,60a
2	74,62a	69,42a	70,00a	75,05a
3	60,63ab	52,23b	63,70ab	57,76ab
4	64,68a	65,20a	64,20a	63,34a

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 7,145. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tipo de gotejador e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Observa-se na Tabela 40 a comparação entre os valores médios da Us em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado. Evidencia-se, em todos os tratamentos que os valores médios foram decrescendo na medida em que se avançava o tempo de operação, embora as médias entre 0 e 80 horas sejam estatisticamente iguais, para todos os tratamentos e gotejadores.

No entanto estas médias aumentaram após as 240h de funcionamento. Este acontecimento está associado à diminuição da vazão dos gotejadores, que ocorre de forma aleatória ao longo da linha de irrigação. No momento em que a vazão de todos os emissores tende a um valor mínimo, a distribuição de água ao longo da linha lateral, embora apresente vazão reduzida, torna-se uniforme, o que favorece o aumento nos valores a Us.

Tabela 40. Comparação entre os valores médios da Us em cada tratamento biológico e tempo de operação experimentado.

Tratamento	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
1	98,12a	88,31a	44,69d	49,27cd	70,04bc	59,27bcd
2	96,12a	89,45a	55,90c	52,81c	70,96b	68,42b
3	97,27a	91,39a	26,22d	36,54cd	46,71bcd	53,35bc
4	96,79a	92,08a	44,21c	25,44d	60,45b	67,15b

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 11,209. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e tratamento não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A Tabela 41 apresenta a comparação entre os valores médios da Us em cada gotejador e tempo de operação. Em todos os tratamentos, os valores médios foram decrescendo na medida em que se avançava o tempo de operação.

Tabela 41. Comparação entre os valores médios da Us em cada gotejador e tempo de operação.

Gotejador	Tempo de operação (h)					
	0	80	160	240	320	400
G1	97,15a	90,81a	43,62c	42,64c	63,84b	66,35b

G2	96,69a	88,40a	43,44cd	39,36d	58,68bc	50,70bcd
G3	97,31a	90,14a	45,03c	40,76c	65,48b	58,94b
G4	97,16a	91,87a	38,93d	41,30d	60,16c	72,20b

Nota: Desvio médio simples (DMS) igual a 11,209. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas linhas para cada tempo de operação e gotejador não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Este comportamento tem explicação semelhante ao que foi evidenciado na Tabela 37, ou seja, fato que favoreceu o aumento nos valores da Us ao longo das horas trabalhadas.

4.2.5 Análise visual e por microscopia óptica dos gotejadores obstruídos por bioincrustação

Decorrida as 400 h de operação das unidades de irrigação, realizou-se a abertura de gotejadores para avaliação visual dos biofilmes presentes, como apresentado na Figura 28.

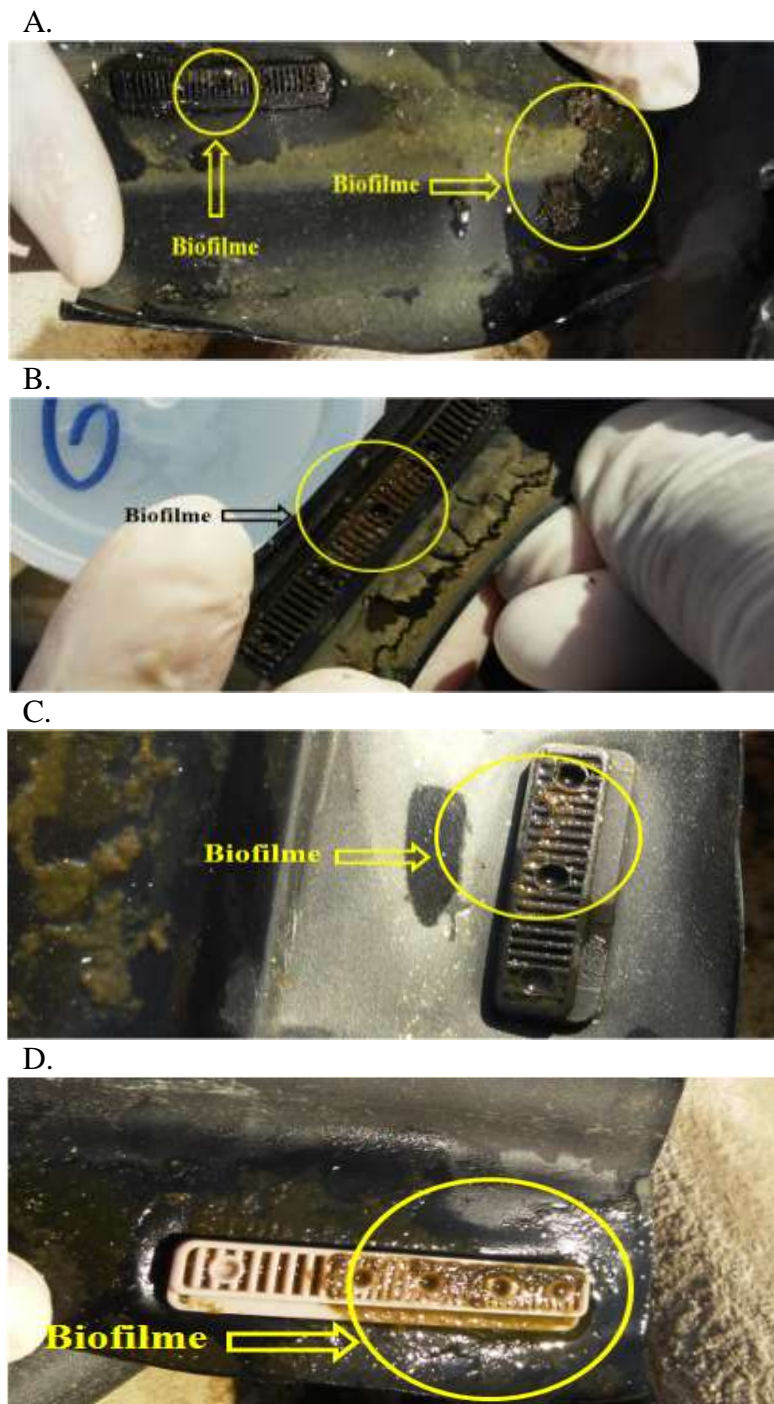
Segundo Oliver et al. (2014), o biofilme é um composto de secreções microbianas e partículas em suspensão presente em águas residuárias. A matriz da bioincrustação, formada no interior dos gotejadores e das linhas laterais, foi estudada nas últimas três décadas por diversos autores (Adin & Sacks, 1991; Ravina et al., 1992; Capra & Scicolone, 2005; Cunha et al., 2006; Batista et al., 2008; Liu & Huang, 2009; Yan et al., 2009; Li et al., 2011a,b; Silva et al., 2013; Batista et al., 2014).

Notou-se que houve a formação de biofilme de coloração esverdeada nos labirintos dos gotejadores G1, G2, G3 e G4 (Figuras 28A, 28B, 28C e 28D respectivamente), o que provocou alteração na vazão dos gotejadores e, conseqüentemente em todos os indicadores de desempenho hidráulico. Efeito semelhante foi obtido por Costa (2014), em gotejadores autocompensantes e não-autocompensantes, utilizando água residuária doméstica tratada, Cunha et al. (2006) com água residuária do cafeeiro, Batista et al. (2008) com água residuária doméstica terciária, Silva et al. (2013) com água residuária do processamento da castanha de caju e Batista et al. (2014) com água residuária de suinocultura, onde houve a formação de biofilme complexo, resultante da interação entre bactérias e partículas orgânicas e inorgânicas, que comprometeu o desempenho hidráulico das unidades de irrigação por gotejamento.

Em geral o biofilme é resultante da interação entre os agentes físicos, químicos e biológicos ocasionadores de entupimento presentes na água residuária que abastece os gotejadores (Dazhuang et al., 2009; Puig-Bargués et al., 2010); Batista et al., 2014).

A análise por microscopia óptica na matriz da bioincrustação formada no interior dos gotejadores possibilitou constatar a presença de alguns agentes biológicos, tais como algas e protozoários (Figura 29), para este último destacou-se a presença do *Balantidium coli* (Figura 29B).

Costa (2014) trabalhando com água residuária doméstica tratada realizou análise por microscopia óptica nas amostras da bioincrustação formada em diferentes gotejadores, evidenciou a presença de ácaros, leveduras, Protozoários, algas e espinhos de ácaros.

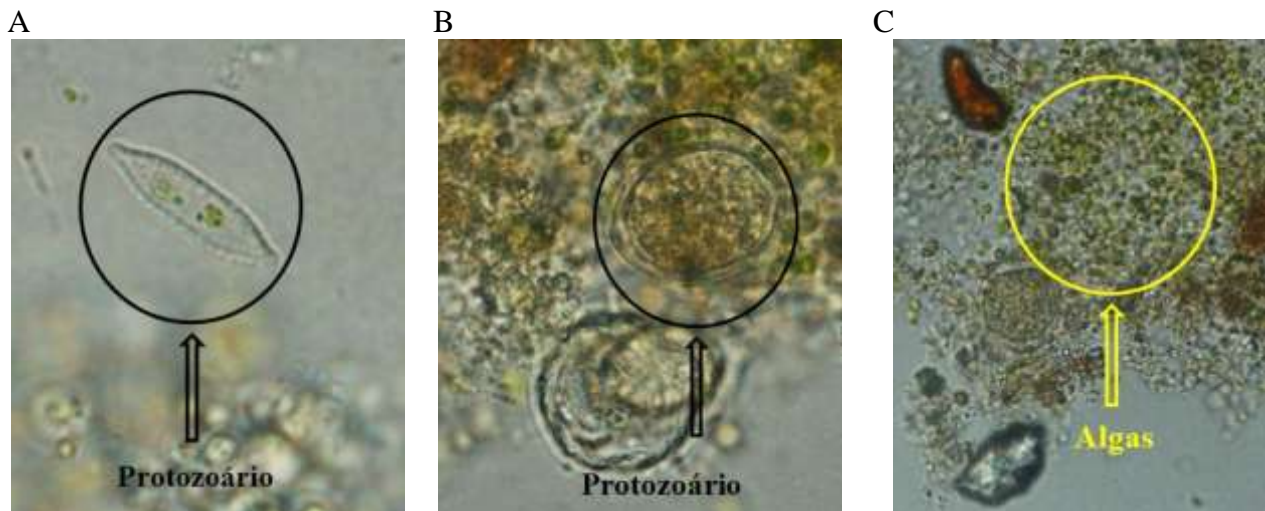


Fonte: Arquivo do pesquisador (2017)

Figura 28. Imagem do desenvolvimento de biofilme no interior dos gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C) e G4 (D) que aplicaram água residuária doméstica tratada.

