



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

LAIO ARIEL LEITE DE PAIVA

**IMPACTO DO USO DO EFLUENTE DA AQUICULTURA E DILUIÇÕES EM
ÁGUA DE POÇO NO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO**

MOSSORÓ

2022

LAIO ARIEL LEITE DE PAIVA

**IMPACTO DO USO DO EFLUENTE DA AQUICULTURA E DILUIÇÕES EM
ÁGUA DE POÇO NO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO**

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e Água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e Água”.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso de resíduos e seus impactos no solo e da água

Orientador: Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr.

MOSSORÓ

2022

©Todos os direitos estão reservados à 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 tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central Orlando Teixeira (BCOT)
Setor de Informação e Referência (SIR)

P142i Paiva, Laio Ariel Leite de.
IMPACTO DO USO DO EFLUENTE DA AQUICULTURA E
DILUIÇÕES EM ÁGUA DE POÇO NO SISTEMA DE
IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO / Laio Ariel Leite
de Paiva. 2022.
198 f.: il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Programa de Pós
graduação em Manejo de Solo e Água, 2022.

1. Entupimento. 2. Gotejadores. 3. Reúso
agrícola. 4. Estatística multivariada. 5.
Microscopia eletrônica de varredura. I.
Batista, Rafael Oliveira, orient. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade
com AACR2 e os dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência
Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB: 15/120

LAIO ARIEL LEITE DE PAIVA

**IMPACTO DO USO DO EFLUENTE DA AQUICULTURA E DILUIÇÕES EM
ÁGUA DE POÇO NO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO**

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e Água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e Água”.

Linha de Pesquisa: Tratamento e uso de resíduos e seus impactos no solo e da água

Defendida em: 29 / 07 / 2022.

BANCA EXAMINADORA



Rafael Oliveira Batista, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente



Paulo César Moura da Silva, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador



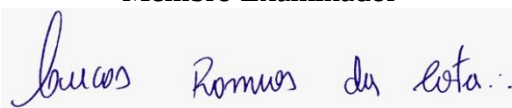
Delfran Batista dos Santos, Prof. Dr. (IFBA)
Membro Examinador



Stefeson Bezerra de Melo, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador



Ketson Bruno da Silva, Prof. Dr. (FACESA)
Membro Examinador



Lucas Ramos da Costa, Prof. Dr. (FACENE)
Membro Examinador

*Ao meu pai, **Lenilço (in memoriam)**, que,
mesmo não estando entre nós, deve estar
muito orgulhoso.*

*Dedico à minha mãe, **Ezilda Leite**, que
por muitas vezes sonhou com essa
conquista muito mais do que eu.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, que, através de minha fé, me deu forças e iluminou minha caminhada.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido por me proporcionar a formação no Doutorado de Manejo de Solo e Água, além de me dispor de uma grande carga de conhecimentos e experiências que levarei por toda minha vida pessoal e profissional.

Ao professor Rafael Oliveira Batista, pelos conhecimentos repassados e pela dedicação que teve ao me orientar neste trabalho, além de ser um exemplo de humanidade e caráter.

À minha mãe Ezilda, assim como toda minha família que me apoiaram com conselhos e amor incondicional a todo momento.

À minha esposa, Cynara, que esteve comigo durante toda minha trajetória acadêmica e sempre orgulhosa com minhas conquistas.

Aos professores do programa Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, pelo aprendizado transmitido, em especial aos professores Luís César, Francismar Medeiros, Daniel Valadão e Jeane Portela.

Aos amigos que fizeram parte do grupo de pesquisa e por muitas vezes foram meus braços e mãos, os quais cito: Rodrigo Rafael, Izaac Augusto, Tiago Moniz, Ricardo André, Weverton Andrade, Ana Luiza, Evânia Carvalho e Pablo.

A todos os colegas discentes do PPGMSA, pela troca de conhecimento e todos os momentos de descontração que deixaram toda essa jornada mais leve.

Aos membros do colegiado do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, por todo o conhecimento e experiência compartilhados no período em que fui representante discente.

Aos funcionários do setor de aquicultura, a saber, Samuel, pela ajuda na coleta do efluente e por todas as informações repassadas.

Aos técnicos de laboratório, especialmente Bruno, pela ajuda na microscopia eletrônica de varredura.

Aos funcionários (as) terceirizados da limpeza e do setor de transporte pelo apoio.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização de bolsa de doutorado.

À banca examinadora pela colaboração com este trabalho, aos quais cito, Paulo César, Delfran, Lucas, Stefeson e Ketson.

Por fim, agradeço a todos aqueles que colaboraram de maneira indireta com esta pesquisa.

Fica meu agradecimento e como bem disse Carl Sagan, “Diante da vastidão do tempo e da imensidão do universo, é um imenso prazer, para mim, dividir um planeta e uma época com vocês.”

Muito obrigado!

“Os sonhos são projetos pelos quais se luta. Sua realização não se verifica facilmente, sem obstáculos. Implica, pelo contrário, avanços, recuos, marchas às vezes demoradas. Implica luta.”

Paulo Freire

RESUMO

A aquicultura é uma atividade econômica de relevância no cenário nacional, mas geradora de impactos ambientais que em sua maioria estão ligados ao efluente produzido. Uma alternativa para mitigá-los é o reúso agrícola da água, que tem como ferramenta mais eficiente a irrigação por gotejamento. Porém, sua maior limitação é o entupimento de gotejadores. Neste contexto, objetivou-se com o presente trabalho estudar os efeitos de diluições de efluente da aquicultura (EA) em água de poço (AP) no desempenho de três modelos de gotejadores não autocompensantes e no filtro do sistema de irrigação por gotejamento. Para isso, foram montadas cinco bancadas experimentais na área externa do Laboratório de Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido campus Leste, em Mossoró-RN, Brasil, onde foram testadas cinco diluições de EA em AP (D1: 100% de EA; D2: 75% de EA + 25% de AP; D3: 50% de EA + 50% de AP; D4: 25% de EA + 75% de AP; e D5: 100% de AP), para averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores não autocompensantes: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) e NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) após 160 h de funcionamento. O experimento foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2021. No início, meio e fim do período experimental, foram quantificados os seguintes atributos nas diluições de EA em AP: pH, CE, Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), coliformes totais e termotolerantes (CT e CTT), Mn^+ , Fe^+ , S^+ , turbidez (tur), temperatura (T) e Índice de Saturação de Langelier (ISL). A análise de desempenho hidráulico foi realizada a cada 20 h de operação por meio dos seguintes indicadores: vazão (Q), vazão relativa (QR), redução da vazão relativa (RQR), coeficientes de uniformidade de distribuição (CUD), variação de vazão (CVQ) e uniformidade estatística (Us). Para o filtro de disco, foi avaliada a eficiência de remoção de tur e SST, assim como a variação da pressão a montante e a jusante, além da vazão a jusante do filtro durante um dia de funcionamento para cada bancada. As análises estatísticas executadas foram a matriz de correlação, análise fatorial (AF), análise de componentes principais (ACP) e análise de agrupamento (AA), análise canônica (AC) e análise discriminante (AD). Após as 160 h de funcionamento, foram retirados os gotejadores total ou parcialmente entupidos no final das linhas laterais para análise do biofilme formado empregando-se a MEV. As 160 h de operação foram suficientes para detectar entupimento nos três modelos de gotejadores operando com as diluições com maior fração do EA (D1, D2 e D3). O filtro de disco foi eficiente na remoção de tur e SST, da mesma forma que manteve uma variação de vazão reduzida ao longo do dia e uma redução de pressão de apenas 50 kPa para as D3, D4 e D5 no decorrer das oito horas diárias de funcionamento. A utilização da estatística multivariada como ferramenta para auxiliar é satisfatória para a compreensão dos mecanismos de entupimento de gotejadores operando com diluições de EA em AP. De acordo com as análises AF, ACP e AC, o gotejador mais sensível a esse tipo de água residuária foi o SL, e o menos sensível foi o ST. A AA sinaliza que as diluições D2, D3 e D4 são semelhantes a 30% de dissimilaridade. A AD gerou uma função de classificação para cada gotejador com porcentagem de acerto de 100%. A MEV é uma ferramenta eficiente na demonstração dos processos de entupimento dos gotejadores ao mostrar a dimensão do entupimento no labirinto do emissor.

Palavras-chave: Entupimento. Gotejadores. Reúso agrícola. Estatística Multivariada. Microscopia eletrônica de varredura. Filtros de disco.

IMPACT OF THE USE OF AQUACULTURE EFFLUENT AND DILUTIONS IN GROUNDWATER IN THE DRIP IRRIGATION SYSTEM

ABSTRACT

Aquaculture is a relevant economic activity in national scenario, but generates environmental impacts that are mostly linked to the environmental impacts produced. An alternative to mitigate them is agricultural reuse, being drip irrigation the most efficient tool. However, its biggest limitation is the clogging of drippers. In this context, the objective of the present work was to study the effects of aquaculture effluent dilutions (EA) in groundwater (AP) on the performance of three models of non-self compensating drippers and in the filter of the drip irrigation system. For this, five experimental benches were set up in the external area of the Rural Buildings Lab of Federal Rural University of Semi-arid east Campus, in Mossoró-RN, Brazil, where five dilutions of EA in AP were tested (D1: 100% of EA; D2: 75% of EA + 25% of AP; D3: 50% of EA + 50% of AP; D4: 25% of EA + 75% of AP; and D5: 100% of AP), to investigate the clogging susceptibility of three types of non-self-compensating emitters: Netafim Super Typhoon-ST (1.6 L h^{-1}), Netafim Streamline-SL (1.6 L h^{-1}) and NaanDanJain TalDrip-NJ (1.7 L h^{-1}) after 160 h of operation. The experiment was carried out in November and December 2021. At the beginning, middle and end of the trial period, the following attributes in EA dilutions in AP dilutions were quantified: pH, CE, Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , total suspended solids (SST), total dissolved solids (SDT), total and thermotolerant coliforms (CT and CTT), Mn^+ , Fe^+ , S^+ , turbidity (tur), temperature (T) and Langelier's Saturation Index (ISL). Hydraulic performance analysis was performed every 20 h of operation using the following indicators: flow (Q), relative flow (QR), relative flow reduction (RQR), coefficients of distribution uniformity (CUD), flow variation (CVQ) and statistical uniformity (Us). For the disk filter, the tur and TSS removal efficiency were evaluated, as well as the upstream and downstream pressure variation, in addition to the downstream flow of the filter during one day of operation for each bench. The statistical analyzes performed were the correlation matrix, factor analysis (FA), principal components analysis (PCA) and cluster analysis (C), canonical analysis (CA) and discriminant analysis (DA). After 160 h of operation, the drippers that were totally or partially clogged at the end of the lateral lines were removed for analysis of the biofilm formed employing SEM. The 160 h of operation were sufficient to detect clogging in the three models of drippers operating with the dilutions with the highest fraction of EA (D1, D2 and D3). The disk filter was efficient in removing tur and TSS, as well as it maintained a reduced flow variation throughout the day and a reduction of the pressure of only 50 kPa for D3, D4 and D5 during the 8 h daily of operation. The use of multivariate statistics as a tool to help is satisfactory for understanding the clogging mechanisms of drippers operating with dilutions of EA in AP. According to the FA, PCA and CA analyses, the most sensitive dripper to this type of wastewater was SL and the least sensitive was ST. The cluster signals that the D2, D3 and D4 dilutions are similar at 30% dissimilarity. The DA generated a classification function for each dripper with a 100% hit percentage. SEM is an efficient tool in demonstrating the clogging processes of drippers by showing the size of clogging in the emitter labyrinth.

Keywords: Clogging. Drippers. Agricultural reuse. Multivariate Statistics. Scanning electron microscopy. Disk filters.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSATES OPERANDO COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO

Figura 1	Imagem da área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência da UFERSA.....	69
Figura 2	Tanque de efluente da aquicultura do Setor de Aquicultura da UFERSA (A) e deslocamento do efluente da aquicultura via caixa d'água de 1000 L	70
Figura 3	Bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores.....	72
Figura 4	Componentes da bancada experimental.....	73
Figura 5	Gotejador ST (A), gotejador SL (B) e gotejador NJ (C).....	74
Figura 6	Avaliação de desempenho hidráulico dos gotejadores.....	75
Figura 7	Vazão (Q) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	85
Figura 8	Vazão relativa (QR) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	87
Figura 9	Redução da vazão relativa (RQR) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	89
Figura 10	Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B)	

e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço..91

- Figura 11** Coeficiente de variação da vazão (CVQ) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....94
- Figura 12** Coeficiente de uniformidade estatística (Us) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....96
- Figura 13** Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D1.....98
- Figura 14** Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D2.....99
- Figura 15** Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D3.....99
- Figura 16** Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D4.....100
- Figura 17** Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D5.....100

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE FILTROS E EMISSORES OPERANDO COM EFLUENTE DA AQUICULTURA E DILUIÇÕES EM ÁGUA DE POÇO COM AUXÍLIO DA ESTATÍSTICA MULTIVARIADA E MEV

- Figura 1** Imagem aérea da área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência da UFERSA.....82
- Figura 2** Tanque de efluente da aquicultura do Setor de Aquicultura da UFERSA (A) e transporte do efluente da aquicultura via caixa d'água de 1000

	L.....	111
Figura 3	Bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores.....	112
Figura 4	Componentes de uma bancada experimental.....	113
Figura 5	Marcação dos gotejadores escolhidos para avaliação de desempenho hidráulico.....	114
Figura 6	Avaliação de desempenho hidráulico dos gotejadores.....	115
Figura 7	Cabeçal de controle adaptado para avaliação do filtro de disco.....	118
Figura 8	(A) filtro de disco com aberturas de 130 μm ; (B) manômetro analógico de glicerina (0 a 400 kPa); (C) hidrômetro.....	119
Figura 9	Coleta de amostra do efluente da aquicultura no ponto a jusante do filtro.....	120
Figura 10	Desempenho da pressão (P) e vazão (Q) dos filtros do sistema de irrigação por gotejamento operando com as diluições D1 (A), D2 (B), D3 (C), D4 (D) e D5 (E) de efluente da aquicultura em água de poço.....	128
Figura 11	Círculo de correlações para o fator 1 x fator 2; distribuição das variáveis (A) e distribuição das diluições de efluente de aquicultura em água de poço no decorrer do período experimental (B).....	135
Figura 12	Círculo de correlações para o fator 3 x fator 4; distribuição das variáveis (A) e distribuição das diluições de efluente de aquicultura em água de poço no decorrer do período experimental (B).....	137
Figura 13	Dendrograma das áreas agrupadas, com base na dissimilaridade e altura de corte de 30%, de acordo com os atributos de qualidade da água e os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ de cargas fatoriais a 0,70 (módulo).....	138
Figura	Imagens (entre 28 e 35x) de microscopia eletrônica de varredura (MEV) do	

14	material aderido ao labirinto dos gotejadores ST, SL e NJ (A, B e C) após as 160 h de operação com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 (1, 2, 3, 4 e 5) do efluente da aquicultura em água de poço	144
Figura 15	Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) ampliada em 1500x dos nódulos de incrustação aderidos ao labirinto dos gotejadores ST, SL e NJ (A, B e C) da diluição 2.....	145
Figura 16	Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) da localização da incrustação (1) e da ampliação em 200x dos nódulos de incrustação aderidos ao labirinto dos gotejadores ST-D3, SL-D4 e NJ-D2 (A1, B2 e C3).....	146

CAPÍTULO 3 - ANÁLISE CANÔNICA E DISCRIMINANTE COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO ENTUPIMENTO DE GOTEJADORES OPERANDO COM DILUIÇÕES DO EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO

Figura 1	Imagem da área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência da UFERSA.....	154
Figura 2	Tanque de efluente da aquicultura do Setor de Aquicultura da UFERSA (A) e caixa d'água de 1000 L usada no transporte do efluente para área experimental (B).....	156
Figura 3	Bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores.....	157
Figura 4	Componentes de uma bancada experimental.....	158
Figura 5	Gotejador ST (A), gotejador SL (B) e gotejador NJ (C).....	159
Figura 6	Avaliação de desempenho hidráulico dos gotejadores.....	160

Figura 7	Algoritmo de uso das funções de classificação geradas pela análise discriminante.....	179
-----------------	---	-----

APÊNDICE A - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSATES OPERANDO POR 20 HORAS COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA

Figura 1	Layout de projeto da área experimental com a disposição das parcelas e respectivos tratamentos.....	193
Figura 2	Gráficos da vazão (Q) em função ao tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	205
Figura 3	Gráficos da vazão relativa (QR) em função ao tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST, SL e NJ aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	207
Figura 4	Gráficos da redução da vazão relativa (RQR) em função do tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST, SL e NJ aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	209
Figura 5	Gráficos do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) em função ao tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	212
Figura 6	Gráficos do coeficiente de variação da vazão (CVQ) em função do tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	214
Figura 7	Gráficos do coeficiente de uniformidade estatística (Us) em função do tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de	

poço.....	216
-----------	-----

LISTA DE TABELAS

REVISÃO DE LITERATURA

Tabela 1	Coeficientes de desempenho hidráulico mais utilizados.....	49
Tabela 2	Padrões de classificação dos coeficientes de desempenho hidráulico.....	49

CAPÍTULO 1 - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSATES OPERANDO COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO

Tabela 1	Percentual das diluições do efluente da aquicultura em água de poço....	71
Tabela 2	Especificações técnicas dos gotejadores não autocompensantes ensaiados com diluições de efluente da aquicultura.....	74
Tabela 3	Coeficientes de desempenho hidráulico.....	76
Tabela 4	Classificação dos coeficientes de desempenho hidráulico.....	76
Tabela 5	Média, desvio padrão e risco de obstrução de gotejadores dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	80

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE FILTROS E EMISSORES OPERANDO COM EFLUENTE DA AQUICULTURA E DILUIÇÕES EM ÁGUA DE POÇO COM AUXÍLIO DA ESTATÍSTICA MULTIVARIADA E MEV

Tabela 1	Parcelas e diluições do efluente da aquicultura em água de poço.....	112
Tabela 2	CrITÉrios técnicos dos gotejadores não autocompensantes ensaiados com diluições de efluente da aquicultura.....	114
Tabela 3	Coeficientes usados na avaliação de desempenho hidráulico.....	116

Tabela 4	Eficiência de remoção da turbidez e SST pelo filtro do sistema de irrigação por gotejamento operando com efluente da aquicultura bruto e diluído em água de poço.....	97
Tabela 5	Resultados das análises dos atributos físicos, químicos e microbiológicos do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço, como também do desempenho hidráulico QR e CUD e dos gotejadores ST, SL e NJ nos tempos de operação 00, 80 e 160 horas.....	130
Tabela 6	Matriz de correlação linear simples entre os atributos físicos, químicos e biológicos do efluente da aquicultura e diluições em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico nos tempos de operação 00 h, 80 h e 160h.....	131
Tabela 7	Fatores extraídos das variáveis de qualidade da água e coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores operando com efluente da aquicultura e diluições em água de poço.....	140

CAPÍTULO 3 - ANÁLISE CANÔNICA E DISCRIMINANTE COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO ENTUPIMENTO DE GOTEJADORES OPERANDO COM DILUIÇÕES DO EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO

Tabela 1	Coeficientes de desempenho hidráulico, equações e variáveis.....	161
Tabela 2	Atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água D1, D2, D3, D4 e D5 nos tempos de 00, 80 e 160 h de funcionamento.....	166
Tabela 3	Coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ com 00, 80 e 160 h de operação.....	167
Tabela 4	Matriz de correlação ($p \leq 0,05$) entre os atributos de qualidade do efluente de aquicultura em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ nos tempos de operação 00, 80 e 160 h.....	168

Tabela 5	Análises de correlação canônica com nível de significância ($p \leq 0,05$) entre os atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ.....	171
Tabela 6	Avaliação da porcentagem de acerto na classificação das amostras dos grupos das diluições (1ª e 2ª matriz) e dos grupos do tempo de operação do sistema (3ª e 4ª matriz), por meio das funções de classificação da análise discriminante.....	176
Tabela 7	Funções de classificação obtidas pela análise discriminante para a caracterização das diluições aplicadas com os gotejadores ST, SL e NJ.....	176

APÊNDICE A - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSATES OPERANDO POR 20 HORAS COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA

Tabela 1	Especificações técnicas dos gotejadores não autocompensantes ensaiados com diluições de efluente da aquicultura.....	194
Tabela 2	Valores e classificação dos coeficientes de desempenho hidráulico....	196
Tabela 3	Valores dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço e os padrões de uso agrícola e risco de obstrução de gotejadores.....	200

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Área de filtragem do emissor
AA	Análise de Agrupamento
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Análise de Canônica
ACP	Análise de Componentes Principais
AD	Análise Discriminante
AF	Análise Fatorial
ANA	Agência Nacional de Águas
AP	Água de poço
ASABE	American Society for Agricultural Engineering
CAERN	Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte
CE	Condutividade Elétrica
COEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente do Estado do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CT	Coliformes Totais
CTT	Coliformes Termotolerantes
CUD	Coeficiente de Uniformidade de Distribuição
CVf	Coeficiente de Variação de Fabricação
CVQ	Coeficiente de Variação de Vazão
D1	Diluição 1 (100% de efluente da aquicultura)
D2	Diluição 2 (75% de efluente da aquicultura + 25% de água de poço)
D3	Diluição 3 (50% de efluente da aquicultura + 50% de água de poço)
D4	Diluição 4 (25% de efluente da aquicultura + 75% de água de poço)
D5	Diluição 5 (100% de água de poço)
EA	Efluente da Aquicultura
EE	Espaçamento Entre Emissores
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
ER	Eficiência de remoção
F1	Fator 1 (análise fatorial)
F2	Fator 2 (análise fatorial)

F3	Fator 3 (análise fatorial)
F4	Fator 4 (análise fatorial)
F5	Fator 5 (análise fatorial)
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
G1	Grupo 1 (análise de agrupamento)
G2	Grupo 2 (análise de agrupamento)
G3	Grupo 3 (análise de agrupamento)
ISL	Índice de Saturação de Langelier
ISO	Organização Internacional para Padronização
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
k	Coeficiente de Vazão
L	Comprimento do Labirinto do Gotejador
LASAPSA	Laboratório de Solo, Água e Planta do Semiárido
LQA	Laboratório de Qualidade Ambiental
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
NBR	Norma Brasileira
n_e	Número de emissores avaliados
NJ	NaanDanJain TalDrip
P	Pressão
Q	Vazão
$q_{25\%}$	Valor médio dos 25% menores valores de vazões dos emissores
q_a	Vazão atual
q_i	Vazão inicial
QR	Vazão Relativa
RN	Rio Grande do Norte
RQR	Redução da Vazão Relativa
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SEMARH	Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte
SL	Gotejador Netafim Streamline
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Gotejador Netafim Super Typhoon
ST	Sólidos Totais

T	Temperatura
t_{em}	Tempo de coleta do efluente
Tur	Turbidez
Vol	Volume do efluente coletado
UFERSA	Universidade Federal Rural do Semi-Árido
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UFV	Universidade Federal de Viçosa
Us	Coefficiente de Uniformidade Estatística
x	Expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	28
2	REVISÃO DE LITERATURA	31
2.1	Aquicultura.....	31
2.1.1	Impactos socioeconômicos e ambientais da aquicultura	32
2.1.2	Caracterização dos efluentes da aquicultura e aproveitamento agrícola	33
2.2	Reúso de águas residuárias	35
2.2.1	Legislação aplicada ao reúso de água.....	37
2.3	Sistema de irrigação por gotejamento.....	39
2.3.1	Aspectos técnicos dos emissores autocompensantes e não autocompensantes.....	40
2.4	Entupimento de gotejadores	41
2.4.1	Entupimento físico.....	42
2.4.2	Entupimento químico	43
2.4.3	Entupimento biológico	44
2.4.4	Ação combinada dos agentes de entupimento nos gotejadores	46
2.4.5	Critérios técnicos que favorecem o entupimento de gotejadores	47
2.5	Desempenho hidráulico de gotejadores	48
2.6	Sistemas de filtragem na irrigação por gotejamento	50
2.7	Técnicas de minimização de entupimento de gotejadores e de sistemas de filtração	51
	REFERÊNCIAS.....	53
	CAPÍTULO 1 - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSATES OPERANDO COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO.....	66
1	INTRODUÇÃO	68
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	69

2.1	Descrição da área experimental.....	69
2.2	Delineamento experimental e bancadas de ensaio	71
2.3	Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras.....	74
2.4	Caracterização dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	77
2.5	Caracterização do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	78
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
3.1	Caracterização dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	78
3.2	Caracterização do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras.....	84
3.2.1	Vazão dos gotejadores – Q.....	84
3.2.2	Vazão relativa – QR	86
3.2.3	Redução da vazão relativa – RQR.....	88
3.2.4	Coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD	90
3.2.5	Coeficiente de variação de vazão – CVQ.....	93
3.2.6	Coeficiente de uniformidade estatística – Us	95
3.3	Caracterização do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	98
4	CONCLUSÕES	101
	REFERÊNCIAS.....	102
	CAPÍTULO 2 – DESEMPENHO DO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTJEMANETO OPERANDO COM EFLUENTE DA AQUICULTURA E DILUIÇÕES EM ÁGUA DE POÇO	106
1	INTRODUÇÃO	108
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	109
2.1	Descrição da área experimental.....	109
2.2	Delineamento experimental e bancadas de ensaio	111

2.3	Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço	115
2.4	Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	116
2.5	Análise do desempenho dos sistemas de filtração das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço	117
2.6	Análise do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço	121
2.7	Análise multivariada.....	121
2.7.1	Matriz de correlação	122
2.7.2	Análise de componentes principais (ACP).....	123
2.7.3	Análise de agrupamento (AA).....	123
2.7.4	Análise fatorial (AF).....	123
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	124
3.1	Desempenho dos sistemas de filtração das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço	124
3.2	Análise estatística multivariada.....	129
3.3	Caracterização do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	142
4	CONCLUSÕES	148
	REFERÊNCIAS.....	149
	CAPÍTULO 3 - ANÁLISE CANÔNICA E DISCRIMINANTE COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO ENTUPIMENTO DE GOTEJADORES OPERANDO COM DILUIÇÕES DO EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO	153
1	INTRODUÇÃO	155
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	155
2.1	Descrição da área experimental.....	156
2.2	Delineamento experimental e bancadas de ensaio	157

2.3	Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço	160
2.4	Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	162
2.5	Análise multivariada.....	164
2.5.1	Matriz de correlação	164
2.5.2	Análise de correlação canônica (AC)	165
2.5.3	Análise discriminante (AD).....	166
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	166
3.1	Matriz de correlação.....	166
3.2	Análise de correlação canônica (AC)	171
3.3	Análise discriminante (AD).....	176
4	CONCLUSÕES	181
	REFERÊNCIAS.....	182
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	186
	APÊNDICE A - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSANTES OPERANDO POR 20 HORAS COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA.....	189
1	INTRODUÇÃO	191
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	192
2.1	Descrição da área experimental.....	192
2.2	Delineamento experimental e montagem das bancadas de ensaio	193
2.3	Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço	195
2.4	Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	198
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	200

3.1	Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.....	200
3.2	Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço	205
3.2.1	Vazão dos gotejadores – Q	205
3.2.2	Vazão relativa – QR	207
3.2.3	Redução da vazão relativa – RQR.....	209
3.2.4	Coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD	212
3.2.5	Coeficiente de variação de vazão – CVQ.....	214
3.2.6	Coeficiente de uniformidade estatística – Us	216
4	CONCLUSÕES	218
	REFERÊNCIAS.....	219

1 INTRODUÇÃO GERAL

A agricultura é a atividade humana que mais utiliza recursos hídricos. Dados da Agência Nacional de Águas mostram que no Brasil a agricultura consome 68,4% de água anualmente (ANA, 2018). A alta demanda de água na produção agrícola é uma preocupação que se torna ainda mais grave quando se observa um quadro de mudanças climáticas que tende a elevar a escassez em regiões áridas e semiáridas, além de introduzir este processo em outras áreas (CASTRO et al., 2018).

Como a água é um recurso natural essencial para a vida no planeta, toda essa relação entre escassez e poluição causada pelas atividades humanas destacou a preocupação com os recursos hídricos nos estudos sobre reúso, que visam a obter respostas para minimização dos impactos negativos das atividades econômicas modernas sobre a água (TESSARO et al., 2016).

Dentre muitas atividades humanas consumidoras de recursos hídricos que produzem efluentes com potencial para o reúso, a aquicultura, que corresponde ao cultivo controlado de organismos aquáticos, tem um lugar de destaque. A principal vertente da aquicultura na região semiárida é a piscicultura, com destaque para a produção de tilápia (*Oreochromus niloticus*) (CARDOSO; EL-DEIR; CUNHA, 2016) e a carcinicultura, com destaque para o camarão (*Litopenaeus vannamei*), principalmente nos estados do Rio Grande do Norte e Ceará (MONTEIRO et al., 2019).

O sistema de produção e a qualidade da água usada no cultivo aquícola ditam a concentração de atributos, tais como nutrientes, pH, sólidos e matéria orgânica, os quais, ao mesmo tempo em que favorecem o potencial reúso agrícola destes efluentes, causam impactos ambientais, como poluição e eutrofização dos corpos hídricos, salinização do solo e perda de biodiversidade (DAUDA et al., 2019; HUANG et al., 2019; NGAJILO; JEEBHAY, 2019).