Marques (2016), trabalhando com efluente de laticínios diluído em água de abastecimento público, constatou a presença de alguns agentes biológicos, tais como larvas de vermes, algas e cistos

de protozoários. Dehghanisani et al. (2004) identificaram fungos e algas na bioincrustação de gotejadores que operaram com água residuária doméstica tratada. Além disso, nos estudos desenvolvidos por Sagi et al. (1995) e Şahin et al. (2005) constataram-se problemas de entupimento de gotejadores que aplicaram água residuária doméstica tratada, devido à formação de mucilagem pela atividade de bactérias, fungos e protozoários.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017)

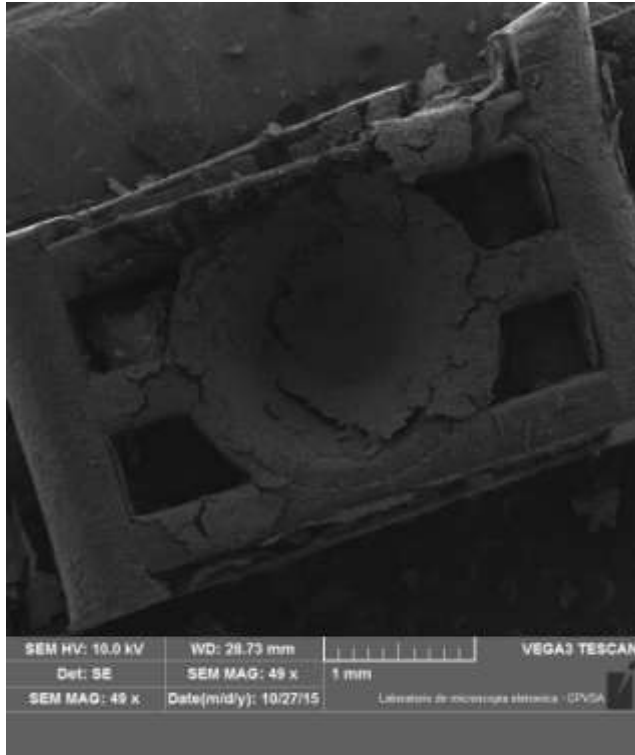
Figura 29. Análise por microscopia óptica bioincrustação formada no interior dos gotejadores, destacando a presença de protozoários (A e B) e algas (C).

No trabalho conduzido por Batista et al. (2008), com água residuária doméstica terciária, o material de obstrução dos gotejadores resultou da interação entre bactérias e algas presentes na água residuária, que formaram aglomerados na forma de cocos e pequenos bastonetes. Os gêneros de bactérias *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter*, juntamente com a ferrobactéria da espécie *cremothix* sp., formaram um muco microbiano, no qual se aderiram partículas representadas por células de algas vivas ou em decomposição. As algas predominantes pertenciam aos grupos Cyanophyta (gênero *Chlorococcus*), Euglenophyta (gêneros *Euglena* e *Phacus*) e Chlorophyta (gêneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* e *Sphaerocystis*).

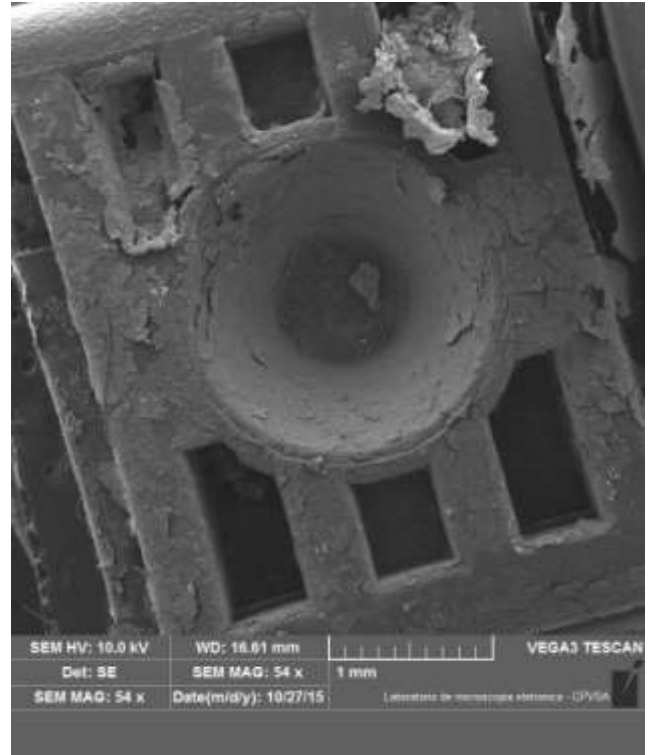
4.2.6 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e identificação de fatores biológicos e químicos de entupimento nos gotejadores

Está apresentada na Figura 30, a micrografia da bioincrustação formada na estrutura interna de um gotejador que operou com água residuária doméstica tratada. Evidenciou-se com o uso da microscopia eletrônica de varredura (MEV) que quase toda a área dos orifícios foi coberta por uma camada de biofilme, que obstruiu a passagem de fluído pelo emissor.

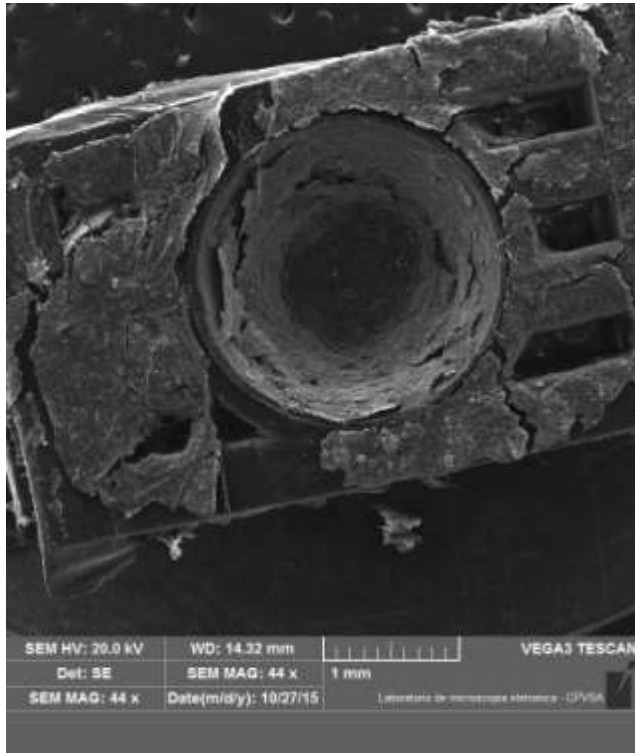
A



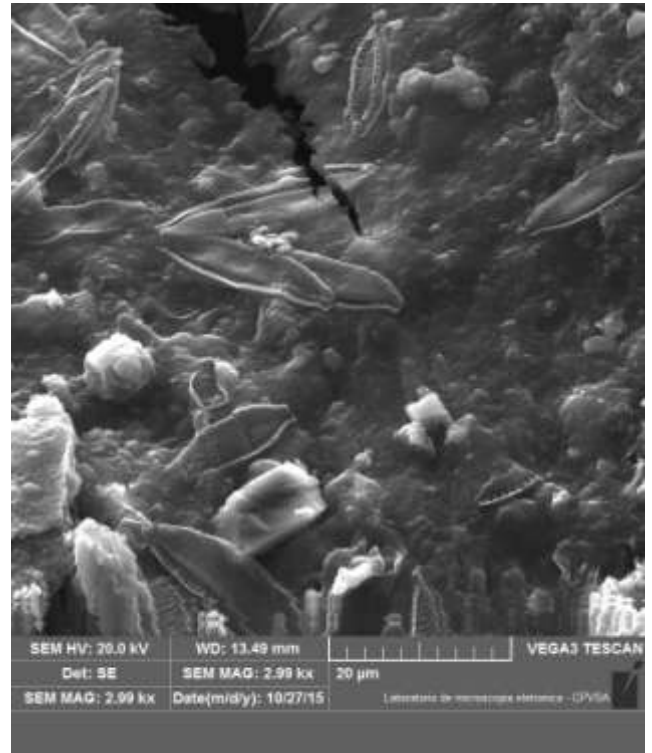
B



C



D



Fonte: Arquivo do pesquisador (2017)

Figura 30. Micrografias da bioincrustação, com ampliação de 49 vezes (A), 54 vezes (B), 44 vezes (C) e de 2990 vezes na área do gotejador, obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV).

Costa (2014) utilizou a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) para verificação de micrografias da matriz da bioincrustação, na área de filtração de gotejador que operou com água residuária doméstica tratada.

No trabalho de Dazhuang et al. (2009) com gotejadores obstruídos, após 360 h de aplicação de água residuária sanitária tratada, as imagens por MEV revelaram que partículas na matriz do biofilme estavam ligadas a polissacarídeos extracelulares, formando sedimento no interior dos emissores. Semelhantemente, Szekut et al. (2015) em estudo com gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada durante 1188 h, identificaram pela MEV biofilme formado no labirinto dos emissores ensaiados. Enquanto, Eroglu et al. (2012), também utilizando MEV detectaram em gotejadores obstruídos a presença de carbonato de cálcio.

Marques (2016), trabalhando com efluente de laticínios diluído em água de abastecimento público, empregou a Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV) com Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS - Energy-dispersive X-rayspectroscopy) para avaliar a morfologia e identificar os elementos químicos presentes nas amostras do biofilme. Os resultados forneceram informações sobre a composição química elementar aproximada nas regiões selecionadas e cobertas pelo biofilme. As micrografias indicaram a presença dos elementos químicos predominantes, tais como o Alumínio, Magnésio, Sódio, Nitrogênio e o Oxigênio.