O aspecto quantitativo também é um fator de grande relevância para reutilização de efluentes aquícolas na agricultura. Dados apontam que para cada tonelada de camarão produzida pela aquicultura, são gerados de 5145 a 7157 m³ de efluente; levando em consideração o que é produzido de camarão mundialmente, a produção global de efluentes pode chegar a $3,14 \times 10^{10}$ m³, volume que, se não for reutilizado de alguma forma, provocará impacto ambiental imenso (NG et al., 2018).

Uma alternativa para minimizar este cenário é o reúso agrícola de águas residuárias, que tem como vantagens do ponto de vista ambiental o uso sustentável dos

recursos hídricos; minimização da poluição hídrica e a eutrofização; permite o uso racional e redução dos custos com água, minimização do uso de insumos, como fertilizantes, e aumento da produtividade (SALGOT; FOLCH, 2018; FRANCO et al., 2019a).

A principal ferramenta para aplicação de águas residuárias na agricultura é o sistema de irrigação por gotejamento, que aplica gotículas diretamente na zona radicular da planta, aumentando a eficiência do uso de água e reduzindo possíveis impactos negativos do reúso agrícola, tais quais salinização, escoamento superficial e contaminação de produtos e operadores de campo por possíveis patógenos (SURYAWANSHI, 2018).

A principal limitação do uso do sistema de irrigação por gotejamento é o entupimento de emissores, que resulta na redução de uniformidade do sistema e reduz a produtividade agrícola (BATISTA et al., 2014a). O entupimento de gotejadores é ainda mais evidente quando estes sistemas operam com águas residuárias, em virtude da presença de partículas em suspensão e da ocorrência da formação de biofilme resultante da interação entre mucilagens bacterianas e partículas orgânicas e inorgânicas (SHAW et al., 2018).

O entupimento pode ser causado por agentes de natureza física, química e biológica atuando de maneira individual ou conjunta. Os atributos da água residuária utilizada tornam a interação entre esses agentes mais complexa (SONG et al., 2017). Neste sentido, o entendimento sobre o funcionamento dos mecanismos de entupimento é fundamental para redução deste dano. Para isto, existem técnicas e ferramentas que podem auxiliar a compreender o processo de obstrução.

Uma delas é a utilização de filtros que auxiliam na redução de partículas da água de irrigação que podem chegar aos emissores (GARCÍA NIETO et al., 2020). De maneira geral, quanto maior for a qualidade da água de irrigação menores serão a taxa esperada e a extensão de entupimento do gotejador (GREEN et al., 2018). Neste contexto, analisar a eficiência dos sistemas de filtração na remoção de materiais orgânicos e inorgânicos e que mantenham a pressão do sistema de irrigação na mesma faixa de trabalho pode ser de grande relevância na redução da obstrução de gotejadores operando com águas residuárias.

A diluição de efluentes é outra alternativa para reduzir a obstrução de gotejadores operando com águas residuárias. Ela reduz a concentração de agentes de entupimento presentes nos efluentes e ainda possui diversas vantagens, desde a

economia de água potável até a diminuição da concentração de sólidos suspensos, matéria orgânica, salinidade, como também influencia na viscosidade e na temperatura da água residuária. Outro benefício da diluição de efluentes é a possibilidade de adequar o uso da água de acordo com a legislação e normas vigentes (HERMES et al., 2018; VALE et al., 2018a, b).

Uma ferramenta relevante que auxilia a compreensão do processo de entupimento de emissores é a estatística multivariada. Ela pode ser utilizada para analisar dados coletados no tempo e espaço, além de proporcionar informações menos complexas sobre a correlação entre os atributos de qualidade da água analisados (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021).

Para caracterização dos materiais microscópicos causadores da obstrução, tais como partículas orgânicas e inorgânicas e microrganismos formadores de biofilme, a microscopia eletrônica de varredura é uma excelente e promissora alternativa, além de auxiliar a compreensão do processo do entupimento de gotejadores (RIBEIRO et al., 2018).

Outro aspecto envolvido nos estudos sobre o entupimento de gotejadores é o desempenho hidráulico do sistema de irrigação. Como as dimensões da geometria dos emissores são muito pequenas e sinuosas, eles se tornam muito suscetíveis ao entupimento durante a irrigação. Portanto, avaliar o desempenho hidráulico fornece informações valiosas sobre a ocorrência e da obstrução de gotejadores (YU et al., 2019).

Muitas pesquisas foram realizadas com o intuito de analisar o desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento operando águas residuárias diversas, tais como esgoto doméstico (COSTA et al., 2019), percolado de aterro sanitário (VALE et al., 2018a), processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018), água produzida do petróleo (VALE et al., 2020) e também do próprio efluente da aquicultura (SOLIMAN et al., 2020). Entretanto, poucas ou nenhuma das pesquisas nessa área do conhecimento aplica conceitos de estatística multivaria, microscopia eletrônica de varredura e até mesmo diluições no seu escopo.

Neste contexto, o objetivo geral desta pesquisa é estudar os efeitos de diluições de efluente da aquicultura em água de poço no desempenho de três modelos de gotejadores não compensantes e no filtro do sistema de irrigação por gotejamento.

Os objetivos específicos desta pesquisa são: quantificar os atributos físicos, químicos e biológicos ocasionadores de entupimento; determinar os indicadores de desempenho hidráulico que expressem o nível de obstrução dos gotejadores; monitorar

os fatores físicos (sólidos suspensos totais e turbidez) ocasionadores de entupimento no filtro de disco; selecionar o tipo de gotejador mais adequado para aplicação de diluições de efluente da aquicultura em água de poço, com base na susceptibilidade ao entupimento; utilizar a estatística multivariada e a MEV como ferramentas para auxiliar o entendimento dos mecanismos de entupimento de gotejadores.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Aquicultura

A aquicultura é a atividade que corresponde ao cultivo controlado de organismos aquáticos, como peixes, crustáceos, moluscos, algas, rãs e qualquer outra forma de vida aquática de interesse humano. Ela merece destaque graças à sua importante contribuição nos aspectos econômicos, sociais e nutricionais da população (FLORES; PEDROZA FILHO, 2013).

O mercado de alimentos está cada vez mais homogêneo e globalizado, e nesta conjuntura a aquicultura desponta como alternativa viável para o aumento da oferta de alimentos por muitos anos. Além disso, outros fatores socioeconômicos, de saúde e religiosos também têm contribuído bastante para o crescimento do mercado de pescado mundialmente (BRABO et al., 2016; FAO, 2014).

Os ramos da piscicultura continental, carcinicultura e a malacocultura são os mais desenvolvidos da aquicultura brasileira, sendo baseados em espécies exóticas e praticados em diversos ambientes, modalidades e estratégias de produção; outros ramos da aquicultura, como a ranicultura, algicultura e a quelonicultura, também contam com empreendimentos comerciais, porém com número bem menor de iniciativas (BRASIL, 2013a).

O Brasil desponta como um dos países com maior potencial de produção aquícola, especialmente pela sua disponibilidade hídrica, clima favorável e ocorrência natural de espécies aquáticas que compatibilizam interesse zootécnico e mercadológico (BRASIL, 2013b). O potencial aquícola brasileiro está relacionado à sua extensão costeira de mais de oito mil quilômetros, à sua zona econômica exclusiva (ZEE) de 3,5 milhões de km² e à sua dimensão territorial que dispõe de aproximadamente 13% da água doce renovável do planeta (ROCHA et al., 2013).

Os dados oficiais apresentados pelo Ministério da Pesca e Aquicultura de 2013 mostram que a produção brasileira de pescado foi de 1.241.807 toneladas, tendo sido

765.287 toneladas de origem da pesca (61,6%) e 476.512 toneladas (38,4%) originados de outros ramos da aquicultura. Dessas 476.512 toneladas produzidas em 2013, a aquicultura continental foi responsável por 392.492 toneladas (82,36%), ao passo que a aquicultura marinha foi responsável por 84.020 toneladas (17,63%). Neste contexto, destaca-se a região Nordeste como a maior produtora, com 140.748 toneladas de pescado, sendo a tilápia (*Oreochromus niloticus*) a espécie mais cultivada (BRASIL, 2015).

No estado do Rio Grande do Norte, a produção aquícola total no ano de 2018 foi de 288.949,3 toneladas, tendo a carcinicultura como maior responsável por essa produção 264.944,3 toneladas (91,69%). Por sua vez, a piscicultura produziu 24.005 toneladas (8,31%), tendo o cultivo de tilápias com 2.371,99 toneladas (0,82%) a maior produção. Dentre outras espécies cultivadas pela piscicultura potiguar, pode-se destacar a carpa (*Cyprinus carpio*), curimatã (*Prochilodus lineatus*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), traíra (*Hoplias*) e tucunaré (*Cichla ocellaris*) (IBGE, 2018).

Os dados da produção apresentados reforçam o quanto a aquicultura se mostra uma alternativa econômica e social de grande relevância no Brasil e no mundo, mas para que ela permaneça competitiva é necessário que o viés ambiental seja cada vez mais explorado.

2.1.1 Impactos socioeconômicos e ambientais da aquicultura

A aquicultura é caracterizada por ser uma atividade econômica complexa, com possibilidade de formar arranjos produtivos locais e contribuir, dessa maneira, para a oferta de emprego e renda para os trabalhadores. Diversos estudos apontam que o impacto socioeconômico da aquicultura é bastante positivo (ARAÚJO, 2016).

Outro aspecto socioeconômico relevante é que a atividade aquícola é praticada por um grupo social que anseia capacitar-se, gerenciar e preservar sua área de trabalho; este interesse em qualificar sua atividade viabiliza melhor utilização e gestão dos fatores de produção e dos recursos naturais, garantindo melhores resultados para esta atividade (VALE; COSTA, 2018).

A qualificação técnica e tecnológica da aquicultura é um aspecto importantíssimo para elevar os níveis de sustentabilidade dessa atividade, minimizando seu impacto ambiental, pois, segundo Silva et al. (2018), mudanças na qualidade

ambiental podem limitar o potencial da pesca, causando dificuldades para comunidades e empreendimentos direta e indiretamente ligados a ela.

A iniciativa para minimização de impactos ambientais da aquicultura foi tomada como um fator preponderante para manutenção do crescimento dessa atividade. Como ressaltam Barbieri et al. (2014), a sustentabilidade da produção aquícola necessita de planejamento participativo e de um criterioso manejo para prevenir e reduzir os impactos ambientais e socioeconômicos. Além disso, o impacto ambiental também pode ser minimizado de modo que haja a conservação da biodiversidade (FRANCO et al., 2018).

Os impactos ambientais da aquicultura são diversos e ocorrem por meio de três processos: o consumo de recursos naturais, o processo de transformação (processamento) e a geração de produtos finais (resíduos). Esses processos atuam em todas as vertentes da atividade aquícola, dependendo principalmente do sistema de cultivo (fechados, abertos e semiabertos), modalidade da aquicultura (água doce ou salgada); das espécies utilizadas e especialmente da densidade e quantidade de produção (BARBIERI et al., 2014).

De modo geral, os impactos ambientais causados pela aquicultura são: degradação da qualidade da água devido a poluentes como matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos, compostos recalcitrantes originários de medicamentos e hormônios acrescentados à ração animal (SINGH et al., 2015); eutrofização devido ao aporte de nutrientes nos corpos hídricos (RIBEIRO et al., 2014); perda da biodiversidade (DORIA et al., 2018), dentre outros.

2.1.2 Caracterização dos efluentes da aquicultura e aproveitamento agrícola

Os efluentes das atividades aquícolas são gerados basicamente em criação por sistemas fechados, como viveiros e tanques. A variação da quantidade e concentração de poluentes nestes efluentes depende do sistema de produção, da qualidade da água usada no cultivo e das características climáticas da região onde ocorrerá a atividade (NGAJILO; JEEBHAY, 2019; DAUDA et al., 2019).

O tipo de produção tem influência tanto na quantidade quanto na qualidade dos efluentes gerados. Devido à variação da quantidade de água usada no cultivo e na circulação entre tanques, pode haver maior ou menor geração de água residuária, além

da concentração dos poluentes presentes nos tanques devido ao aporte de vários insumos usados para maximizar a produção (BRITO et al., 2017).

A qualidade da água usada na produção aquícola é o fator de maior influência nas características dos efluentes dessa atividade. Destacam-se fatores como pH (Ng et al., 2018); salinidade da água usada nos tanques e viveiros (MOHEDANO et al., 2018); nutrientes, por efeito da ração da alimentação dos animais cultivados (BAUER et al., 2017); medicamentos veterinários e antibióticos usados para tratar zoonoses (CHOI et al., 2020); sólidos e matéria orgânica, em virtude tanto da alimentação quanto dos resíduos produzidos pelas espécies cultivadas (LUNA-IMBACUÁN et al., 2016); microrganismos patogênicos (VILLAR-NAVARRO et al., 2019); também deve-se destacar a possível presença de metais ou substâncias recalcitrantes que podem estar presentes devido ao aporte de algum tipo de insumo ou até mesmo da própria água utilizada para produção (HONG et al., 2020).

As espécies cultivadas também têm grande influência nas características das águas residuárias, muito pelo ambiente aquático ao qual elas são e/ou podem estar adaptadas. Por exemplo, a carcinicultura é praticada em ambientes com água salina (CARVALHO; MARTINS, 2017), e a criação de tilápias, que é uma espécie de água doce, mas pode ser produzida em ambientes aquáticos com águas de maior grau de salinidade (REBOUÇAS et al., 2017); por sua vez, outras espécies de peixes, como, por exemplo, tambaqui (*Colossoma macropomum*) e curimatã (*Prochilodus brevis*), são tipicamente de água doce ou necessitam de uma água de melhor qualidade para ser produzida (OLIVEIRA et al., 2016).

Uma das melhores alternativas para minimizar os impactos ambientais provenientes do efluentes da aquicultura é o reúso, atividade na qual o aproveitamento da água residuária pode ser realizado por meio da sua recirculação no processo produtivo após um tratamento para retirada dos poluentes que possam ser prejudiciais às espécies produzidas (NG et al., 2018), além de poder ser realizado o reúso agrícola desses efluentes (JERÔNIMO et al., 2016).

A viabilidade do reúso de efluentes da aquicultura na agricultura foi atestada por várias pesquisas que utilizaram esta água residuária na produção de culturas como cebola - *Allium cepa* (SOLIMAN et al., 2020), pepino - *Cucumis sativus* (GROENVELD et al., 2019), tomate - *Solanum lycopersicum* (KHATER et al., 2015), sorgo forrageiro - *Sorghum bicolor* (GUIMARÃES et al., 2018), mudas de plantas nativas da caatinga como craibeira - *Tabebuia chrysotricha* (PINTO et al., 2016) e

jurema-branca - *Mimosa verrucosa* (ALMEIDA et al., 2017), produção de biomassa florestal (SHIFFLETT et al., 2016) e fruticultura (JERÔNIMO et al., 2016).

Para melhorar o desempenho do reúso agrícola, o manejo dos efluentes é de fundamental importância. Uma das alternativas para otimizar esse processo é o tratamento das águas residuárias, diminuindo a concentração de atributos que podem ser prejudiciais na agricultura, melhorando a qualidade final do efluente. A caracterização de efluentes produzidos no cultivo de peixes mostrou grande potencial para reutilização, principalmente após a realização de uma etapa de tratamento que poderá ser dimensionada para favorecer o tipo de reúso mais eficiente (FERRACIOLLI et al., 2018).

2.2 Reúso de águas residuárias

No Brasil, houve aumento de aproximadamente 80% do uso da água nas últimas duas décadas, e a previsão é de que a retirada de água aumente mais 24% até 2030. Outro problema que afeta consideravelmente os recursos hídricos é o lançamento de efluentes nos corpos d'água. Os esgotos domésticos sem tratamento, assim como as águas residuárias de outras atividades, são os principais elementos responsáveis por indisponibilizar do uso da água a partir da poluição hídrica, agravando ainda mais o balanço hídrico (ANA, 2018).

Como a água é um recurso natural essencial à vida no planeta, toda essa problemática de escassez e poluição causada pelas atividades humanas elevou a preocupação com os recursos hídricos a um lugar de destaque nos estudos sobre reúso visando a obter respostas para minimização dos impactos negativos das atividades econômicas modernas sobre a água (TESSARO et al., 2016).

A prática do reúso é o processo de reutilização de uma água que foi usada anteriormente em outra atividade humana para satisfazer uma ou várias necessidades, e posteriormente, após ser tratada ou não, pode retornar à atividade que a originou ou ser empregada em uma outra modalidade (TESSARO et al., 2016). Sendo assim, o conceito de reúso implica em sua inserção no aproveitamento de recursos hídricos, em nível amplo ou localizado, de acordo com o caso, mas sempre visando à otimização deste aproveitamento (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

As águas residuárias são aquelas produzidas pelas atividades humanas, tais como usos domésticos, comerciais e industriais, as quais variam quali-quantitativamente de

acordo com seu uso e vazão, possuindo características garantidas pela atividade que foi originada. De maneira geral, ela possui compostos particulados, matéria orgânica e inorgânica, nutrientes (nitrogênio, fosforo e potássio), metais pesados, microrganismos e uma infinidade de substâncias tóxicas e recalcitrantes que variam de acordo com seu uso anterior; são essas características que indicam as aplicações, vantagens, desvantagens e do reúso (BERCERA-CASTRO et al., 2015).

As vantagens do reúso de água são várias, do ponto de vista ambiental, destacando-se o uso sustentável dos recursos hídricos; minimização da poluição hídrica e impactos ambientais como a eutrofização; permite o uso racional da água, direcionando a água de melhor qualidade para atividades domésticas, consumo humano e higiene; permite evitar a tendência de erosão do solo, desertificação, além de favorecer a recuperação de áreas degradadas; reciclar nutrientes (HUSSAIN et al., 2019; LUCENA et al., 2018; LYU et al., 2016).

Na economia, as vantagens do reúso são: redução dos custos com água; minimização do uso de insumos, como fertilizantes, no caso do reúso agrícola; aumento da produtividade; redução de tarifas e impostos como forma de incentivo à prática; possibilidade de integração de uma nova atividade ao empreendimento, como, por exemplo, uma empresa de aquicultura reutilizar os efluentes na produção agrícola; por fim, possibilidade de geração de renda extra (FRANCO et al., 2019a; LYU et al., 2016; SALGOT; FOLCH, 2018; SOLIMAN et al., 2020; TAL, 2016).

Na esfera social, as vantagens do reúso partem da melhoria da qualidade de vida dos usuários, devido aos benefícios econômicos da prática, como também de uma sensível melhora no bem-estar e saúde a partir da adoção de práticas de saneamento e tecnologias de tratamento de efluentes que minimizam o aparecimento de vetores e doenças; além de possibilitar melhor visibilidade da paisagem urbana ou rural (LUCENA et al., 2018; MORAIS et al., 2016).

Todas essas possíveis aplicações e vantagens fazem do reúso de água uma importante ferramenta para minimização da poluição e combate à escassez hídrica, principalmente em regiões áridas e semiáridas. Vários países ao redor do mundo têm adotado essa prática, seja de forma pontual, como nas indústrias, ou de forma difusa, por meio dos sistemas de abastecimento e dos sistemas agrícolas, para aproveitamento dos nutrientes (JASIM et al., 2016; TAL, 2016).

As possíveis desvantagens do reúso são: contaminação de águas subterrâneas e superficiais, via lixiviação e escoamento superficial; acúmulo de nutrientes e elementos

potencialmente poluentes que podem prejudicar as características físicas, químicas e biológicas do solo; prejudicar a microbiota do solo; salinização do solo; contaminação do solo, da planta e dos recursos hídricos por vírus e bactérias; lançamento de metais pesados, contaminantes emergentes e substâncias recalcitrantes no ambiente; dificuldades operacionais; diminuição da vida útil de equipamentos; possibilidade de problemas sanitários e de saúde, caso o manejo não seja adequado (ABABSA et al., 2020; AHMED et al., 2020; BERCERA-CASTRO et al., 2015; RIZZO et al., 2020; TAL, 2016).

O planejamento brasileiro é para que em 2030 o volume de água de reúso seja $13,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, o que representa 4% de toda a água reutilizada no mundo. Na região Nordeste, o potencial de reúso é planejado para que a vazão de reutilização de água seja de $1,8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ até 2030. Com esses dados, é possível observar que, apesar de ser uma alternativa comprovada na melhoria da disponibilidade hídrica, a demanda brasileira ainda é limitada, razão pela qual a discussão sobre o reúso de água no Brasil deve ser impulsionada, não só por suas vantagens, como também devido ao crescimento populacional e os seus possíveis efeitos das mudanças climáticas, principalmente na região Nordeste e nos grandes centros urbanos brasileiros, onde o balanço hídrico qualitativo é crítico (ANA, 2018).

2.2.1 Legislação aplicada ao reúso de água

Regras e regulamentações da reutilização de águas residuárias tem como principais finalidades garantir a segurança jurídica e minimizar riscos para as partes interessadas. Para isso, foram criadas normas regulatórias obrigatórias, na forma de lei, e não obrigatórias, por meio de recomendações de organizações nacionais e internacionais para que possam ser utilizadas como referência (SALGOT; FOLCH, 2018).

A legislação para reúso pode ser apresentada de duas formas. A primeira é a aplicação de leis sobre a qualidade de água tratada e autorizada a ser lançada no meio ambiente ou nos sistemas de esgoto; a segunda é por meio de uma legislação que estabeleça padrões de qualidade da água para as diferentes modalidades do reúso de águas residuárias (SALGOT; FOLCH, 2018).

A realidade brasileira no que diz respeito a leis sobre o reúso até o ano de 2021 contemplava apenas a primeira forma de regulamentação, salvo o caso do estado do

Ceará, que, por meio da Resolução COEMA nº 2 de fevereiro de 2017, além de estabelecer padrões para o lançamento de efluentes líquidos de atividades poluidoras, ainda estabelece diretrizes, critérios e parâmetros para o reúso de água para fins não potáveis (CEARÁ, 2017). Essa legislação foi pioneira no país quando se fala em regulamentação do reúso de águas residuárias.

Finalmente, em dezembro de 2021 foi publicada a Resolução CONAMA Nº 503, de 14 de dezembro de 2021, que define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias (BRASIL, 2021). Essa foi a primeira legislação de nível nacional estabelecendo critérios para reúso agrícola de águas residuárias.

Dentre outras coisas, ela estabelece limites para aplicação de águas residuárias estabilizadas na fertirrigação; expressa o roteiro de cálculo para taxa de aplicação do efluente por unidade de área e de tempo; apresenta critérios para caracterização e monitoramento do solo; elenca as restrições e permissões de reúso de efluentes para os tipos de cultura, além de discorrer sobre os critérios de projeto e a responsabilidade do titular da autorização (BRASIL, 2021).

A norma brasileira que apresenta os padrões, parâmetros e diretrizes exigidos para o lançamento de efluentes no meio ambiente é a Resolução CONAMA 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA (BRASIL, 2011).

O Estado do Rio Grande do Norte não possui nenhuma legislação referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos, tampouco sobre padrões de qualidade da água de reúso. A única referência sobre reúso na legislação ambiental estadual está na Lei complementar nº 481/2013, que, em seu art. 2º, altera o art. 5º da Lei Estadual nº 6.908, de 1996, acrescentando o seguinte inciso VII: “a realização de estudos e alternativas para a utilização de águas de reúso e seus efeitos sobre a disponibilidade hídrica”, como um dos princípios e diretrizes da Política Estadual de Recursos Hídricos (RIO GRANDE DO NORTE, 2013).

Essa Lei complementar ainda determina, no terceiro parágrafo do art. 4º, que a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) incentivará o reúso de água, devendo estabelecer os instrumentos regulatórios e de incentivo às diversas modalidades de reúso, bem como os estudos necessários à garantia de padrões mínimos de qualidade da água”; por fim, o art. 5º desta lei acrescenta mais uma

alteração da Lei Estadual n.º 6.908/1996 ao dizer no inciso VII que para o efeito de cobrança o cálculo do uso da água deverá considerar a utilização de águas de reúso e seus efeitos sobre a disponibilidade hídrica (RIO GRANDE DO NORTE, 2013).

2.3 Sistema de irrigação por gotejamento

Basicamente, a irrigação pode ser classificada em três métodos: superficial, aspersão e localizada, que são subdivididos em sistemas, por exemplo, irrigação por inundação e sulcos (superficial), aspersão convencional, pivô central, autopropelido (aspersão), gotejamento e microaspersão (localizada) (ALBAJI et al., 2015; CARVALHO et al., 2020; JOVANOVIĆ et al., 2020).

A escolha do sistema de irrigação ideal depende de fatores como: condições climáticas, características do solo, relevo, disponibilidade e qualidade da água, salinidade e alcalinidade do solo, drenagem, fatores ambientais, eficiência e condições econômicas do irrigante (ALBAJI et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2020).

A influência desses fatores foi um fator preponderante para o desenvolvimento de tecnologias de irrigação mais eficientes. Foi nesse cenário que o sistema por gotejamento foi idealizado como aquele que, por meio de um emissor, aplica água na forma de gotas diretamente na zona radicular da planta, de forma superficial ou subsuperficial por um longo período de tempo, a uma taxa menor do que a infiltração do solo e sob baixa pressão de operação (SURYAWANSHI, 2018).

Assim, o próprio conceito de irrigação por gotejamento sugere vantagens inerentes a esses sistemas, tais como a eficiência de aplicação que pode chegar a 90%; aumento de rendimento das culturas devido à manutenção da umidade na zona da raiz por um período mais longo; melhoria na qualidade da colheita; uniformidade de crescimento e minimização de danos no fruto e na folhagem; controle de crescimento de ervas daninhas; economia com custos de fertilizante e mão de obra, considerando que haverá redução na operação de tratos culturais e da eficiência de aplicação de fertilizantes devido à aplicação diretamente na raiz da planta; melhor controle de pragas e doenças; ideal para solos de relevo irregulares por não ocorrer escoamento superficial da água de irrigação e, por consequência, causar erosão; economia de energia devido à baixa pressão de operação do sistema; adequação operacional; possibilidade de automação (SURYAWANSHI, 2018).

Outra importante vantagem da irrigação por gotejamento é a possibilidade de

utilização de águas residuárias na produção agrícola, ressaltando-se que do ponto de vista ambiental esses sistemas são os mais sustentáveis devido à 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 (BATISTA et al., 2014a).

Ainda que possuam todas essas vantagens, os sistemas de irrigação por gotejamento sofrem com algumas limitações quando operam com águas de baixa qualidade, com as salobras, residuárias e com concentração elevada de sedimentos; a principal delas é a susceptibilidade ao entupimento dos gotejadores devido à presença de partículas em suspensão presentes na água, como também devido à formação de biofilme resultante da interação entre mucilagens bacterianas e partículas orgânicas e inorgânicas. O processo de entupimento realça mais uma desvantagem: a necessidade de manutenção regular do sistema para minimizar esse processo, que, dependendo do tamanho, pode acarretar considerável acréscimo nos custos de mão de obra e materiais (ABIOYE et al., 2020; BATISTA et al., 2014a; SHAW et al., 2018).

Os sistemas de irrigação por gotejamento variam de acordo com os requisitos de projeto, mas basicamente são compostos por uma série de equipamentos como os descritos por Netafim (2015) e Suryawanshi (2018): conjunto motobomba, cabeçal de controle, filtros, manômetros, tanque de fertilizante (para uso na fertirrigação), linha de principal, linha de derivação, linha lateral, emissores/gotejadores.

2.3.1 Aspectos técnicos dos emissores autocompensantes e não autocompensantes

Os emissores são os principais componentes da irrigação por gotejamento: um sistema típico pode incluir milhares deles, e os modelos disponíveis no mercado variam de acordo com o processo e o material usado pelo fabricante. Dentro das características ideais de funcionamento e das limitações encontradas, basicamente existem dois tipos de emissores: os autocompensantes, que possuem dispositivos de compensação de variação de pressão, e os não autocompensantes, que, apesar de fornecerem água em condições ideais de vazão e pressão, não possuem dispositivos de compensação de pressão (DALRI et al., 2015).

A diferenciação no projeto desses gotejadores é feita por meio da equação geral dos emissores (Equação 1), que descreve o comportamento de vazão em função da

pressão de serviço. Essa relação estabelece se o emissor é sensível à variação de pressão, e a partir daí é possível classificá-lo como autocompensante, quando o expoente da equação tende a zero, e não autocompensante, quando expoente da equação tende a 0,5 (FISCHER FILHO et al., 2018; FRIZZONE et al., 2012; PRADO et al., 2014).

$$q = kH^x \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

q – Vazão do gotejador, $L\ h^{-1}$;

H – Pressão de trabalho, kPa ;

k – Coeficiente da equação do emissor, adimensional; e

x – Expoente de fluxo, adimensional.

Os gotejadores autocompensantes são aqueles cuja alteração do fluxo de água é reduzida devido a um dispositivo de flutuação livre que mantém a vazão uniforme mesmo trabalhando em uma ampla faixa de pressão; além disso, esses gotejadores possuem o benefício adicional de autolimpeza, que minimiza o entupimento. A desvantagem desse tipo de emissor é seu elevado custo de aquisição (DALRI et al., 2015; NETAFIM, 2015).

Os gotejadores não autocompensantes são aqueles que não possuem dispositivos de compensação e nos quais a variação da pressão de serviço do sistema se deve às condições de trabalho e altera o fluxo de água nos emissores. A vantagem desse tipo de gotejador é seu baixo custo anual, devido a um menor valor de aquisição e uma menor pressão de serviço necessária para funcionamento (PRADO et al., 2014; NETAFIM, 2015).