Para cada tipo de gotejador no tratamento sem aplicação do Byosol Swift, amostras da bioincrustação foram submetidas à Fluorescência de Difração de Raios - X, para análise para a obtenção da composição química, conforme apresenta a Figura 31. Os resultados indicaram presença de elementos químicos predominantes, tais como Cloro (Cl), Potássio (K), Cálcio (Ca), Silício (Si), Ferro (Fe) e Enxofre (S).

Yan et al. (2010), em seu estudo com entupimento de gotejadores com água residuária doméstica tratada, identificaram como elementos químicos predominantes o carbono (C), o oxigênio (O), o fósforo (P), o cálcio (Ca) e o magnésio (Mg).

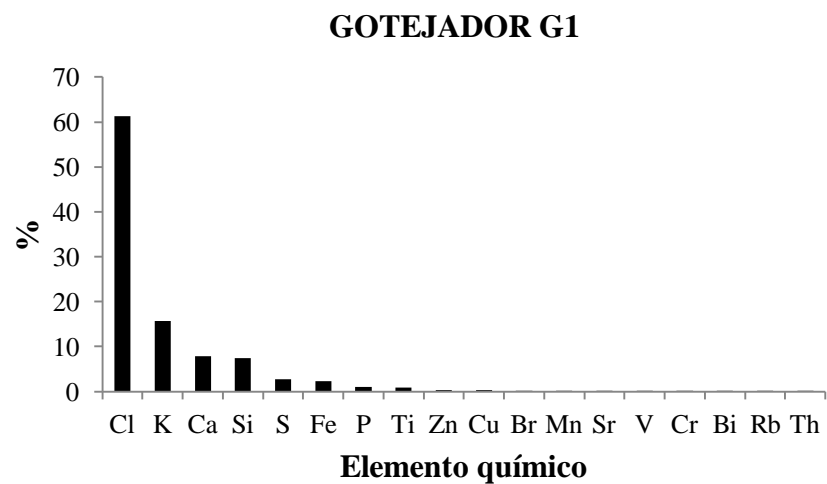
A presença de Ca na bioincrustação está associada, possivelmente, à presença do precipitado carbonato de cálcio (CaCO_3). Segundo Eroglu et al. (2012), o risco de precipitação de CaCO_3 está associado à relação entre o pH medido (pH_m) e o pH calculado (pH_c), onde o pH_c é obtido a partir dos teores de HCO_3^- , Ca e sólidos dissolvidos e da temperatura da água. Se pH_m > pH_c, a precipitação do CaCO_3 é mais provável de ocorrer.

A presença do Fe pode está associada à presença de ferrobactérias e de hidróxido férrico (precipitado), aglutinado na mucilagem bacteriana. Segundo Nakayama et al. (2006), as ferrobactérias filamentosas *Gallionella*, *Leptothrix*, *Toxothrix*, *Crenothrix* e *Sphaerotilus* são as mais comuns em gotejadores entupidos. No trabalho apresentado por Batista et al. (2006), foi identificada, somente, a ferrobactéria *Crenothrix* em gotejadores operando com esgoto doméstico tratado.

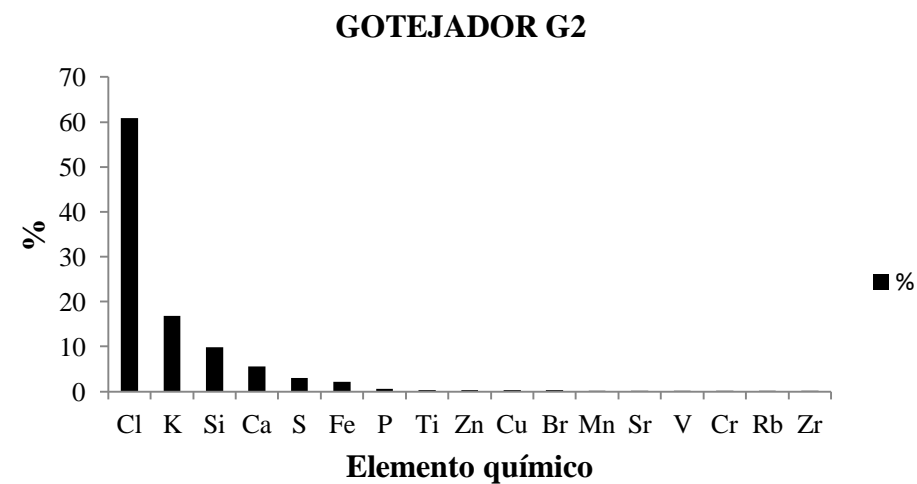
A presença de Se na bioincrustação, pode está associada à composição da água residuária que apresenta material fecal com resíduos de grãos, frutos do mar, carnes bovinas e de aves que, segundo Franco (2007), são alimentos ricos em Se.

Com relação, a presença de Si esta pode ser atribuída à presença de algas na água residuária doméstica tratada. De acordo com Vidotti & Rollemberg (2004), as algas diatomáceas são revestidas por uma parede celular formada por SiO_2 e, ao morrerem, contribuem para a formação do sedimento denominado "terra de diatomáceas", utilizado em indústrias.

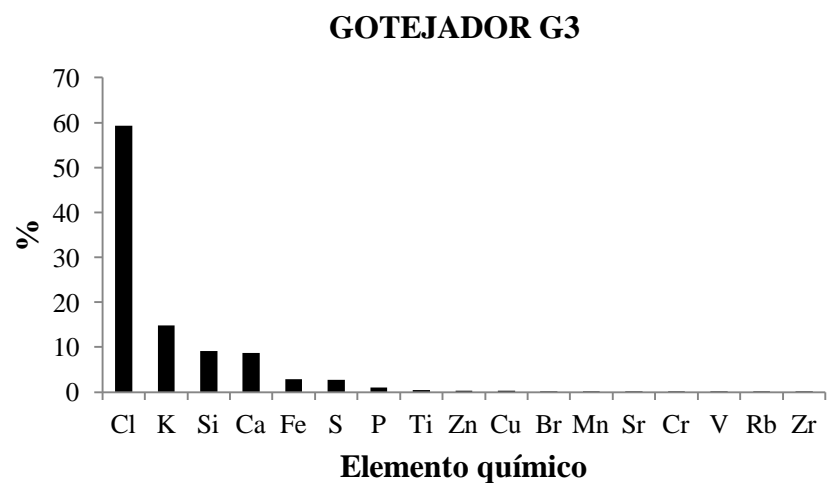
A



B



C



D

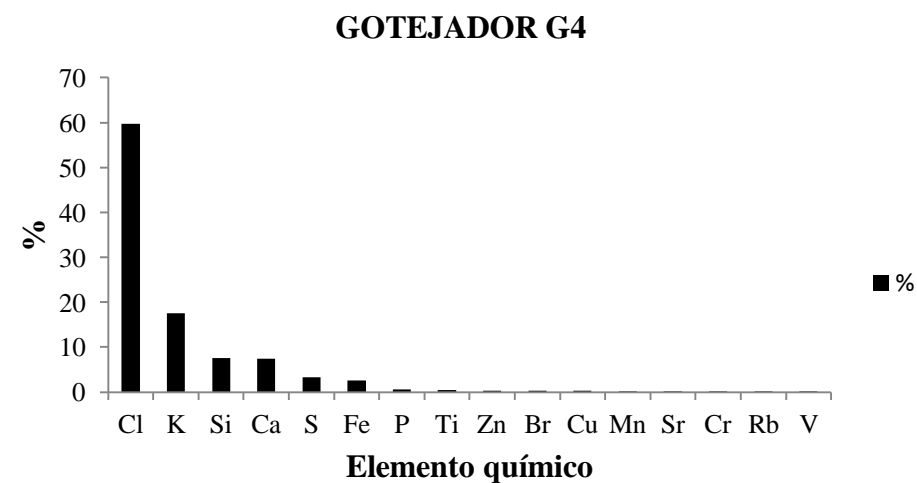


Figura 31. Gráficos da composição química da bioincrustação nos Gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C) e G4 (D), obtidas por meio da Fluorescência de Difração de Raios – X.

Tabela 42. Correlação de Pearson para as quatro unidades gotejadoras, relacionando 18 variáveis: gotejadores (GOT), tratamentos (TRAT), tempo de operação (T), indicadores de desempenho hidráulico (Q, CUD, CUC, CVQ, Us, QR e RQR) e qualidade da água residuária utilizada (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca²⁺, Mg²⁺ e BAC).

Variáveis	T	GOT	TRAT	Q	CUC	CUD	CVQ	Us	QR	RQR	SS	SD	pH	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	BAC
T	1**																	
GOT	0 ^{ns}	1**																
TRAT	0 ^{ns}	0 ^{ns}	1**															
Q	-0,1215 ^{ns}	-0,1398 ⁰	0,1364 ⁰	1**														
CUC	-0,4921**	-0,0064 ^{ns}	-0,1314 ⁰	0,1444 ⁰	1**													
CUD	-0,5436**	0,0094 ^{ns}	-0,1124 ^{ns}	0,1494 ⁰	0,9777**	1**												
CVQ	0,5351**	-0,0094 ^{ns}	0,1194 ^{ns}	-0,1491 ⁰	-0,9937**	-0,9746**	1**											
Us	-0,5351**	0,0094 ^{ns}	-0,1194 ^{ns}	0,1491 ⁰	0,9937**	0,9746**	-1**	1**										
QR	-0,7577**	-0,0307 ^{ns}	-0,0185 ^{ns}	0,1499 ⁰	0,7162**	0,7456**	-0,7459**	0,7459**	1**									
RQR	0,7607**	0,0245 ^{ns}	-0,0579 ^{ns}	-0,1511 ⁰	-0,7071**	-0,7316**	0,74**	-0,740**	-0,9867**	1**								
SS	0,9233**	0 ^{ns}	0 ^{ns}	-0,1505 ⁰	-0,5147**	-0,5614**	0,5665**	-0,5665**	-0,8538**	0,8495**	1**							
SD	0,9245**	0 ^{ns}	0 ^{ns}	-0,1330 ⁰	-0,5681**	-0,5914**	0,6116**	-0,6116**	-0,8893**	0,8839**	0,9451**	1**						
pH	0,1251 ^{ns}	0 ^{ns}	0 ^{ns}	-0,0841 ^{ns}	-0,0072 ^{ns}	0,0037 ^{ns}	0,0466 ^{ns}	-0,0466 ^{ns}	-0,4402**	0,4269**	0,4615**	0,388**	1**					
Fe	0,6491**	0 ^{ns}	0 ^{ns}	-0,1561 ⁰	0,0136 ^{ns}	-0,0368 ^{ns}	0,0371 ^{ns}	-0,0371 ^{ns}	-0,3878**	0,3951**	0,6972**	0,5913**	0,4622**	1**				
Mn	-0,6748**	0 ^{ns}	0 ^{ns}	0,0649 ^{ns}	0,7409**	0,7331**	-0,7474**	0,7474**	0,7118**	-0,7036**	-0,5562**	-0,7442**	0,139 ⁰	0,0206 ^{ns}	1**			
Ca²⁺	-0,5764**	0 ^{ns}	0 ^{ns}	0,2217 ⁺	0,4790**	0,5326**	-0,5034**	0,5034**	0,3893**	-0,3888**	-0,5609**	-0,4508**	0,0356 ^{ns}	-0,594**	0,2682**	1**		
Mg²⁺	0,7676**	0 ^{ns}	0 ^{ns}	-0,0755 ^{ns}	0,0655 ^{ns}	-0,0030 ^{ns}	-0,019 ^{ns}	0,019 ^{ns}	-0,3233**	0,3390**	0,6763**	0,5832**	0,142 ⁰	0,869**	-0,0919 ^{ns}	-0,4507**	1**	
BAC	-0,9744**	0 ^{ns}	0 ^{ns}	0,0958 ^{ns}	0,3964**	0,4614**	-0,442**	0,442**	0,6867**	-0,6923**	-0,9055**	-0,8511**	-0,1157 ^{ns}	-0,6455**	0,5526**	0,523**	-0,8218**	1**

Nota: T - Tempo; GOT - Gotejador; TRAT - Tratamento; Q - Vazão; CUC - Coeficiente de Uniformidade de Christiansen; CUD - Coeficiente de Uniformidade de Distribuição; CVQ - Coeficiente de Variação de Vazão; Us - Coeficiente de Uniformidade Estatística; QR - Vazão relativa; RQR - Redução da Vazão Relativa; SS - Sólidos Suspensos; SD - Sólidos Dissolvidos; pH - Potencial hidrogeniônico; Fe - Ferro total; Mn - Manganês total; Ca²⁺ - Cálcio; Mg²⁺ - Magnésio e BAC – Bactérias heterotróficas; **, *, 0 e n.s - significativo a 1%, 5%, 10% e não significativo a 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

4.2.7 Matriz de interação de Pearson relacionando as variáveis de desempenho hidráulico e da qualidade da água residuária doméstica tratada

A Tabela 42 apresenta a correlação de Pearson, para as quatro unidades gotejadoras, relacionando 18 variáveis: gotejadores (GOT), tratamentos (TRAT), tempo de operação (T), indicadores de desempenho hidráulico (Q, CUD, CUC, CVQ, Us, QR e RQR) e qualidade da água residuária utilizada (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca²⁺, Mg²⁺ e BAC). A avaliação dos resultados do coeficiente de correlação segue os critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Verificou-se que, ao fixar a variável T, houve correlação significativa tipo moderada negativa para CUC, CUD, Us, QR, Mn, Ca²⁺ e BAC; moderada positiva para CVQ, RQR, SS, SD, Fe e Mg²⁺; e não significativa para GOT, TRAT e pH.

Garson (2016) afirma que correlação é uma medida de associação bivariada (força) do grau de relacionamento entre duas variáveis. Para Moore (2007), a correlação mensura a direção e o grau da relação linear entre duas variáveis quantitativas.

Estima-se que o coeficiente de correlação de Pearson e suas derivações são escolhidos em 95% dos casos para descrever o padrão de relacionamento entre variáveis ou para fazer inferências válidas para a população a partir de dados amostrais (Chen & Popovic, 2002).

A variável GOT apresentou correlação fraca negativa para Q; e não significativa para TRAT, CUC, CUD, CVQ, Us, QR, RQR, SS, SD, pH, Fe, Mn, Ca²⁺, Mg²⁺ e BAC.

Para a variável TRAT, foi observada correlação significativa tipo fraca positiva para TRAT; fraca negativa para CUC; e não significativa para as demais variáveis relacionadas.

Com relação a variável Q, observou-se correlação moderada positiva para Ca²⁺; fraca positiva para CUC, CUD, Us e QR; fraca negativa para CVQ, RQR, SS, SD e Fe; e não significativa para pH, Mn, Mg²⁺ e BAC.

Analisando CUC, verificou-se correlação significativa tipo moderada positiva para CUD, Us, QR, Mn, Ca²⁺ e BAC; moderada negativa para CVQ, RQR, SS e SD; e não significativa para pH, Fe e Mg²⁺.

Ao fixar a variável CUD, houve correlação tipo moderada positiva para Us, QR, Mn, Ca²⁺ e BAC; moderada negativa para CVQ, RQR, SS e SD; e não significativa para pH, Fe e Mg²⁺.

A variável CUD apresentou correlação significativa tipo moderada positiva para Us, QR, Mn, Ca²⁺ e BAC; moderada negativa para CVQ, RQR, SS e SD; e não significativa para pH, Fe e Mg²⁺.

Para CVQ, observou-se correlação significativa tipo perfeita negativa para Us; moderada positiva para RQR, SS e SD; moderada negativa para QR, Mn, Ca²⁺, e BAC; e não significativa para pH, Fe e Mg²⁺.

Com relação a Us, foi verificada correlação tipo moderada positiva para QR, Mn, Ca²⁺ e BAC; moderada negativa para RQR, SS e SD; e não significativa para pH, Fe e Mg²⁺.

Fixando QR, verificou-se correlação significativa tipo moderada negativa para RQR, SS, SD, pH, Fe e Mg²⁺; moderada positiva para Mn, Ca²⁺ e BAC.

A variável RQR apresentou correlação tipo moderada positiva para SS, SD, pH, Fe e Mg²⁺; e, correlação tipo moderada negativa para Mn, Ca²⁺ e BAC.

A variável SS apresentou correlação significativa tipo moderada positiva para SD, pH, Fe e Mg²⁺; moderada negativa para Mn, Ca²⁺ e BAC.

Observando SD, verificou-se correlação tipo moderada positiva para pH, Fe e Mg²⁺; e, correlação tipo moderada negativa para Mn, Ca²⁺ e BAC.

Com relação ao pH, foi observada correlação tipo moderada positiva para Fe; fraca positiva para Mn e Mg²⁺; e, não significativa para Ca²⁺ e BAC.

Para Fe, houve correlação significativa tipo moderada negativa para Ca²⁺ e BAC; moderada positiva para Mg²⁺; e, não significativa para Mn.

A variável Mn apresentou correlação significativa tipo moderada positiva para Ca²⁺ e BAC; e, não significativa para Mg²⁺.

Para Ca²⁺, observou-se correlação significativa tipo moderada negativa para Mg²⁺; e correlação tipo moderada positiva para BAC.

A variável Mg²⁺ apresentou correlação tipo moderada negativa para BAC.

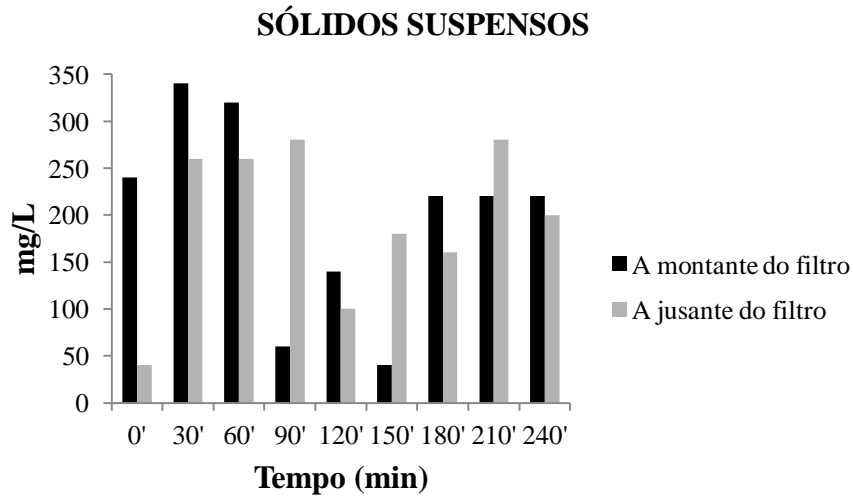
Vale salientar que de acordo com Achen (1977), correlações não podem ser comparadas entre diferentes amostras já que elas podem diferir porque apresentam variâncias diferentes, mesmo que o padrão de relacionamento entre as variáveis seja consistente. Dessa forma, não se devem utilizar coeficientes de amostras diferentes como um indicativo de existência de uma relação mais geral entre as variáveis.

4.3 Desempenho do filtro de tela operando com água residuária doméstica tratada

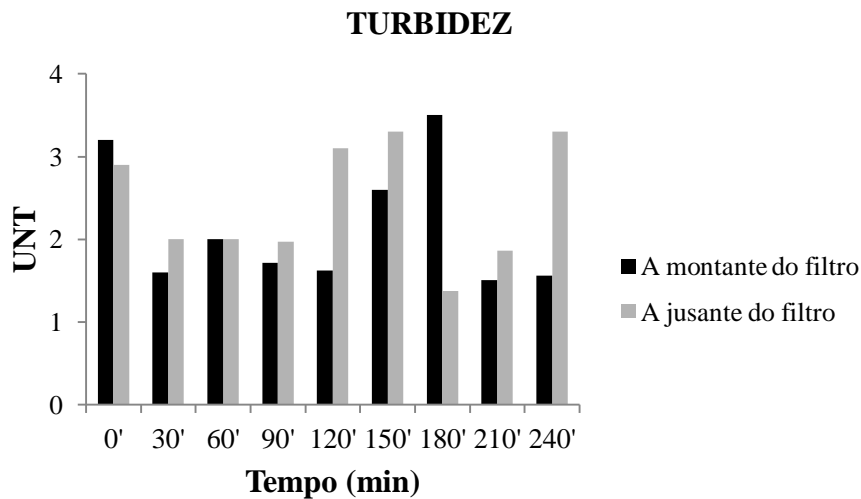
Observa-se na Figura 32, as variações das concentrações de Sólidos Suspensos (SS), Turbidez e Condutividade Elétrica na água residuária doméstica tratada, antes e após o filtro de tela, ocorridas em 240 minutos.