Assim, a escolha do tipo de emissor que melhor se adapta à necessidade do irrigante depende de vários fatores. Para os emissores autocompensantes, as condições de trabalho mais adversas e baixa qualidade da água são fatores que favorecem seu uso, ao passo que para os emissores não autocompensantes o maior motivo para sua escolha é a economia, devido ao seu baixo custo de aquisição e manutenção (AL-MUHAMMAD et al., 2019).

2.4 Entupimento de gotejadores

O entupimento de emissores é a principal limitação do sistema de irrigação por gotejamento, resultando na diminuição da uniformidade do sistema e no aumento do custo devido à necessidade de manutenção e redução da durabilidade do emissor; além do mais, um baixo desempenho de operação acarreta perda na produtividade devido à redução da aplicação de água pelos gotejadores obstruídos (ABIOYE et al., 2020; AL-MUHAMMAD et al., 2019; BATISTA et al., 2014a).

Um gotejador típico possui uma seção do canal do labirinto na ordem de 1 mm², pequena área que torna o emissor muito susceptível ao entupimento por partículas sólidas suspensas e dissolvidas não capturadas na filtração, precipitação de elementos e substâncias químicas, além da ação de microrganismos presentes na água de irrigação (AL-MUHAMMAD et al., 2019; CARVALHO et al., 2015a).

Estes aspectos estão associados à qualidade da água que influencia tanto a produtividade das culturas e a preservação ambiental, quanto é essencial à manutenção e integridade do sistema de irrigação. O conhecimento dos atributos da água orienta os requisitos de filtração, injeção de produtos químicos e gerenciamento do sistema de irrigação para evitar o entupimento de gotejadores (NETAFIM, 2015; UCKER et al., 2013).

Assim como os critérios de caracterização da qualidade da água, o entupimento de gotejadores pode ser causado por agentes de natureza física, química e biológica de maneira individual ou conjunta: os atributos da água residuária que deverá ser utilizada no sistema influenciam o tipo de entupimento e tornam o mecanismo de obstrução do emissor mais complexo (SONG et al., 2017; PEI et al., 2014).

Vale ressaltar que mesmo a qualidade da água sendo o fator de maior importância para o entupimento de emissores, outros fatores como mudanças de temperatura, pressão e vazão da água, força de cisalhamento do fluxo e material da tubulação, exercem influência na cristalização de compostos dissolvidos em suspensão, em sua unificação, sedimentação e agregação das partículas entre si e nos componentes do sistema, que favorecem a obstrução de gotejadores (CUNHA et al., 2020; LIU et al., 2017; NETAFIM, 2015; YUAN; OLIVIER, 2019; ZHOU et al., 2017a).

2.4.1 Entupimento físico

O entupimento físico é o tipo mais comum, por ter como principais agentes as partículas inorgânicas em suspensão (areia, silte e argila) e partículas orgânicas

(sedimentos vegetais e animais). Em águas naturais, a tendência é de que a obstrução ocorra por partículas inorgânicas, ao passo que em águas residuárias as partículas orgânicas também são agentes importantes nesse processo (CARVALHO et al., 2015a; OLIVEIRA et al. 2017).

Esse tipo de obstrução pode ser causado por falhas de filtração que permitem a entrada dessas partículas no sistema, podendo ficar retidas nos emissores devido à formação de vórtices e zonas de estagnação formadas pelas características geométricas do gotejador; outros importantes fatores que exercem influência no processo de entupimento físico são a taxa de fluxo do sistema, propriedades hidrodinâmicas e turbulência (BOUNOUA et al., 2016; PERBONI et al., 2018).

Dependendo do tamanho da malha do filtro, pequenas partículas, como areia ($> 50 \mu\text{m}$), lodo ($> 2 \mu\text{m}$) ou argila ($< 2 \mu\text{m}$), ainda podem entrar no emissor e causar obstrução física devido a diferentes fenômenos, como agregação, cimentação e transporte. O tamanho médio da largura do canal do labirinto é de aproximadamente 1 mm, porém a probabilidade de entupimento do emissor aumenta significativamente quando o diâmetro da partícula excede $50 \mu\text{m}$ (AIT-MOUHEB et al., 2019).

O nível do entupimento físico de gotejadores operando com água residuária também está diretamente relacionado à qualidade do tratamento final do efluente. Uma pesquisa mostrou que a utilização de um efluente de tratamento terciário de águas residuárias na irrigação por gotejamento foi menos susceptível ao entupimento do que quando esse mesmo sistema operou com efluente de um tratamento secundário que possui menor eficiência e, conseqüentemente, mais sólidos suspensos (GREEN et al., 2018).

2.4.2 Entupimento químico

O entupimento químico se deve a precipitações de elementos químicos presentes na água de irrigação, formando incrustações que podem bloquear total ou parcialmente os emissores (CARVALHO et al., 2015b). Este tipo de entupimento ocorre principalmente quando o sistema é operado com águas de baixa qualidade que possuem atributos químicos adquiridos de formas naturais, como as salobras ou salinas, ou por alguma atividade antrópica, como as águas residuárias (BRITO et al., 2016; NASCIMENTO et al., 2016; VALE et al., 2020).

A presença de sais na água de irrigação é um dos grandes ocasionadores de obstrução de emissores devido à interação entre os íons contidos na água, promovendo a precipitação química e, por consequência, a incrustação dos gotejadores, principalmente por carbonatos de cálcio e magnésio, os quais, além de presentes em águas residuárias, ocorrem naturalmente nas águas, principalmente em regiões áridas e semiáridas (BRITO et al., 2016; ZOCOLER et al., 2015).

Outro elemento que tem grande influência no entupimento químico dos emissores é o ferro (CARVALHO et al., 2016). O pH da água é outro atributo que influencia o entupimento de gotejadores, podendo variar de acordo com o tipo de água de irrigação usada (VALE et al., 2020). O risco de entupimento químico também é influenciado pela temperatura da água usada no sistema de irrigação (CUNHA et al., 2020).

O processo de entupimento químico de gotejadores é considerado o mais difícil de ser controlado devido à diversidade de íons e aos vários efeitos de acoplamento que podem ocorrer na água, por meio da interação entre esses íons com partículas inorgânicas como quartzo, silicato, muscovita, feldspato alcalino e clorita, formando precipitados maiores e mais susceptíveis à incrustação (LI et al., 2019).

2.4.3 Entupimento biológico

O entupimento biológico é causado pelos microrganismos presentes na água de irrigação, como larvas, algas, fungos, bactérias e vírus. Como os filtros não são capazes de retê-los, eles se desenvolvem nas tubulações e nos emissores, formando colônias que têm crescimento favorecido pelas condições de repouso, iluminação, temperatura e nutrientes, como nitrogênio e fósforo (CARVALHO et al., 2015b).

Assim como os demais tipos de obstrução de emissores, a qualidade da água tem papel de grande relevância no entupimento biológico: a irrigação com águas residuárias é muito mais propícia a conter agentes biológicos que favorecem a obstrução, porém águas naturais de fontes subterrâneas e principalmente as superficiais possuem uma gama enorme de microrganismos que podem se desenvolver ainda mais com o advento da poluição hídrica (YUAN; OLIVIER, 2019).

Nas águas naturais, alguns microrganismos como diatomáceas do gênero *Gomphonema* sp., coliformes fecais, algas do gênero *Espirogira* sp., ovos de helmintos, bactérias bacilares e colônias de bactérias do gênero *coccus* são os agentes responsáveis

pelo entupimento dos emissores, ao passo que no esgoto doméstico alguns dos microrganismos que favorecem o entupimento biológico são bactérias e cianobactérias, como a *Microcystis aeruginosa*, diatomáceas do gênero *Gomphonema* sp., algas do gênero *Espirogira* sp., ovo de *Ascaris lumbricoides*, bactérias bacilares, bactéria coccus e coliformes fecais (RIBEIRO et al., 2018).

As bactérias aeróbias são mais propícias a causar entupimento do que as bactérias anaeróbias. Em um trabalho que comparou a obstrução de gotejadores operando com água residuária da suinocultura com esse mesmo efluente diluído com água de abastecimento, foi notado que a redução dos indicadores de desempenho hidráulico foi menor quando o sistema operou com água residuária da suinocultura, em virtude da baixa taxa de oxigênio dessa água residuária, que provocou a anaerobiose e reduziu a ação de bactérias aeróbias, que são os principais agentes biológicos causadores de entupimento (BATISTA et al., 2014b).

A ação desses microrganismos nos sistemas de irrigação por gotejamento é um processo dinâmico no qual eles interagem entre si formando um biofilme que se prende às paredes da tubulação e nos emissores, causando entupimento total ou parcial; a formação do biofilme no sistema ocorre inicialmente com a agregação entre organismos livres que, em seguida, formam microcolônias que aderem às superfícies abióticas, e com o tempo vão aumentando até formar o biofilme maduro, que pode se desprender parcialmente e favorecer a formação de um novo biofilme mais a jusante do sistema (LI et al., 2017; YUAN; OLIVIER, 2019; WANG et al., 2020).

A formação do biofilme não está ligada somente à interação dos microrganismos entre si; para que a formação ocorra, eles excretam um material pegajoso, chamado de substâncias poliméricas extracelulares (EPS, em inglês), capazes de manter o biofilme bem estruturado e estável, favorecendo a captação elementos significativos para o seu crescimento; o EPS é formado por polissacarídeos, ácidos poliurônicos, proteínas, ácidos nucléicos e lipídios (GREEN et al. 2018; ZHOU et al., 2017a).

Além de contribuir para o processo de formação, a EPS está diretamente ligada às condições de vida do biofilme; é ela que molda vários parâmetros, como porosidade, teor de água, carga, hidrofobicidade e estabilidade mecânica, além de fornecer uma armadilha para capturar nutrientes e uma barreira protetora para ocasiões de estresse ambiental (YUAN; OLIVIER, 2019).

Mesmo com a capacidade de atenuar os agentes estressores, o desprendimento do biofilme pode ocorrer devido a fatores, como as condições hidrodinâmicas e físicas,

forças de cisalhamento da água, condições ambientais, contato com substâncias desinfetantes e também pelo material de fabricação da tubulação e dos emissores; outro fator que favorece o desprendimento é a espessura do biofilme, pois o aumento das suas dimensões reduz a transmissão de nutrientes para a parte interna, causando a morte ou diminuindo o metabolismo bacteriano (LIU et al., 2017; WANG et al., 2020).

Vale ressaltar que o desprendimento acarreta problemas como o surgimento de outras colônias e biofilmes maduros a jusante, aumentando o processo de entupimento em toda extensão do sistema; além do mais, o desprendimento pode favorecer contaminação do solo e da planta por microrganismos patogênicos que ao se soltarem do biofilme podem ser descarregados pelos emissores no decorrer da irrigação (PETROVA; SAUER, 2016; YUAN; OLIVIER, 2019).

2.4.4 Ação combinada dos agentes de entupimento nos gotejadores

O entupimento de gotejadores se torna muito mais complexo quando o sistema de irrigação é operado com águas residuárias, devido à diversidade de seus atributos; a formação do biofilme pela ação dos microrganismos (agente biológico) tem o crescimento favorecido pela absorção de nutrientes (agente químico) para seu metabolismo, o biofilme maduro e bem formado ainda agrega partículas de solo (agente físico) que o tornam mais robusto (BATISTA et al., 2014a; CARVALHO et al., 2016; PEI et al., 2014; RIBEIRO et al., 2018; SONG et al., 2017; WANG et al., 2020; YUAN; OLIVIER, 2019).

O processo de entupimento, principalmente dentro do labirinto do emissor, quando é formado pelo desenvolvimento microbiano juntamente com elementos físico-químicos de águas residuárias, pode também ser chamado de bioincrustação, que nada mais é que uma biomassa que bloqueia o fluxo de água pelos labirintos dos emissores e diminui a vida útil do sistema de irrigação (OLIVIER et al., 2014).

A incrustação é conceituada como a disposição indesejada de material nas superfícies de emissores e na linha lateral, podendo ser classificada como incrustação física causada por sólidos em suspensão (areia, argila, sílica, etc.), incrustação química pela precipitação de minerais de sais solúveis em uma concentração acima do índice de saturação; incrustação orgânica causada pela coagulação e sedimentação de material orgânico; incrustação biológica pela adesão de microrganismos nas superfícies internas e formação do biofilme (GREEN et al., 2018).

Muito embora este seja um processo bastante comum em sistemas de irrigação por gotejamento, nem sempre a combinação de agentes é o principal causador do entupimento: os emissores operando com água residuária podem apresentar todos os tipos de obstrução, em separado, a partir de processos de formação diferentes como a formação de biofilmes por agentes biológicos e a incrustação, devido à precipitação de agentes químicos (RIBEIRO et al., 2018).

2.4.5 Critérios técnicos que favorecem o entupimento de gotejadores

É notável que a qualidade da água é o fator de maior influência no processo de entupimento de gotejadores, entretanto alguns parâmetros de projeto tendem a favorecer o aumento do nível de obstrução ou acelerá-lo, destacando-se a taxa de fluxo da água, a pressão de serviço, o comprimento da linha e o tempo de operação do sistema de irrigação (ALVES et al., 2020; NETAFIM, 2015; WANG et al., 2020; WENQIAN et al., 2020).

Uma pesquisa realizada para avaliar a capacidade anti-entupimento de uma série de emissores observou que a resiliência dos gotejadores é afetada principalmente pelo comprimento do caminho de fluxo, razão largura/profundidade do caminho de fluxo e força de cisalhamento nas proximidades das paredes da tubulação, o que mostra como os critérios de projeto podem influenciar na obstrução (ZHOU et al., 2017b).

Quanto à variação da pressão de serviço, é importante destacar que o conhecimento sobre o aumento e redução da taxa de fluxo da água é fundamental para entender o processo de formação de biofilme em sistemas de irrigação dispostos em áreas de topografia acidentada, em razão da variação da pressão de sistema, causando significativa diferença de vazão e, conseqüentemente, redução de uniformidade de distribuição de água (FRANCO et al., 2019b).

O fluxo de água no sistema de irrigação desempenha papel vital na formação, desenvolvimento e separação do biofilme; a tensão de cisalhamento da água na tubulação, determinada pela pressão de operação, é fator determinante na formação ou minimização do entupimento, pois à medida que o fluxo aumenta o estresse no biofilme também aumenta, podendo ocasionar seu desprendimento (OLIVIER et al., 2014).

É neste contexto que o comprimento da linha lateral tem importância no processo de formação do biofilme, entupimento de emissores e uniformidade de aplicação de água; a tendência é de que o acúmulo de microrganismos e substâncias

químicas precipitadas sejam levados pelo fluxo da água no decorrer da linha e sedimentem na região final da tubulação (BATISTA et al., 2017).