As concentrações de SS, obtidas antes do filtro de tela apresentaram variações de 40 a 340 mg L⁻¹, aos 150 e 30 minutos de funcionamento, respectivamente. Após o filtro estas concentrações variaram de 40 a 280 mg L⁻¹, nos tempos de funcionamento inicial e aos 210 minutos, respectivamente.

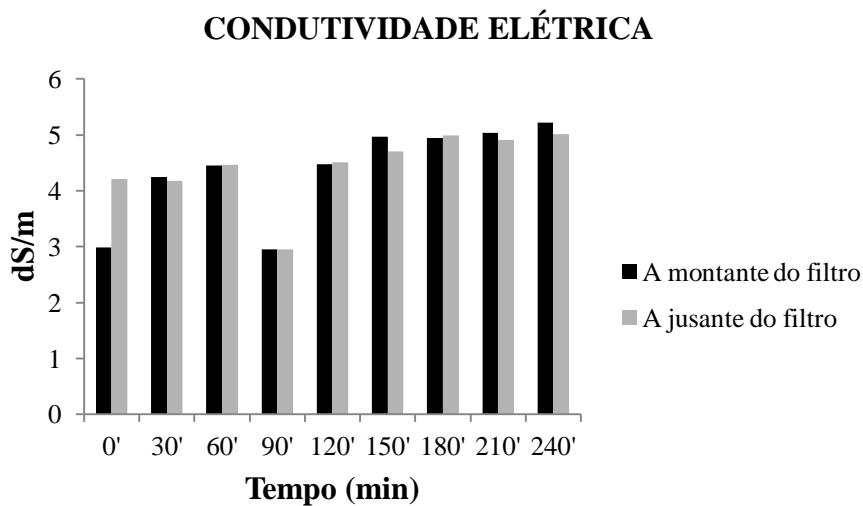
A



B



C



Nota: UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez

Figura 32. Variações das concentrações de Sólidos Suspensos (SS), turbidez e condutividade elétrica (CE) na água residuária doméstica tratada, a montante e a jusante do filtro de tela, ocorridas em 240 minutos.

A concentração de SS antes do filtro foi, em alguns momentos, superior à obtida a após ele. De acordo com Marques (2016), este fato ocorre devido ao acúmulo de partículas nas aberturas de 130 μm da tela do elemento filtrante que, eventualmente, eram fragmentadas em partículas menores que 130 μm , devido às forças do escoamento em conduto forçado e às colisões com outras partículas presentes no fluido circulante.

No trabalho apresentado por Batista et al. (2008) ocorreu fato semelhante com a filtração de água residuária de suinocultura em peneiras com distintas aberturas; onde à inclinação da peneira acarretou o transporte das partículas retidas pelo efluente que, posteriormente, escoou sobre as telas, por esta razão muitas partículas deformáveis foram fragmentadas e forçadas a atravessarem as aberturas das telas.

No tempo inicial, quando em síntese houve menor número de partículas do efluente retidas no filtro, verificou-se remoção de 83,33% de SS. Resultados superiores a remoções médias para SS de 21% e 28,34%, obtidas por Batista et al. (2008) em tela com abertura de 47 μm , na filtragem de água residuária de suinocultura, e Marques (2016) em tela com abertura de 130 μm , na filtragem de efluentes de laticínios e de água de abastecimento público em escala laboratorial. Aos 240 minutos de funcionamento, este índice caiu para 9,09 %.

Os valores para turbidez oscilaram durante os 240 minutos de funcionamento. Antes do filtro variaram de 1,51 a 3,5 UNT, nos tempos de funcionamento correspondentes a 210 e 180 minutos respectivamente. A jusante deste, seus valores oscilaram entre 1,38 e 3,3 UNT, nos tempos de funcionamento correspondentes a 180 e 150 minutos respectivamente. Com exceção do tempo inicial e dos 180 minutos de funcionamento, em todos os momentos houve aumento nos valores de turbidez do efluente avaliados após o filtro de tela.

Com relação à condutividade elétrica (CE), seus valores também oscilaram durante o tempo de funcionamento analisado. Antes do filtro, foi apresentado valor mínimo de 2,95 dS m^{-1} aos 90 minutos de funcionamento, e valor máximo de 5,22 dS m^{-1} aos 240 minutos. Após o filtro, os valores oscilaram entre 2,95 dS m^{-1} aos 90 minutos, e 5,01 dS m^{-1} aos 240 minutos de funcionamento.

Com exceção do tempo inicial, as diferenças entre a CE, antes e após o filtro foram inferiores a 5,4%, sendo praticamente iguais em seus valores em quase todos os tempos estudados.

A limpeza periódica dos filtros e o monitoramento da qualidade da água utilizada são medidas necessárias para controle de entupimento das unidades gotejadoras.

A Figura 33 mostra a variação da pressão de serviço no sistema de irrigação operando com ARDT, a montante e a jusante do filtro de tela, ocorridas em 240 minutos. Foi mantida a pressão de 100 kPa como valor inicial, a mesma que atendeu o sistema durante toda a fase de experimentação.

Após o início da operação, observa-se que, antes do filtro, na medida em que se avança o tempo de funcionamento, há um crescimento gradativo na pressão de serviço do sistema de irrigação, estando aos 240 minutos, o valor em comparação a pressão inicial, aumentado em 100%.

Efeito contrário observa-se no comportamento a jusantefiltro, onde a pressão de serviço apresenta declínio em seus valores, atingindo valor mínimo de 20 kPa aos 240 minutos de funcionamento, equivalendo a uma redução de 80%.

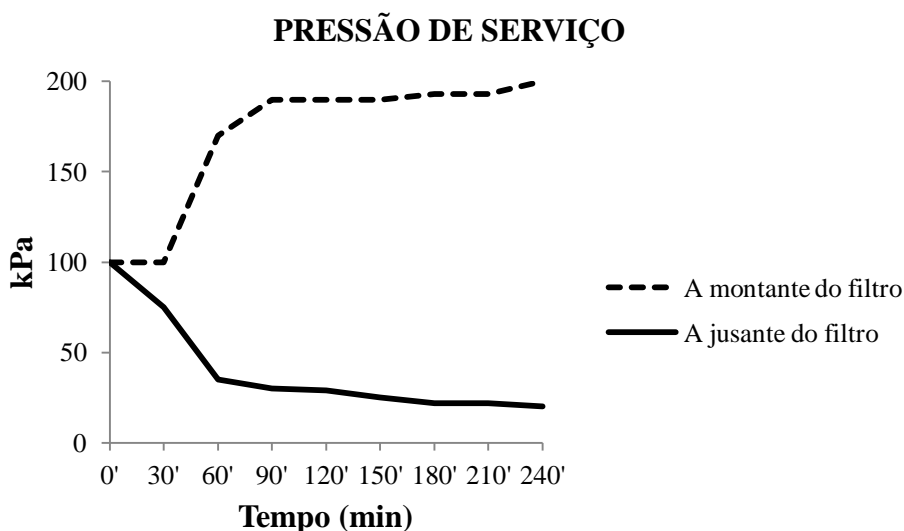


Figura 33. Variação da pressão de serviço no sistema de irrigação operando com efluente, a montante e a jusante e após o filtro de tela, ocorridas em 240 minutos.

Estes fatos certamente estão associados ao impedimento da passagem do líquido devido a presença de partículas sólidas no filtro de tela, retendo a passagem do efluente. Na medida em que se avança, aumenta-se a presença de barreiras físicas que impedem a passagem do líquido, assim, consequentemente a pressão após o filtro de tela diminui (Marques, 2016).

5 CONCLUSÕES

Com relação aos agentes biológicos presentes no interior dos gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada, foi constatada a presença de algas e protozoários do tipo *Balantidium coli* no interior dos gotejadores.

Os modelos de regressão nulo (média), cúbico, quadrático e linear, foram os que melhor se ajustaram às variáveis analisadas, em função das dosagens do produto.

Os elementos Fe, SD, SS, Ca²⁺ e pH predominaram nos modelos empíricos de desempenho hidráulico para os quatro tipos de gotejadores.

Não houve diferença entre os tratamentos.

As alterações nas variáveis analisadas se deram em função do tempo de operação e dos agentes físico-químicos, que propiciaram entupimento parcial dos gotejadores e, conseqüentemente, aumento nos coeficientes de variação da vazão dos gotejadores nas unidades de irrigação que operaram com ARDT.

A ação do catalisador enzimático foi inibida devido ao alto teor de Cloro (Cl) presente na ARDT.

Os elementos químicos, cloro, potássio, cálcio, silício, ferro e enxofre predominaram na composição química da bioincrustação presente nos gotejadores analisados.

As pressões de serviço verificadas a montante e a jusante do filtro de tela do sistema de irrigação, apresentam comportamentos inversos ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ACHEN, Christopher H., Measuring Representation: Perils of the Correlation Coefficient. **American Journal of Political Science**, 21, 4: 805-815, 1977.
- ADIN, A.; SACKS, M. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.117, p.813-826, 1991.
- AGUJARO, L.F. Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa (PB). Anais. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 2002
- AIROLDI, R.P.S. **Análise do desempenho de gotejadores e da prevenção do entupimento em irrigação com água residuária**. Piracicaba: USP/ESALQ, 2007. 139p. Tese (Doutorado).
- ALBUQUERQUE, P. E. P. de; DURÃES, F. O. M. **Uso e manejo de irrigação**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 528 p.
- ALMEIDA, O. T. **Qualidade da água de irrigação**. 1 ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 227p.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, p. 711-728, 2013.
- ALVES, H.B, MOCHIDA, G.A; CRUZ, G.J.G; DUMA, M; GOMES, C.S. Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias. Sanare. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.21, n.21, p. 19-32, jan./jun. 2004.
- ANDRADE, C. de L.T de.; BORGES JUNIOR, J.C.F. Seleção do método de irrigação. In: ALBUQUERQUE, P.E.P. de; DURÃES, F.O.M. (Eds.). **Uso e manejo de irrigação**. Brasília: EMBRAPA, 2008. Cap.7, p.317-399.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução: R. H. Gheyi, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Estudos FAO. Irrigação e Drenagem, 29).
- BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, A. F. M.; MESQUITA, F. O. Desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária da suinocultura. **Magistra**, v. 26, p. 75-88, 2014.
- 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, 2013a.
- BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, R. A.; SANTOS, D. B.; MESQUITA, F. O.; SILVA, K. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores operando com água residuária de suinocultura. **Water Resources and Irrigation Management**, Cruz das Almas, v. 2, n. 1, p. 19-25, 2013b.

BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, R. A.; SOARES, A. A.; SOUZA, J. A. R.; MARÍN, O. L. Z. Evaluación del desempeño hidraulico de tres goteros aplicando agua residual de porcicultura. **Dyna**, Madri, n. 173, pp. 103-108. 2012a.

BATISTA, R. O.; SOARES, A. A.; SOUZA, J. A. R.; Oliveira Batista, R. Modelos empíricos da irrigação localizada com esgoto sanitário tratado. **Engenharia na Agricultura**, v.16, p.369-377, 2008.

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. 18-22, 2010.

BATISTA, R. O. **Desempenhos de sistemas de irrigação por gotejamento utilizado na aplicação de água residuária de suinocultura**. Viçosa, MG: DEA/UFV, 2007. 146f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BATISTA, R. O.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores mediante a aplicação de esgoto sanitário tratado. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 14, n. 2, p. 81-87, 2006.

BATISTA, R. O.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C. Efeito do efluente de lagoa de maturação em gotejadores com e sem tratamento químico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9 (suplemento), p. 62-65, 2005.

BATISTA, R. O.; MATOS, A. T.; CUNHA, F. F.; Lo MONACO, P. A. Obstrução de gotejadores utilizados para a aplicação de água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. **Irriga**, Botucatu, v. 10, n. 3, p. 299-305, 2005b.

BAUMGARTEN, M. G. Z; AZNAR, C.E; ROCHA, J.M; ALMEIDA, M.T; KINAS, P.G. Contaminação química das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande (RS). **Atlântica**, v. 20. p. 35-54. 1998.

BENE, C. D.; PELLEGRINO, E.; DEBOLINI, M.; SILVESTRI, N.; BONARI, E. Short and long term effects of olive mill wastewater land spreading on soil chemical and biological properties. **Soil Biology & Biochemistry**, Londres, v. 56, n. 1, p. 21-30, 2013.

BRASIL. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 20 jun. 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Manual de saneamento. 3.ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 54, de 28 de Novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável da água. Brasília, DF, 2005.

BECK, I; BRUHN, R; GANDRASS, J; RUCK, W. Liquid chromatography–tandem mass spectrometry analysis of estrogenic compounds in coastal surface water of the Baltic Sea. **Journal of Chromatography A**, v. 1090, p.98-106, 2005.

BELLI FILHO, P; COSTA, R.H.R; GONÇALVES, R.F; CORAUCCI FILHO, B. E LISBOA, H.M. **Tratamento de Odores em Sistemas de Esgoto Sanitários**. In: Chernicharo, C. A. L. (Coord.). Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte, PROSAB2 (Programa de pesquisa em Saneamento Básico), Cap. 8, p.455-490. 2001.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8. ed. Viçosa: UFV, 2006. 625 p.

BEZERRA, B. G.; FIDELES FILHO, J. Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. **Revista Ciências Agronômicas**, Fortaleza, v. 40, n. 3, p. 339-345, 2009.

BRALTS, V.F.; EDWARDS, D.M.; WU, I.P. Drip irrigation design and evaluation based on the statistical uniformity concept. **Advances in irrigation**, New York, v.4, p.67-117, 1987.

BRASIL. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **A questão da água no Nordeste**. Brasília: CGEE, 2012. 436p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (2011). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 17 mar. 2014.

BRITO, L. L. A.; CARDOSO, A. B.; SALVADOR, D. P.; HELLER, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 307-317, 2005.

CAGEPA (Companhia de água e Esgoto da Paraíba). **Dados dos reservatórios do sistema de água de Campina Grande**, Pocinhos, Galantes - PB, 2009.

CARARO, D. C.; BOTREL, T. A. Uso de cloração e ar comprimido no controle do entupimento de gotejadores ocasionado pela aplicação de água residuária. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 336-345, 2007.

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**, St. Joseph, v.22, n.2, p.251-257, 2006.

CARBALLA, M; OMIL, F; LEMA, J.M. Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment. **Water Research**, v.39, nº19, p. 4790-4796, 2005.

CASTELO-GRANDE, T. e BARBOSA, M.G. Soil decontamination – A review. **Chemical Industry and Environment**. IV. vol. I, p.157-165. 2003.

CAPRA, A. SCICOLONE, B. Assessing dripper clogging and filtering performance using municipal wastewater. **Irrig. Drain.**, v. 54, p. S71-S79, 2005.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter for wastewater reuse by drip irrigation. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.68, n.2, p.135-149, 2004.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. **Journal of Agricultural Engineering Research**, London, v.70, n.4, p. 355-365, 1998.

CEARÁ. **Portaria nº 154, de 22 de julho de 2002**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por **Fontes** poluidoras. Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 20 jun. 2012.

CESÁRIO SILVA, S.M. **Principais contaminantes do lodo**. In: VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. (Ed.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2001. p.69-121. 2001.

CHÃO, I.R.S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. Dissertação (Mestre em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo 2006.

CHEN, C.; ZHANG, R.; WANG, L.; WU, W.; CHEN, Y. Removal of nitrogen from wastewater with perennial ryegrass/artificial aquatic mats biofilm combined system. **Journal of Environmental Sciences**, China, v. 25, n. 4, p. 670-676, 2013.

CHEN, Peter Y. & POPOVIC, Paula M., **Correlation**. London, Sage, p. 09, 2002.

CHEVREMONT, A. C.; BOUDENNE, J. L.; COULOMB, B.; FARNET, A. M. Impact of watering with UV-LED-treated wastewater on microbial and physico-chemical parameters of soil. **Water Research**, Londres, v. 47, n. 1, p. 1971-1982, 2013.

CISIAS, F. C. A.; MAYORGA, R. D. Estudo hipotético sobre águas residuárias. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, Garça, v. 21, n. 1, p.16-29, 2012.

CONDÉ, M. S.; HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B. de.; SANTIAGO, A. M. F. Influência da aplicação de águas residuárias de criatórios de animais no solo: atributos químicos e físicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Rio Pomba, v. 2, n. 1, p. 99-106, 2012.

COSTA, D. O.;BATISTA, R. O. ; VALE, H. S. M.; SOUSA, A. B. ; DOMBROSKI, S. A. G. . Biological treatment of drippers clogged by the use of treated domestic wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 20, p. 595-599, 2016

COSTA, D. de OLIVEIRA. **Eficácia do tratamento biológico em gotejadores operando com água residuária doméstica tratada**. 2014. 110f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN.

COSTA, F. G. B. **Uso de água residuária de origem doméstica no cultivo do girassol no assentamento milagres, Apodi-RN**. DCAT/UFERSA, 2012. 92f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN.

CUNHA, F. F.; MATOS, A. T.; BATISTA, R. O.; LO MONACO, P. A. Uniformidade de distribuição em sistemas de irrigação por gotejamento utilizando água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 28, p. 143-147, 2006.

CRUZ, L.F; SOUZA, W.G; SILVA, E.C; RUBIM, K, T; BRAGANÇA, M.C; ZANDONADE, E; AZEVEDO, S.M.F.O. Cianobactérias e cianotoxinas em lagoas de estabilização facultativas In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa, (PB). Anais. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 2002.

DALRI, A. B.; GARCIA, C. J.; ZANINI, J. R.; FARIA, R. T.; PALARETTI, L. F. Caracterização técnica e desempenho hidráulico de quatro gotejadores autocompensantes utilizados no Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.45, n.8, p.1439-1444, ago, 2015

DALTRO FILHO, J. **Saneamento ambiental: doença, saúde e o saneamento da água**. São Cristóvão: Editora da UFS, 2004. 331 p.

DAUGHTON, C.G; TERNES, T. A. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? **Environmental Health Perspectives**, v.107, p.907- 938, 1999.

DAZHUANG, Y.; ZHIHUI, B.; ROWAN, M.; LIKUN, G.; SHUMEI, R.; PEILING, Y. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, Beijing, v. 21, n. 6, p. 834-841, 2009.

DEHGHANISANIJ, H.; YAMAMOTO, T.; OULD AHMAD, B. V.; FUJIYAMA, H.; MIYAMOTO, K. The effect of chlorine on emitter clogging induced by algae and protozoa and the performance of drip irrigation. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v. 48, n. 2, p. 519-527, 2005.

DEHGHANISANIJ, H.; YAMAMOTO, T.; RASIAH, V. Impact of biological clogging agents on filter and emitter discharge characteristics of microirrigation system. **Irrigation and Drainage**, v.53, p.363-73, 2004.

DEHGHANISANIJ, H.; YAMAMOTO, T.; RASIAH, V.; INOUE, M.; KESHAVARZ, A. **Control of clogging in microirrigation using wastewater in Tohaku, Japan**. ASAE Meeting, St. Joseph, Mich.: ASAE, 2003. (Paper n. 032027).

DONEEN, L. D. Water quality for irrigated agriculture. In: POLJAKOFF-MAYBER, A.; GALE, J. (Ed.). *Plant in saline environments*. New York: **Springier Valley**, 1975. P. 56- 76. (Ecological Studies, 15).

DRUMOND, L. C. D.; ZANINI, J. R.; AGUIAR, A. P.A.; RODRIGUES, G. P.; FERNANDES, A. L. T. Produção de matéria seca em pastagem de Tifton 85 irrigada, com diferentes doses de dejetos líquido de suíno. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 2, p. 426-433, 2006.

EMBRAPA. **Sistema de produção de melão**. Irrigação. Disponível em: < <https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Melao/SistemaProducaoMelao/irrigacao.html> >. Acesso em: 27 mai. 2016.

EROGLU, S.; SAHIN, Ü.; TUNC, T.; SAHIN, F. Bacterial application increased the flow rate of CaCO₃-clogged emitters of drip irrigation system. **Journal of Environmental Management**, v. 98, p.37-42, 2012.

ESTEVEES, B. dos S; SILVA, D. G. da; PAES, H. M. F; SOUSA, E. F. de. **Irrigação por gotejamento**. Manual técnico; 32. Niterói: Programa Rio Rural, 2012. 18 p.

FARIA, L. F.; COELHO, R. D.; FLECHA, P. A. N.; ROBLES, W. G. R.; VÁSQUEZ, M. A. N. Entupimento de gotejadores e seu efeito na pressão da rede hidráulica de um sistema de microirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 2, p. 195-198, 2002.

FARIA, L. F.; COELHO, R. D.; RESENDE, R. S. Variação de vazão de gotejadores de fluxo normal enterrados na irrigação de café. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.3, p.589-602, 2004.

FERREIRA, K. C. D., LOPES, F. B., ANDRADE, E. M., MEIRELES, A. C. M., SILVA, G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286, abr-jun, 2015.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v. 18, p. 115-146, 2009.

FRANCO, G. **Tabela de composição química dos alimentos**. 9 ed. São Paulo: Atheneu, 2007. 324p.

FRIZZONE, J.A.; DOURADO NETO, D. Avaliação de sistemas de irrigação e análise econômica. In: MIRANDA, J.H. de; PIRES, R.C. de M. (Eds.). **Irrigação**. Jaboticabal: FUNEP, 2003. V.2, cap.15, p.573-652.

GARSON, G. David., **Statnotes: Topics in Multivariate Analysis**. Disponível em: <<http://faculty.chass.ncsu.edu/garson/PA765/statnote.htm>>. Acesso em: 3 de Nov. 2016.

GHISELLI, G. **Avaliação da Qualidade das Águas Destinadas ao Abastecimento Público na Região de Campinas: Ocorrência e Determinação dos Interferentes Endócrinos (IE) e Produtos Farmacêuticos e de Higiene Pessoal (PFHP)**. Tese (Doutorado em química analítica) – Instituto de Química, UNICAMP, Campinas, Brasil, 2006.

GOMES, H.P. **Engenharia de irrigação: hidráulica dos sistemas pressurizados, aspersão e gotejamento**. 2 ed. rev. ampl. Campina Grande: UFPB, 1997. 390p.

GONÇALVES, I. Z.; GARCIA, G. O.; RIGO, M. M.; REIS, E. F. dos.; TOMAZ, M. A. Nutrition and growth of the conilon coffee after application of treated wastewater. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 8, n. 1, p.71-77, 2013.

GONÇALVES, R.F; SILVA, V.V; TAVEIRA, E.J.A; OLIVEIRA, F.F. Processo físico químico compacto para readaptação de ETE's com lagoas de estabilização inseridas em áreas sensíveis a eutrofização. In: **XXVII Congresso interamericano de Engenharia sanitária e Ambiental**, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). 2000.

GOOGLE EARTH PRO . Disponível em: < <http://maps.google.com.br/maps> >. Acesso em: 09 mai. 2016.

GOSTELOW, P; PARSONS, S.A. e COOB, J. Development of na odorant emission model forsewage treatment works. **Water Science & Technology**, v.44 (9), p.181-188. 2001b.

HILLS, D. J.; TAJRISHY, M. A.; TCHOBANOGLIOUS, G. The influence of filtration on ultraviolet disinfection of secondary effluent for microirrigation. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v.43, n.6, p. 1499-1505, 2000.

HVITVED-JACOBSEN, T. **Sewer processes: Microbial and chemical process Engineering of sewer network**. CRC Press, USA. 2002. 256p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico 2008. Rio de Janeiro, 2010. 219p.

Jordão, E. P.; Pessôa, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio De Janeiro: ABES, 2011. 1050p.

JÚNIOR, A.N.M; CRAPEZ, M.A; BARBOZA, C.D.N. Impact of the Icaraí Sewage Outfall in Guanabara Bay, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.49 (4): p.643- 650. 2006

JURECSKA, L.; BARKÁCS, K.; KISS, E.; GYULAI, G.; FELFÖLDI, T.; TÖRÖ, B.; KOVÁCS, R.; ZÁRAY, G. Intensification of wastewater treatment with polymer fiber-based biofilm carriers. **Microchemical Journal**, Holanda, v. 107, n. 1, p. 108–114, 2013.

KAYE, R.; JIANG, K. Development of odour impact criteria for sewage treatment plants using odour complaint history. **Water Science Technology**, v.17, n.04, p.211-217, 2000.

KOBIYAMA, M.; MOTA, A. A.; CORSEUIL, C. W. **Recursos hídricos e saneamento**. 1. ed. Curitiba: Ed. Organic Trading, 2008. 160p.

KRISHNA, A. K.; GOVIL, P. K. Heavy metals contamination of soil around Pali Industrial Area, Rajasthan, Índia. **Environmental Geology**, n. 47, p.38-44, 2004.

KRONEMBERGER, D. M. P.; JÚNIOR, J. C. **Esgotamento sanitário inadequado e impactos na saúde da população**. São Paulo: Instituto Trata Brasil; 2010. Disponível em: <<http://cmdss2011.org/site/wp-content/uploads/2012/01/esgotamento.pdf>> Acesso em: 25 fev. 2014.

LEE, H, PEART, T.E, SVOBODA, M.L. Determination of endocrine-disrupting phenols, acidic pharmaceuticals and personal-care products in sewage by solid-phase extraction and gas chromatography-mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v.1094, p.122-129, 2005.

LEITE, G.S. **Caracterização, por Espectrometria de Massas, dos Micropoluentes Presentes no Esgoto Bruto e nos Efluentes de um Sistema de Tratamento Combinado Anaeróbio-Aeróbio**. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (Pro-água), Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais. 2008.

LILIAMTIS, T.P; MANCUSO, P.C.S. A geração de maus odores na rede coletora de esgotos do município de Pereira Barreto: um problema de saúde pública. **Saúde e Sociedade**, v.12, n.2, p.86-93, jul-dez 2003.

- LINS, G. A. **Impactos ambientais em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs)**. 2010. 285f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- LIU, H.; HUANG, G. Laboratory experiment on drip emitter clogging with fresh water and treated sewage effluent. *Agricultural Water Management*, **Amsterdam**, v. 96, n. 5, p.745-756, 2009.
- LI, Y. K.; LIU, Y. Z.; LI, G. B.; XU, T. W.; LIU, H. S.; REN, S. M.; YAN, D. Z.; YANG, P. L. Surface topographic characteristics of suspended particulates in reclaimed wastewater and effects on clogging in labyrinth drip irrigation emitters. *Irrigation Science*, v 30 p. 43-56, 2012.
- LI, G., LI, Y., XU, T., LIU, Y., JIN, H., YANG, P., YAN, D., REN, S., TIAN, Z. Effects of average velocity on the growth and surface topography of biofilms attached to the reclaimed wastewater drip irrigation system laterals. *Irrig. Sci.*, v.30, p.103–113, 2011a.
- LI, Y.; LIU, Y.; LI, G.; XU, T. LIU, H.; REN, S.; YAN, D.; YANG, P. Surface topographic characteristics of suspended particulates in reclaimed wastewater and effects on clogging in labyrinth drip irrigation emitters. *Irrig. Sci.*, v. 30, p. 43-56, 2011b.
- Lo MONACO, P. A.; MATOS, A. T. de; MARTINEZ, H. E. P. FERREIRA, P. R.; RAMOS, M. M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. *Irriga*, Botucatu, v. 14, n. 3, p. 348-364, 2009.
- MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARETTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. 3. ed. Viçosa, MG: UFV, 2009. 355 p.
- MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARTTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa: UFV, 2006. 328 p.
- MATOS, A. T. **Disposição de águas residuárias no solo**. Viçosa, MG: AEAGRI, 2007. 140p. (Caderno didático n.38).
- MARQUES, B. C. D. **Desempenho de unidades gotejadoras operando com diluições de efluentes de laticínios e de água de abastecimento público em escala laboratorial**. 2016. 138f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN.
- MESQUITA, F. O. **Desempenho de gotejadores e produção de capim elefante (*Pennisetum purpureum* schum.) com percolado de aterro sanitário no semiárido**. 2016. 149f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN.
- MOLLAHOSEINI, H. Long term effects of municipal wastewater irrigation on some properties of a semiarid region soil of Iran. *International journal of Agronomy and Plant Production*. Irã, v, 4, n. 5, p. 1023-1028, 2013.
- MEDEIROS, P.R.F.; COELHO, R.D.; BARROS, A.C.; MELO, R.F. Dinâmica do entupimento de gotejadores em função da aplicação de carbonato de potássio. *Irriga*, Botucatu, v.13, n.2, p.288-297, 2008.
- MOORE, David S., **The Basic Practice of Statistics**. New York, Freeman, p. 100-101, 2007.

MORAES, H.T.N; BURNETT, J.A.B; ORNELAS, R.B; FILHO, A.C.T.P. **Fontes de Odores nas Estações de Tratamento de Esgoto do DF. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES** - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre. Anais. ABES, Ref. II-018. 2000.

MORAES, L. M.; PAULA JÚNIOR, D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 2, p. 445-454, 2004.

NAKAYAMA, F. S.; BOMAN, B. J.; PITTS, D. Maintenance. In: LAMM, F. R.; AYARS, J. E.; NAKAYAMA, F. S. (Eds.). **Microirrigation for crop production: Design, Operation, and Management**. Amsterdam: Elsevier, 2006, cap. 11, p. 389 - 430.

NIU, W., LIU, L., CHEN, X. Influence of fine particle size and concentration on the clogging of labyrinth emitters. **Irrig Sci** v.31, p.545–555, 2013.

OBRADOR, A.; NOVILLO, J.; ALVAREZ, J. M. Mobility and Availability to Plants of Two Zinc Sources Applied to a Calcareous Soil. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v. 67, n. 1, p. 564-572, 2003.