Em resumo, a influência da pressão de serviço na formação de biofilme nas linhas laterais se dá assim: quando o sistema é ligado, a alta velocidade inicial da água movimenta as partículas de sedimento, limpando parcialmente o gotejador; da mesma forma, a alta velocidade de inicialização nas linhas de abastecimento limpa a mangueira e limpa as partículas acumuladas a jusante, explicando por que o entupimento tem efeito maior nos gotejadores localizados na extremidade da lateral, onde mais partículas se acomodam devido à baixa velocidade da água (CAMARGO et al., 2014).

Outro fator de grande relevância no processo de entupimento de gotejadores é o tempo de operação do sistema (BATISTA et al., 2014b). A taxa de fluxo do emissor diminui com a extensão do tempo de funcionamento da irrigação por gotejamento, e quanto menor a qualidade da água mais notável é a redução da taxa de fluxo no sistema de irrigação (WENQIAN et al., 2020).

2.5 Desempenho hidráulico de gotejadores

O entupimento de emissores afeta o desempenho e a vida útil dos sistemas de irrigação por gotejamento, também diminuindo significativamente a uniformidade de distribuição de água no campo. Esses problemas implicam redução da produtividade e, conseqüentemente, perdas financeiras para os irrigantes (ABIOYE et al., 2020; ZHANG et al., 2017).

Como visto anteriormente, muitos fatores contribuem para o entupimento de gotejadores; além disso, as dimensões dos canais de labirinto são muito pequenas e possuem muitas curvas, tornando os emissores muito susceptíveis ao entupimento durante a irrigação. Dessa forma, a seleção de parâmetros de desempenho hidráulico pode fornecer informações importantes sobre a ocorrência da obstrução de gotejadores (YU et al., 2019).

Para que tenham o melhor desempenho possível, os sistemas de irrigação devem ter boa uniformidade de distribuição de água por meio de seus emissores; neste cenário, a uniformidade da irrigação está associada à variabilidade da lâmina aplicada ao longo da área úmida, sendo expressos por índices ou coeficientes (ANDRADE et al., 2017).

Muitos coeficientes de desempenho hidráulicos são utilizados em pesquisas nacionais e internacionais para avaliar a uniformidade dos sistemas de irrigação por

gotejamento. O primeiro deles é a equação geral dos emissores (Equação 1), apresentada anteriormente. Os demais coeficientes mais utilizados por pesquisadores ao redor do mundo são apresentados na Tabela 1, enquanto os valores e a classificação de todos os coeficientes de desempenho hidráulicos estão referenciados na Tabela 2.

Tabela 1. Coeficientes de desempenho hidráulico mais utilizados.

Coeficiente	Equação	Variáveis	Referência	Nº da equação
Vazão	$Q = \frac{\text{Vol}}{1000t_{\text{em}}} \cdot 60$	Q – Vazão do emissor, L.h ⁻¹ ; Vol – Volume do efluente coletado, mL; tem – Tempo de coleta do efluente, minutos.	ABNT (2006)	(2)
Vazão relativa	$QR = \frac{q_a}{q_i}$	QR - Vazão relativa, L h ⁻¹ ; q _a - Vazão atual, L h ⁻¹ ; e q _i - Vazão inicial, L h ⁻¹ .	Capra; Scicolone (1998)	(3)
Redução da vazão relativa	$RQR = 100 \left(\frac{q_i - q_a}{q_i} \right)$	RQR - Redução da vazão relativa, %; q _i - Vazão inicial, L h ⁻¹ ; e q _a - Vazão atual, L h ⁻¹ .	Capra; Scicolone (1998)	(4)
Coeficiente de uniformidade de distribuição	$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{\bar{q}}$	CUD-Coeficiente de uniformidade de distribuição, % q _{25%} - Valor médio dos 25% menores valores de vazões dos emissores, L h ⁻¹ ; e q - Vazão média dos emissores, L h ⁻¹ .	Keller; Karmeli (1975)	(5)
Coeficiente de variação de vazão	$CVQ = 100 \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2}{n_e - 1}} \frac{1}{\bar{q}}$	CVQ - Coeficiente de variação da vazão, %; q _i - Vazão de cada emissor, L h ⁻¹ ; q - Vazão média dos emissores, L h ⁻¹ ; e n _e - Número de emissores avaliados.	ASABE (2008)	(7)
Coeficiente de uniformidade estatística	$Us = 100(1 - CVQ)$	Us - coeficiente de uniformidade estatístico de aplicação de efluente, %; e CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.	Bralts et al. (1987)	(8)

Fonte: Autoria própria (2022).

Tabela 2. Padrões de classificação dos coeficientes de desempenho hidráulico.

Coeficiente de desempenho hidráulico	Classificação	Referência
Vazão relativa – QR	QR = 1 – Ausência de entupimento QR > 1 – Aumento da vazão QR < 1 – Redução da vazão	Cararo et al. (2006)
Redução da vazão relativa – RQR	RQR > 0 – Redução de vazão RQR < 0 – Aumento da vazão	Mesquita et al. (2016b)
Coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD	CUD < 70% - Ruim 70% < CUD < 80% - Regular 80% < CUD < 90% - Bom CUD > 90% - Excelente	Merriam; Keller (1978)
Coeficiente de variação de vazão – CVQ	CVQ < 10% - Bom 10% < CVQ < 20% - Razoável CVQ > 20% - Inaceitável	ASABE (2008)
Coeficiente de uniformidade estatística – Us	Us < 60% - Inaceitável 60% < Us < 70% - Ruim 70% < Us < 80% - Razoável 80% < Us < 90% - Bom Us > 90% - Excelente	Favetta; Botrel (2001)

Fonte: Autoria Própria (2022).

É sabido que o risco de entupimento de gotejadores operando com águas residuárias é maior devido aos atributos que prejudicam consideravelmente sua qualidade (SONG et al., 2017; UCKER et al., 2013). Porém, para que essa hipótese pudesse se tornar evidente, muitos estudos foram realizados para testar o desempenho de emissores trabalhando com vários tipos de efluentes originados das mais diversas atividades humanas.

Dentre eles, podemos destacar: esgoto doméstico bruto e tratado (COSTA et al., 2019; PEI et al., 2014), percolado de aterro sanitário (MESQUITA et al., 2016a,b; VALE et al., 2018a,b), laticínios (ANDRADE et al., 2016; CUNHA et al., 2017), suinocultura (BATISTA et al., 2014a,b), processamento da castanha de caju (BATISTA et al., 2018; FERNANDES et al., 2014), aquicultura (MAROUFPOOR et al., 2020; SOLIMAN et al., 2020), processamento da mandioca (HERMES et al., 2018) e água produzida do petróleo (VALE et al., 2020).

2.6 Sistemas de filtragem na irrigação por gotejamento

O entupimento do emissor depende da qualidade da água, tipos de gotejadores e condições ambientais. Neste contexto, um dos fatores que controlam este entupimento é justamente o sistema de filtragem; embora não consigam evitar completamente, os filtros podem evitar que muitas partículas inorgânicas e materiais orgânicos suspensos na água entrem no sistema de irrigação por gotejamento (TRIPATHI et al., 2014).

A montagem dos filtros no sistema de irrigação é localizada logo após o setor de bombeamento e anterior às linhas laterais, sendo geralmente ligados à linha principal de irrigação; os tipos de filtros mais comuns usados na irrigação por gotejamento são filtros de hidrociclone, areia, tela e discos, de forma que a escolha depende da qualidade da água usada na irrigação (MANBARI et al., 2020; SURYAWANSHI, 2018).

As principais dificuldades encontradas nos sistemas de filtragem da irrigação por gotejamento são a queda de pressão causada por vários componentes do sistema de filtração e o nível de eficiência de cada tipo de filtro para remoção de materiais orgânicos e minerais presentes na água de irrigação, principalmente as águas residuárias (MANBARI et al., 2020).

A queda de pressão é um parâmetro como o qual os projetistas devem tomar cuidado ao projetar e gerenciar filtros de maneira adequada, pois ela está relacionada ao consumo de água e energia, bem como à eficiência do filtro (BOVÉ et al., 2015). A

eficiência da filtragem é o parâmetro que mede o desempenho de filtros para o sistema de irrigação, sendo para isso utilizada a seguinte equação:

$$E (\%) = \frac{N_0 - N}{N_0} \times 100 \quad (9)$$

Em que:

E – Eficiência de remoção, %;

N_0 - Valor do parâmetro de qualidade específico não filtrado; e

N - Valor do mesmo parâmetro após a filtração.

A escolha do parâmetro de qualidade deve ser feita de acordo com o que se deseja avaliar; na maioria das avaliações de desempenho de filtros para irrigação, os atributos utilizados são os sólidos totais e a turbidez, os quais, principalmente o segundo, além de representarem a quantidade materiais suspensos na água, são fáceis de serem medidos e ainda possuem a vantagem de ter valores limites estabelecidos para sua utilização em várias legislações e diretrizes de uso da água (GARCÍA NIETO et al., 2020).

Tendo em vista que os sistemas de filtragem são de grande valia para minimização do entupimento de emissores, muitos estudos foram realizados com a finalidade de avaliar o desempenho de filtros que operam com águas residuárias domésticas tratadas (TRIPATHI et al., 2014), água residuária da aquicultura/piscicultura (MANBARI et al., 2020; SOLIMAN et al., 2020); como também elaboração de modelos para prever a eficiência de filtragem (GARCÍA NIETO et al., 2020).

2.7 Técnicas de minimização de entupimento de gotejadores e de sistemas de filtração

O principal objetivo dos estudos sobre entupimento de gotejadores é entender os mecanismos de entupimento para, a partir daí, elaborar técnicas a fim de minimizar a obstrução de emissores que sejam mais eficientes, fáceis de aplicar e baratas para reduzir custos com substituição dos equipamentos e linhas de irrigação, além de evitar perdas de produtividade que limitem o uso do gotejamento (SONG et al., 2017; ZHOU et al., 2019).

Qualquer que seja a origem do problema de obstrução de gotejadores, uma metodologia para identificação precoce de entupimento no campo pode ser útil para iniciar processos de limpeza e evitar a substituição de laterais. Além disso, a detecção de entupimento durante seus estágios iniciais torna mais fácil remediar e evitar maiores perdas (CAMARGO et al., 2014).

Muitos estudos foram realizados para desenvolver ou testar técnicas de minimização de entupimento de gotejadores (KATZ et al., 2014; PEI et al., 2014; TRIPATHI et al., 2014; LI et al., 2015; ZHOU et al., 2015; ANDRADE et al., 2016; COSTA et al., 2016; PERAGÓN et al., 2017; HERMES et al., 2018; VALE et al., 2018a,b; AIT-MOUHEB et al., 2019; ZHOU et al., 2019; GARCÍA NIETO et al., 2020; MANBARI et al., 2020; WANG et al., 2020).

A primeira e a mais usada entre elas é a filtração da água de irrigação (GARCÍA NIETO et al., 2020; TRIPATHI et al., 2014). Entretanto, os filtros também sofrem com problemas de entupimento, sendo necessário, para solucionar o problema, realizar uma lavagem periódica dos filtros quando for observada a queda de pressão a jusante do sistema (MANBARI et al., 2020).

A aplicação de substâncias na água de irrigação com a finalidade de tratar os agentes de entupimento é uma técnica bastante usual para minimizar a obstrução de gotejadores; os tratamentos químicos convencionais empregados para prevenir ou remover incrustações consistem na aplicação periódica de produtos químicos por injeção no sistema de irrigação (KATZ et al., 2014).

O tratamento biológico da água de irrigação também é útil para minimizar o entupimento de emissores e tem se destacado por ainda ter a vantagem de não formar substâncias cancerígenas que podem ser geradas no tratamento químico por derivados inorgânicos clorados (COSTA et al., 2016).

Outra técnica de minimização de entupimento de gotejadores é a lavagem, que parte do princípio de que a descarga lateral dos sistemas de irrigação por gotejamento aumenta a força de cisalhamento hidráulico do fluxo para promover a rápida eliminação dos biofilmes fixados (LI et al., 2015).

O controle da pressão de serviço do sistema de irrigação por gotejamento é também uma forma de minimizar o entupimento de emissores. Essa prevenção se dá pela ação da tensão de cisalhamento ideal nas paredes da tubulação que inibem o crescimento do biofilme (WANG et al., 2020) e evitam vórtices nos canais labirinto e

saída de fluxo dos emissores, minimizando o entupimento por acúmulo de partículas nessas regiões (AIT-MOUHEB et al., 2019; ZHOU et al., 2019).

Outra forma de minimizar o entupimento de gotejadores operando com águas residuárias é a diluição, que reduz a concentração de agentes de entupimento presentes nos efluentes e ainda possui diversas vantagens, desde a economia de água potável até a diminuição da concentração de sólidos suspensos, matéria orgânica, salinidade, como também influenciar na viscosidade e na temperatura da água residuária. Outro benefício da diluição de efluentes é a possibilidade de adequar o uso da água de acordo com a legislação e normas vigentes (ANDRADE et al., 2016; VALE et al., 2018a,b; HERMES et al., 2018).

A frequência de irrigação é também uma técnica de minimização do entupimento (ZHOU et al., 2015). Outra técnica usada para prevenir o entupimento na irrigação por gotejamento é a escolha de gotejadores com melhores desempenhos hidráulicos (PEI et al., 2014). Além dessas, as tecnologias alternativas para prevenção de entupimento, como a utilização de sistemas de informações geográficas (GIS, em inglês), estão ganhando espaço no mercado atual (PERAGÓN et al., 2017).

REFERÊNCIAS

- ABABSA, N.; KRIBAA, M.; OULDJAOU, A.; TAMRABET, L.; ADDAD, D.; HALLAIRE, V. Long-term effects of wastewater reuse on hydro physicals characteristics of grassland grown soil in semi-arid Algeria. **Journal of King Saud University – Science**, v. 32, n. 1, p. 1004-1013, 2020.
- ABIOYE, E. A.; ABIDIN, M. S. Z.; MAHMUD, M. S. A.; BUYAMIN, S.; ISHAK, M. H. I.; RAHMAN, M. K. I. A.; OTUOZE, A. O.; ONOTU, P.; RAMLI, M. S. A. A review on monitoring and advanced control strategies for precision irrigation. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 173, p. 1-22, 2020.
- AHMED, W.; KITAJIMA, M.; TANDUKAR, S.; HARAMOTO, E. Recycled water safety: Current status of traditional and emerging viral indicators. **Environmental Science & Health**, v. 16, p. 62–72, 2020.
- AIT-MOUHEB, N.; SCHILLINGS, J.; AL-MUHAMMAD, J.; BENDOULA, R.; TOMAS, S.; AMIEHL, M.; ANSELMET, F. Impact of hydrodynamics on clay particle deposition and biofilm development in a labyrinth-channel dripper. **Irrigation Science**, v. 37, p. 1–10, 2019.
- ALBAJI, M.; GOLABI, M.; NASAB, S. B.; ZADEH, F. M. Investigation of surface, sprinkler and drip irrigation methods based on the parametric evaluation approach in Jaizan Plain. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**, v. 14, p. 1–10, 2015.