PATERNIANI, J. E. S.; PINTO, J. M. Qualidade da água. In: MIRANDA, J. H.; PIRES, R. C. M. **Irrigação**. Piracicaba: FUNEP/SBEA, 2001, v.1, p. 195-253. (Série engenharia agrícola).

PEREIRA, L.C.C; JIMENEZ, J.A; KOENING, M.L; FERNANDO, N.F.P; MEDEIROS, C; COSTA, R.M. Effect of coastline properties and wastewater on plankton composition and distribution in a stressed environment on the north coast of Olinda-PE (Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48(6), p.1013-1026. 2005.

PIZARRO CABELLO, F. **Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF): goteo, microaspersión, exudación**. 3.ed. rev. ampl. Madrid: Mundi Prensa, 1996. 513p.

PIZZARO, F. **Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF)**. Goteo, microaspersión y exudación. 3 ed. Ver. Y amp. Madrid: Mundi-Prensa. 1996. 513p.

PRADO, R. B.; TAVARES, S. R. L.; BEZERRA, F. B.; RIOS, L. C.; ESCALEIRA, V. **Manual técnico de coleta, acondicionamento, preservação e análises laboratoriais de amostras de água para fins agrícolas e ambientais**. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, Documentos; nº 65. 2004. 97p.

PUIG-BARGUÉS, J.; ARBAT, G.; ELBANA, M.; DURAN-ROS, M.; BARRAGÁN, J.; RAMÍREZ DE CARTAGENA, F.; LAMM, F. R. Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. **Agricultural Water Management**, v. 97, p. 883-891, 2010.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, 2010. URL <http://www.R-project.org>.

RADJENOVIC, J; PETROVIC, M; BARCELÓ, D. Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. **Analytical & Bioanalytical Chemistry**, v.387, p.1365-1377, 2007.

- RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SCHISCHA, A.; SAGI, G. Control of clogging in drip irrigation with stored reclaimed wastewater. **Irrigation Science**, v.13, p.129-139, 1992.
- RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SCHISCHA, A.; SAGI, G.; YECHIALY, Z.; LEV, Y. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 33, p. 127-137, 1997.
- RENOU, S; THOMAS, J.S; AOUSTIN, E; PONS, M.N. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, v.(16), p.1098-1105. 2008.
- RESENDE, R. S.; CASARINI, E.; FOLEGATTI, M. V.; COELHO, R. D. Ocorrência de entupimento de origem biológica em sistema de irrigação por gotejamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, p.156-160, 2001.
- RESENDE, R. S.; COELHO, R. D.; PIEDADE, S. M. S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 368-375, 2000.
- RIBEIRO JÚNIOR, J. I.; MELO, A. L. P. **Guia prático para utilização do SAEG**. Viçosa-MG: UFV, 2008. 288p.
- RIBEIRO, M. D. **Técnicas de ultrassom e métodos químicos na desobstrução de gotejadores de irrigação por gotejamento**. CTRN/UFCG, 2016. 10573f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB.
- RIBEIRO, P. DE A.; COELHO, R. D.; TEIXEIRA, B. M. entupimento de tubos gotejadores convencionais com aplicação de cloreto de potássio (branco e vermelho) via duas qualidades de água. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 279-287, 2010.
- RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; CLESCERI, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.
- RODRIGO LOPEZ, R.J. et al. **Riego localizado**. 2.ed. Madrid: Mundi Prensa, 1997. 405p.
- SAGI, G.; PAZ, E.; RAVINA, I.; SCHISCHA, A.; MARCU, A.; YECHIELY, Z. **Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa e sulfur bacteria**. In: INTERNATIONAL MICROIRRIGATION CONGRESS, 5., 1995, Orlando. Proceedings... St. Joseph: ASAE, 1995. p. 250-254.
- ŞAHİN, Ü.; ANAPALI, Ö.; DÖNMEZ, M. F.; ŞAHİN, F. Biological treatment of clogged emitters in a drip irrigation system. **Journal of Environmental Management**, London, v.76, n.4, p. 338-341, 2005.
- SANTOS, I. R; BAISCH, P; LIMA, G. T. N. P; SILVA-FILHO, E. V. Nutrients in surface sediments of Mirim lagoon, Brazil-Uruguay border. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 16(1), p.85-94. 2004.
- SANTOS, I.R; COSTA, R.C; FREITAS, U. e FILLMANN, G. Influence of Effluents from a Wastewater Treatment Plant on Nutrient Distribution in a Coastal Creek from Southern Brazil. **Braz. arch. biol. technol.** v.51 n.1: pp.153-162, Jan./Feb. 2008.

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C.; BATISTA, R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. **Engenharia na Agricultura**, v.14, p.32-38, 2006.

SHUKUROV, N.; PEN-MOURATOV, S.; STEINBERGER, Y. The impact of the Almalyk Industrial Complex on soil chemical and biological properties. **Environmental Pollution**, Barking, n.136, p.331-340, 2005.

SILVA, A. B. 2007 **Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto paranoá e seus problemas associados**. Dissertação (Mestrado em engenharia civil e ambiental) - Faculdade de tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, F. K.; EYNG, J. O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas. **Revista de Gestão Sustentável e ambiental**, Florianópolis, v. 1, n. 2, p. 4-22, 2013.

SILVA, K. B.; SILVA JÚNIOR, M. J.; BATISTA, R. O.; SANTOS, D. B.; BARBOSA FILHO, S. Desempenho de gotejadores operando com efluente da castanha de caju sob distintas pressões de serviço. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 60, n.3, p. 339-346, 2013.

SILVA, K. B. **Desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária da castanha de caju sob diferentes pressões de serviço**. DCAT/UFERSA, 2012. 73f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN.

SIMÕES, K. S.; PEIXOTO, M. F. S. P.; ALMEIDA, A. T.; LEDO, C. A. S.; PEIXOTO, C. P.; PEREIRA, F. A. C. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 5, p. 518–523, 2013.

SMITH, S.V; SWANEY, D.L.T.M; BARTLEY, J.D; SANDHEI, P.T; MCLAUGHLIN, C.J; DUPRA, V.C; CROSSLAND, C.J; BUDDEMEIER, R.W; MAXWELL, B.A; WULFF, F; Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. **BioScience**, v.53(3), p.235-245. 2003.

SOARES, S. R.; ANTONIO, G. J. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura na *brachiaria brizantha* cv marandu. **Revista Colombiana de ciências Animais, Medellín**, v. 4, n. 1, p. 185-203, 2012.

SOUZA, J. B DE S.; VIDAL, C. M. DE S.; CAVALLINI, G. S.; QUARTAROLI, L.; MARCON, L. R. C. Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto sanitário. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 33, n. 2, p. 117-126. 2012.

SZEKUT, F. D.; SANTOS, D. B.; AZEVEDO, C. A. V.; KLEIN, M. R.; RIBEIRO, M. D.; MEDEIROS, S. S. Emitter clogging in drip irrigation using treated domestic wastewater. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v.13, p.60-66. 2015.

TALDRIP. **Irrigação por gotejamento**. Disponível em: <
[http://www.naandanjain.com.br/pt/produtos/irrigacao-por-gotejamento/gotejadores-de-parede-fina-
nao-compensante-non-pc/item/9-taldrip](http://www.naandanjain.com.br/pt/produtos/irrigacao-por-gotejamento/gotejadores-de-parede-fina-
nao-compensante-non-pc/item/9-taldrip)>. Acesso em: 27 mai. 2016.

TAYLOR, H. D.; BASTOS, R. K. X.; PEARSON, H. W.; MARA, D. D. Drip irrigation with waste stabilization pond effluents: Solving the problem of emitter fouling. **Water Science and Technology**, Inglaterra, v. 31, p. 417-424, 1995.

TEIXEIRA, M.B. **Efeitos de dosagens extremas de cloro e pH na vazão de gotejadores autocompensantes (irrigação localizada)**. 2006. 322 f. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a Escassez**. Ed. RiMa, IIE, 2a. São Carlos. 2005.

UCKER, F. E.; LIMA, P. B. S. O.; CAMARGO, M. F.; PENA, D. S.; CARDOSO, C. F.; PÊGO, A. W. E. Elementos interferentes na qualidade da água para irrigação. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Cascavel, v. 10, n. 10, p. 2102-2111, 2013.

UNEP/PNUMA/IETC. **Planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios: Uma abordagem integrada ao problema de eutrofização**. Série de publicações técnicas. (Editor em português: José Galizia Tundisi) São Carlos, 385p. 2001.

VALE, H. S. M.; ARRUDA, L. E. V.; COSTA, D. O.; COSTA, F. G. B.; BATISTA, R. O. Potencial de entupimento de um sistema de irrigação por gotejamento operando com esgoto doméstico tratado. **Water Resources and Irrigation Management**, Cruz das Almas, v. 2, n. 1, p.63-70, 2013.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**, v. 27, p. 139-145, 2004.

VIEIRA, G. H. S.; MANTOVANI, E. C.; SILVA, J. G. F. da; RAMOS, M. M.; Silva, C. M. Recuperação de gotejadores obstruídos devido à utilização de águas ferruginosas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9 (suplemento), p. 1-6, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2011. 452p.

YAN, D.; BAI, Z.; ROWAN, M.; GU, L.; SHUMEI, R.; YANG, P. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, v.21, p.834-841, 2009.

YAN, D.; YANG, P.; ROWAN, M.; REN, S.; PITTS, D. Biofilm accumulation and structure in the flow path of drip emitters using reclaimed wastewater. **Transactions of the ASABE**, v. 53, p.751-758, 2010.

YAUQUN, Z.; YUAN, L.; JIANJUM, C.; HAIYUN, C.; LI, Q.; SHVARTZ, C. Hyperaccumulation of Ph, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-Zin mining area in Yunnan, China. **Environmental International**, n.31, p. 755-762, 2005.

XAVIER, J. F.; AZEVEDO, C. A. V.; BELTRÃO, N. E. M.; ANDRADE, A. R. S.; LIMA, V. L. A. de. Crescimento de mamoneira sob diferentes tipos de águas residuárias e níveis de águas no solo. **Revista Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. Taubaté, v. 4, n. 3, p. 196-210, 2009.

ZHAO L.; WANG Y.; YANG J.; XING M.; LI X.; YI D.; Deng D. Earthworm- microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. **Water Research**, v. 44, p. 2572-2582, 2010.