ALMEIDA, J. P. N.; FREITAS, R. M. O.; NOGUEIRA, M. W.; OLIVEIRA, F. A.; FERREIRA, H.; LEITE, M. S. Production of *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke seedlings irrigated with fish farming wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 6, p. 386-391, 2017.

AL-MUHAMMAD, J.; TOMAS, S.; AIT-MOUHEB, N.; AMIELH, M.; ANSELMET, F. Experimental and numerical characterization of the vortex zones along a labyrinth milli-channel used in drip irrigation. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, v. 80, p. 1-11, 2019.

ALVES, D. C. M.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; CABRAL FILHO, F. R.; SOARES, J. A. B.; GOMES, L. F. Grau de entupimento em um sistema de irrigação localizada submetido a diferentes tempos de funcionamento. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 8, p. 1-15, 2020.

AMERICAN SOCIETY FOR AGRICULTURAL ENGINEERING - ASAE EP405.1 APR1988 (R2008). Design and installation of microirrigation systems. ASABE, St. Joseph, MI, 2008, 5p.

ANA - Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2018. 72p.

ANDRADE, A. T. S.; CUNHA, M. E.; CUNHA, R. R.; MARQUES, B. C. D.; BATISTA, R. O. Relação entre o entupimento de gotejadores e os atributos físico-químicos e microbiológicos de efluente de laticínios diluído. **Química: ciência, tecnologia e sociedade**, v. 5, n. 2, p. 9-21, 2016.

ANDRADE, M. G.; VILAS BOAS, M. A.; SIQUEIRA, J. A. C.; DIETER, J.; SATO, M.; HERMES, E.; MERCANTE, E.; TOKURA, L. K. Statistical quality control for the evaluation of the uniformity of microsprinkler irrigation with photovoltaic solar energy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 78, p. 743-753, 2017.

ARAÚJO, E. A. D. Políticas públicas para sustentabilidade: o caso do projeto Ipirá na usina hidrelétrica de Tucuruí-Pa. **Revista de Gestão**, v. 23, n. 4, p. 276-285, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR ISO 9261: Equipamentos de irrigação agrícola: emissores e tubos emissores: especificações e métodos de ensaio. São Paulo, 2006. 17 p.

BARBIERI, E.; MARQUEZ, H. L. A.; CAMPOLIM, M. B.; SALVARANI, P. I. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 14, n. 3, p. 385-398, 2014.

BATISTA, R. O.; FERREIRA, D. J. L.; SANTOS, D. B.; LEMOS, FILHO, L. C. A.; ROCHA, T. A. L. C. G.; MEDEIROS, I. E. S. Vazão de gotejadores ao longo de linhas laterais operando com água residuária da suinocultura sob pressões de serviço. **Revista Espacios**, v. 38, n. 37, p. 7-19, 2017.

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, n. 1, p. 75 - 88, 2014a.

BATISTA, R. O.; SILVA JÚNIOR, M. J.; SANTOS, D. B.; CUNHA, F. F.; MESQUITA, F. O.; FREIRE, F. G. C. Gotejadores aplicando proporções de tempo de irrigação com efluente da suinocultura e água de abastecimento. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 6, p. 1746-1756, 2014b.

BATISTA, R. O.; SILVA, K. B.; SILVA JÚNIOR, M. J.; SANTOS, D. B.; CUNHA, R. R. Performance of drip emitters for different pressures and application of cashew nuts wastewater. **DYNA**, v. 85, n. 204, p. 38-43, 2018.

BAUER, W.; ABREU, P. C.; POERSCH, L. H. Plankton and water quality variability in an estuary before and after the shrimp farming effluents: possible impacts and regeneration. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 3, p. 495-508, 2017.

BERCERA-CASTRO, C.; LOPES, A. R.; VAZ-MOREIRA, I.; SILVA, E. F.; MANAIA, C. M.; NUNES, O. C. Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. **Environment International**, v. 75, p. 117–135, 2015.

BOUNOUA, S.; TOMAS, S.; LABILLE, J.; MOLLE, B.; GRANIER, J.; HALDENWANG, P.; IZZATI, S. N. Understanding physical clogging in drip irrigation: in situ, in-lab and numerical approaches. **Irrigation Science**, v. 34, p. 327–342, 2016.

BOVÉ, J.; ARBAT, G.; DURAN-ROS, M.; PUJOL, T.; VELAYOS, J.; CARTAGENA, F. R.; PUIG-BARGUÉS, J. Pressure drop across sand and recycled glass media used in micro irrigation filters. **Biosystems Engineering**, v. 137, p. 55-63, 2015.

BRABO, M. F.; PEREIRA, L. F. S.; SANTANA, J. V. M.; CAMPELO, D. A. V.; VERAS, G. C. Cenário atual da produção de pescado no mundo, no Brasil e no estado do Pará: ênfase na aquicultura. **Acta Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4. n. 2, p. 181-196, 2016.

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

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim estatístico de pesca e aquicultura do Brasil 2011**. Brasília: República Federativa do Brasil, 2013a. p. 60

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Censo aquícola nacional, ano 2008**. Brasília: República Federativa do Brasil, 2013a. p. 100

BRASIL. **Plano de Desenvolvimento da Aquicultura Brasileira – 2015/2020**. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura, p.61, 2015.

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. 9p.

BRASIL. **Resolução nº 503, de 14 de dezembro de 2021.** Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2021. 7p.

BRITO, C. F. B.; FONSECA, V. A.; SANTOS, M. R. Desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento com aplicação da água salina. **Revista Agrotecnologia**, Ipameri, v. 7, n. 1, p. 10-17, 2016.

BRITO, T. P.; SANTOS, A. T. S.; QUINTAIROS, R. R. D.; COSTA, L. C. O. Aspectos tecnológicos da piscicultura do município de Capitão Poço, Pará, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 7, n. 1, p. 26518, 2017.

CAMARGO, A. P.; MOLLE, B.; TOMAS, S.; FRIZZONE, J. A. Assessment of clogging effects on lateral hydraulics: proposing a monitoring and detection protocol. **Irrigation Science**, v. 32, p. 181–191, 2014.

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

CARARO, D. C.; BOTREL, T. A.; HILLS, D. J.; LEVERENZ, H. L. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 22, p. 251-257, 2006.

CARDOSO, A. S.; EL-DEIR, S. G.; CUNHA, M. C. C. Bases da sustentabilidade para atividade de piscicultura no semiárido de Pernambuco. **Interações**, v. 17, n. 4, p. 645-653, 2016.

CARVALHO, D. F.; MARTINS, R. C. F.; DOS SANTOS, J. J. S.; TELES, G. C.; GENTILE, M. A. D.; OLIVEIRA, M. S. Evolution and current scenario of irrigated area in Brazil: Systematic data analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 8, p. 505-511, 2020.

CARVALHO, L. C. C.; COELHO, R. D.; TEXEIRA, M. B.; SOARES, F. A. L.; CUNHA, F. N.; SILVA, N. F. Tubos gotejadores convencionais submetidos a aplicação de óxido de ferro via água com carga orgânica e sólidos suspensos. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 9, n. 2, p. 32 - 41, 2015b.

CARVALHO, L. C. C.; COELHO, R. D.; TEXEIRA, M. B.; SOARES, F. A. L.; CUNHA, F. N.; SILVA, N. F. Susceptibilidade ao entupimento de diferentes tubos gotejadores convencionais submetidos a aplicação de sulfato ferroso via água de irrigação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 9, n. 1, p. 14-23, 2015a.

CARVALHO, L. C. C.; COELHO, R. D.; TEXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; SILVA, N. F.; SOARES, F. A. L.; VIDAL, V. M.; MORAIS, W. A. Entupimento de emissores autocompensantes com aplicação de sulfato e óxido de ferro. **Científica**, v. 44, n. 3, p. 385-402, 2016.

CARVALHO, R. A. A.; MARTINS, P. C. C. Caracterização da atividade de carcinicultura no vale do Rio Açu, Rio Grande do Norte, Brasil. **Holos**, v. 2, p. 92-107, 2017.

CASTRO, A. L. A.; ANDRADE, E. P.; COSTA, M. A.; SANTOS, T. L.; UGAYA, C. M. L.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 72, p. 126–136, 2018.

CEARÁ. **Resolução COEMA Nº 2 de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias 104 SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2017. 41p.

CHOI, S.; SIM, W.; JANG, D.; YOON, Y.; RYU, J.; OH, J.; WOO, J. S.; KIM, Y. M.; LEE, W. Antibiotics in coastal aquaculture waters: Occurrence and elimination efficiency in oxidative water treatment processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 396, 122585, 2020.

COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; VALE, H. S. M.; SOUSA, A. B.; DOMBROSKI, S. A. G.; ALVES S. M. C. Biological treatment of drippers clogged by the use of treated domestic wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 7, p. 595-599, 2016.

COSTA, D. O.; VALE, H. S. M.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; SANTOS, D. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.12, n. 4, p. 1251-1266, 2019.

CUNHA, J. L. O.; SILVA, S. L.; BATISTA, R. O.; MARQUES, B. C. D.; COELHO, D. C. L.; SILVA, K. B. Monitoramento da bioincrustação em fitas gotejadoras aplicando água com distintas temperaturas e salinidades. **Irriga**, v. 25, n. 1, p. 1-13, 2020.

CUNHA, M. E.; MARQUES, B. C. D.; BATISTA, R. O.; COSTA, A. G.; CUNHA, R. R.; ANDRADE, A. T. S. Obstrução de gotejadores operando com efluente de laticínios diluído. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 11, n. 4, p. 1517-1527, 2017.

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

DAUDA, A. B.; AJADI, A.; TOLA-FABUNMI, A. S.; AKINWOLE, A. O. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. **Aquaculture and Fisheries**, v. 4, n. 3, p. 81-88, 2019.

DORIA, C. R. C.; ATHAYDE, S.; MARQUES, E. E.; LIMA, M. A. L.; DUTKA-GIANELLI, J.; RUFFINO, M. L.; KAPLAN, D.; FREITAS, C. E. C.; ISAAC, V. N. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. **Ambio**, v. 47, n. 4, p. 453-465, 2018.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of world fisheries and aquaculture: opportunities and challenges. Roma: FAO. 2014. 223p.

FAVETTA, G. M.; BOTREL, T. A. Uniformidade de sistemas de irrigação localizada: validação de equações. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 2, p. 427-430, 2001.

FERNANDES, R. K. A.; BATISTA, R. O.; SILVA, S. K. C.; OLIVEIRA, J. F.; PAIVA, L. A. L. Vazão de gotejadores aplicando água residuária da castanha de caju. **Irriga**, v. 19, n. 4, p. 585-597, 2014.

FERRACIOLLI, L. R. M. V. D.; LUIZ, D. B.; SANTOS, V. R. V. NAVAL, L. P. Reduction in water consumption and liquid effluent generation at a fish processing plant. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 948-956, 2018.

FISCHER FILHO, J. A.; SILVA, Y. F.; DALRI, A. B.; PALARETTI, L. F.; ZANINI, J. R.; COELHO, A. P. Caracterização hidráulica de gotejadores de fluxo turbulento. **Irriga**, v. 23, n. 2, p. 380-389, 2018.

FLORES, R. M. V.; PREDROZA FILHO, M. X. Como multiplicar os peixes? Perspectivas da agricultura brasileira. **Ciência e Cultura**, v. 65, n. 2, p. 4-5, 2013.

FRANCO, H. A.; THODE FILHO, S.; PÉREZ, D. V.; MARQUES, R. M. C. Aspectos associados à degradação ambiental e ao uso de efluentes na agricultura do Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 8, n. 2, p. 245-263, 2019a.

FRANCO, I.; ARAÚJO, A. R. R.; FRANKE, C. R. Aspectos Socioambientais da Aquicultura na Região do Baixo São Francisco, Sergipe, Brasil. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 14, n. 7, p. 7-25, 2018.

FRANCO, L. B.; PESSOA, U. C. M.; ALMEIDA, C. G. D. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. A. C.; FRANCO, G. B.; FREIRE, M. M. Simulação matemática do comportamento hidráulico do gradiente de pressão em linhas laterais de microirrigação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 13, n. 6, p. 3703-3713, 2019b.

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

GARCÍA NIETO, P. J.; GARCÍA-GONZALO, E.; PUIG-BARGÉS, J.; SOLÉ-TORRES, C.; DURAN-ROS, M.; ARBAT, G. A new predictive model for the outlet turbidity in micro-irrigation sand filters fed with effluents using Gaussian process regression. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 170, p. 1-8, 2020.

GREEN, O.; KATZ, S.; TARCHITZKY, J.; CHEN, Y. Formation and prevention of biofilm and mineral precipitate clogging in drip irrigation systems applying treated wastewater. **Irrigation Science**, v. 36, p. 257-270, 2018.

GROENVELD, T.; KHON, Y. Y.; GROSS, A.; LAZAROVITCH, N. Optimization of nitrogen use efficiency by means of fertigation management in an integrated aquaculture-agriculture system. **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 401-408, 2019.

GUIMARÃES, M. J. M.; SIMÕES, W. L.; CÂMARA, T. J. R.; SILVA, C. U. C. WILLADINO, L. Antioxidant defenses of irrigated forage sorghum with saline aquaculture effluente. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 1, p. 135-142, 2018.

HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A.; GONÇALVES, M. P.; GRIS, D. J.; LINS, M. A.; BERGER, J. S. Uniformidade de distribuição na irrigação por gotejamento com água residuária de processamento de mandioca. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 2, p. 545-559, 2018.

HONG, A. H.; HARGAN, K. E.; WILLIAMS, B. NUANGSAENG, B.; SIRIWONG, S.; TASSAWAD, P.; CHAIHARN, C.; LOS HUERTOS, M. Examining molluscs as bioindicators of shrimp aquaculture effluent contamination in a southeast Asian mangrove. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 11, 2020.

HUANG, X. F.; YE, G. Y.; YI, N. K.; LU, L. J.; ZHANG, L.; YANG, L. Y.; XIAO, L.; LIU, J. Effect of plant physiological characteristics on the removal of conventional and emerging pollutants from aquaculture wastewater by constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 45-53, 2019.

HUSSAIN, M. I.; MUSCOLO, A.; FAROOQ, M.; AHMAD, W. Sustainable use and management of non-conventional water resources for rehabilitation of marginal lands in arid and semiarid environments. **Agricultural Water Management**, v. 221, p. 462–476, 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estado do Rio Grande do Norte. 2018. [WWW Document]. URL. (Acessado em 06 de maio de 2022) <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3940>

JASIM, S. Y.; SATHTHASIVAM, J.; LOGANATHAN, K.; OGUNBIYI, O. O.; SARP, S. Reuse of Treated Sewage Effluent (TSE) in Qatar. **Journal of Water Process Engineering**, v. 11, p. 174–182, 2016.

JERÔNIMO, M. K.; GOMES, M. B.; SOUSA, C. E.; BRITO, T. O. S.; ALVARENGA, E. M. Perspectivas de viabilidade econômica e ambiental: Integração entre a piscicultura e fruticultura irrigada em São João do Piauí (PI). **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 5, p. 103-109, 2016.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro, 2014.

JOVANOVIĆ, N.; PEREIRA, L. S.; PAREDES, P.; PÔÇAS, I.; CANTORE, V.; TODOROVIC, M. A review of strategies, methods and technologies to reduce non-beneficial consumptive water use on farms considering the FAO56 methods. **Agricultural Water Management**, v. 239, p. 1-20, 2020.

KATZ, S.; DOSORETZ, C.; CHEN, Y.; TARCHITZKY, J. Fouling formation and chemical control in drip irrigation systems using treated wastewater. **Irrigation Science**, v. 32, p. 459–469, 2014.

KHATER, E. G.; BAHNASAWY, A. H.; SHAMS, A. E.; HASSAAN, M. S.; HASSAN, Y. A. Utilization of effluent fish farms in tomato cultivation. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 199–207, 2015.

KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation design**. Glendora: Rain Bird Sprinkler Manufacturing, 1975.

LI, Q.; XIA, P. F.; TAO, Z. Y.; WANG, S. G. Modeling Biofilms in Water Systems with New Variables: A Review. **Water**, v. 9, n. 7, p. 1-12, 2017.

LI, Y.; PAN, J.; CHEN, X.; XUE, S.; FENG, J.; MUHAMMAD, T.; ZHOU, B. Dynamic effects of chemical precipitates on drip irrigation system clogging using water with high sediment and salt loads. **Agricultural Water Management**, v. 213, p. 833–842, 2019.

LI, Y.; SONG, P.; PEI, Y.; FENG, J. Effects of lateral flushing on emitter clogging and biofilm components in drip irrigation systems with reclaimed water. **Irrigation Science**, v. 33, p. 235–245, 2015.

LIU, J. Q.; LOU, Z. F.; ZHANG, Y. F.; PENG, H. X.; HU, B. L.; REN, H. X.; ZHOU, X. Y.; QIU, S. D.; HE, X. F.; YE, P.; BASTANI, H.; LOU, L. P. Effect of flushing on the detachment of biofilms attached to the walls of metal pipes in water distribution systems. **Journal of Zhejiang University-SCIENCE A**, v. 18, n. 4, p. 313-328, 2017.

LUCENA, C. Y. S.; SANTOS, D. J. R.; SILVA, P. L. S.; COSTA, E. D.; LUCENA, R. L. O reuso de águas residuais como meio de convivência com a seca no semiárido do Nordeste Brasileiro. **REGNE**, v.4, n. Especial, p. 1-17, 2018.

LUNA-IMBACUÁN, M. A.; CAMPOS-BERMÚDEZ, F.; MEDINA-GUTIÉRREZ, O. Evaluación de las aguas residuales del lavado de estanques multipropósito con cultivo de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). **Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria**, v. 17, n. 2, p. 191-202, 2016.

LYU, S.; CHEN, W.; ZHANG, W.; FAN, Y.; JIAO, W. Wastewater reclamation and reuse in China: Opportunities and challenges. **Journal of Environmental Sciences**, v. 39, p. 86–96, 2016.

MANBARI, N.; MAROUFPOOR, E.; AMINPOUR, Y.; KAMANGAR, B. B.; PUIG-BARGUÉS, J. Effect of a combined filtration system and drip irrigation laterals on quality of rainbow trout farm effluente. **Irrigation Science**, v. 38, p. 131–145, 2020.

MAROUFPOOR, E.; AMINPOUR, Y.; KAMANGAR, B. B.; PUIG-BARGUÉS, J. Clogging rate of pressure compensating emitters in irrigation with rainbow trout fish farm effluent. **Irrigation Science**, v. 38, n. 5, p. 1-11, 2020.

MERRIAM, J. L.; KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation: a guide for management**. Logan: Utah State University, 1978.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Drip units operating with dilute landfill leachate. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 1, p. 163–172, 2016a.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Desempenho de gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído. **Irriga**, v. 21, n. 1, p. 156-171, 2016b.

MOHEDANO, J. G. C.; REGO, J. L.; CABEZA, J. A. S.; FERNÁNDEZ, A. C. R.; DELGADILLO, J. C.; FLORES, E. I. S.; OSUNA, F. P. Sub-tropical coastal lagoon

salinization associated to shrimp ponds effluents. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 203, p. 72-79, 2018.

MONTEIRO, J. V.; NORÕES, A. K. M.; ARAÚJO, R. C. P.; ARAÚJO, J. A.; SILVA, F. P. Metafronteira de produção e eficiência técnica da carcinicultura nos estados do Ceará e Rio Grande do Norte. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 57, n. 4, p. 530-544, 2019.

MORAIS, M. A.; SILVA, G. F.; SIZENANDO FILHO, F. A.; SANTOS, A. A.; ISMAEL, L. L. Aspectos socioeconômicos e ambientais do reuso de águas residuárias em uma comunidade rural localizada no município de Apodi-RN. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 142-147, 2016.

NASCIMENTO, R. C.; MEDEIROS, P. R. F.; SANTOS, G. S.; TELES, E. C. P. V. A.; GONÇALVES, D. R.; MARTINS, A. P. F. Dinâmica da obstrução de emissores usados na cultura da uva utilizando água salina de poço subterrâneo. **Irriga**, v. 21, n. 3, p. 491-502, 2016.

Netafim. **Drip irrigation handbook understanding the basics**. v. 001.02, 2015. 96p.

NG, L. Y.; NG, C. Y.; MAHMOUDI, E.; ONG, C. B.; MOHAMMAD, A. W. A review of the management of inflow water, wastewater and water reuse by membrane technology for a sustainable production in shrimp farming. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 27-44, 2018.

NGAJILO, D.; JEEBHAY, M. F. Occupational injuries and diseases in aquaculture – A review of literature. **Aquaculture**, v. 507, p. 40-55, 2019.

OLIVEIRA, F. C.; LAVANHOLI, R.; CAMARGO, A. P.; FRIZZONE, J. A.; AIT-MOUHEB, N.; TOMAS, S.; MOLLE, B. Influence of Concentration and Type of Clay Particles on Dripper Clogging. **Irrigation & Drainage Systems Engineering**, v. 6, n. 1, p. 1-5, 2017.

OLIVEIRA, F. G.; ARAÚJO, M. S. P.; ANTÔNIO NETO, M.; FIGUEIREDO, F. P. Produtividade de cultivares de coffea arábica submetidas a dois métodos de irrigação no norte mineiro. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 14, n. 2, p. 3941-3948, 2020.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. F.; LEMOS FILHO, L. C. A.; BATISTA, R. O.; FERREIRA, L. L. N.; COSTA, L. R.; CAMINHA, M. P. Multivariate statistics applied to irrigation water quality data of a watershed in the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 3 p. 650-58, 2021.

OLIVEIRA, M. S.; ALMEIDA-MONTEIRO, P. S.; NUNES, L. T.; LINHARES, F. R. A.; PINHEIRO, J. P. S.; PINHEIRO, R. R. R.; FERREIRA, F. O.; CAMPELLO, C. C.; SALMITO-VANDERLEY, C. S. B. Cryopreservation of tambaqui semen using a dry shipper and a programmed freezing machine. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 4, p. 2167-2180, 2016.

OLIVIER, M. M. H.; HEWA, G. A.; PEZZANITI, D. Bio-fouling of subsurface type drip emitters applying reclaimed water under medium soil thermal variation. **Agricultural Water Management**, v. 133, p. 12-23, 2014.

PEI, Y.; LI, Y.; LIU, Y.; ZHOU, B.; SHI, Z.; JIANG, Y. Eight emitters clogging characteristics and its suitability under on-site reclaimed water drip irrigation. **Irrigation Science**, v. 32, p. 141–157, 2014.

PERAGÓN, J. M.; PÉREZ-LATORRE, F. J.; DELGADO, A. A GIS-based tool for integrated management of clogging risk and nitrogen fertilization in drip irrigation. **Agricultural Water Management**, v. 184, p. 86–95, 2017.

PERBONI, A.; FRIZZONE, J. A.; COELHO, R. D.; LAVANHOLI, R.; SARETTA, E. Sensibilidade de gotejadores à obstrução por partículas de areia. **Irriga**, v. 23, n. 2, p. 194-203, 2018.

PETROVA, O. E.; SAUER, K. Escaping the biofilm in more than one way: desorption, detachment or dispersion. **Current Opinion in Microbiology**, v. 30, p. 67-78, 2016.

PINTO, J. R. S.; FREITAS, R. M. O.; LEITE, T. S.; OLIVEIRA, S. A.; FERREIRA, H.; LEITE, M. S. Growth of young *Tabebuia aurea* seedlings under irrigation with wastewater from fish farming. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 6, p. 519-524, 2016.

PRADO, G.; NUNES, L. H.; TINOS, A. C. Avaliação técnica de dois tipos de emissores empregados na irrigação localizada. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 8, n. 1, p. 12-25, 2014.

REBOUÇAS, L. O. S.; FIGUEIREDO, J. P. V.; MESQUITA, A. C. N.; SANTOS JÚNIOR, J.; ASSIS, A. P. P.; CAMPÊLO, M. C. S.; SILVA, J. B. A.; LIMA, P. O. Qualidade física e sensorial da tilápia (*oreochromis niloticus*) cultivada em ambiente de água doce e salgada. **Boletim de Indústria Animal**, v. 74, n. 2, p. 116-121, 2017.

RIBEIRO, L. F.; SOUZA, M. M.; BARROS, F.; HATJE, V. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. **Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 14, n. 3, p. 365-383, 2014.

RIBEIRO, M. D.; AZEVEDO, C. A.; SANTOS, D. B.; SZEKUT, F. D.; KLEIN, M. R.; REIS, C. F. Optical microscopy and sem for identifying clogging material in a drip irrigation system. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 997-1007, 2018.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei complementar nº 481, de 03 de janeiro de 2013**. Altera a Lei Estadual nº 6.908, de 1º de julho de 1996, que “Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH e dá outras providências”. 2013. 5p.

RIZZO, L.; GERNJAK, W.; KRZEMINSKI, P.; MALATO, S.; MCARDELL, C. S.; PEREZ, J. A. S.; SCHAAR, H.; FATTA-KASSINOS, D. Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries. **Science of the Total Environment**, v. 710, p. 1-17, 2020.

ROCHA, C. M. C.; REZENDE, E. K.; ROUTLEDGE, E. A. B.; LUNDSTEDT, L. M. Avanços na pesquisa e no desenvolvimento da aquicultura brasileira. **Revista de Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 8, p. 4-6, 2013.

SALGOT, M.; FOLCH, M. Wastewater treatment and water reuse. **Environmental Science & Health**, v. 2, p. 64-74, 2018.

SHAW, A.; GOSH, U.; BISWAS, R. K. Study on Clogging Problem of Drip Irrigation Systems and its Remedies. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 7, n. 8, p. 1934-1941, 2018.

SHIFFLETT, S. D.; CULBRETH, A.; HAZEL, D.; DANIELS, H.; NICHOLS, E. G. Coupling aquaculture with forest plantations for food, energy, and water resiliency. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 1262-1270, 2016.

SILVA, G. M. N.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; EL-DEIR, A. C. A.; SOBRAL, M. C. M.; SIEGMUND-SCHULTZE, M. Artisanal fisheries of the Itaparica reservoir, São Francisco River, Brazil: socioeconomic profile, environmental dynamics, and management recommendations. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 3, p. 1889–1899, 2018.

SINGH, A.; HAVIXBECK, J. J.; SMITH, M. H.; SHU, Z.; TIERNEY, K. B.; BARREDA, D. R.; EL-DIM, M. G.; BELOSEVIC, M. UV and hydrogen peroxide treatment restores changes in innate immunity caused by exposure of fish to reuse water. **Water Research**, v. 71, p. 257-273, 2015.

SOLIMAN, A. I. E.; MORAD, M. M.; WASFY, K. I.; MOURSRY, M. A. M. Utilization of aquaculture drainage for enhancing onion crop yield under surface and subsurface drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 239, p. 1-9, 2020.

SONG, P.; LI, Y.; ZHOU, B.; ZHOU, C.; ZHANG, Z.; LI, J. Controlling mechanism of chlorination on emitter bio-clogging for drip irrigation using reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 184, p. 36–45, 2017.

SURYAWANSHI, O. P. Drip Irrigation Design and Management. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, v. 7, n. 4, p. 695-712, 2018.

TAL, A. Rethinking the sustainability of Israel's irrigation practices in the Drylands. **Water Research**, v. 90, p. 387-394, 2016.

TESSARO, D.; SAMPAIO, S. C.; CASTALDELLI, A. P. A. Wastewater use in agriculture and potential effects on meso and macrofauna soil. **Ciência Rural**, v. 46, n. 6, p. 976-983, 2016.

TRIPATHI, V. K.; RAJPUT, T. B. S.; PATEL, N. Performance of different filter combinations with surface and subsurface drip irrigation systems for utilizing municipal wastewater. **Irrigation Science**, v. 32, p. 379–391, 2014.

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. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 10, n. 10, p. 2102-2111, 2013.

VALE, H. S. M.; BATISTA, R. O.; LEMOS FILHO, L. C. A.; SANTOS, D. B.; SILVA, P. C. M. Detecção do entupimento em gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 3, p. 975-993, 2018a.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. C. L.; FEITOSA, A. P. Hydraulic performance of drippers applying sanitary landfill leachate diluted in water. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 987 – 996, 2018b.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; COELHO, D. C. L. Distribution uniformity in drip units applying dilutions of treated water produced by oil exploration. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 6, p. 394-401, 2020.

VALE, S. D. P.; COSTA, F. R. Aspectos socioeconômicos das associações da colônia de pescadores e aquicultores do município de Apodi – RN. **Revista HOLOS**, v. 4, p. 236-252, 2018.

VILLAR-NAVARRO, E.; LEVCHUK, I.; RUEDA-MÁRQUEZ, J. J.; MANZANO, M. Combination of solar disinfection (SODIS) with H₂O₂ for enhanced disinfection of marine aquaculture effluents. **Solar Energy**, v. 177, p. 144-154, 2019.

WANG, T.; GUO, Z.; SHEN, Y.; CUI, Z.; GOODWIN, A. Accumulation mechanism of biofilm under different water shear forces along the networked pipelines in a drip irrigation system. **Scientific Reports**, v. 10, p. 1-13, 2020.

WENQIAN, Z.; WENQUAN, N.; GOUCHUN, L.; JIE, W.; YANBANG, W.; AIHONG, D. Lateral inner environment changes and effects on emitter clogging risk for different irrigation times. **Agricultural Water Management**, v. 233, p. 1-11, 2020.

YU, L.; LI, N. LIU, X.; YANG, Q.; LI, Z. A.; LONG, J. Influence of dentation angle of labyrinth channel of drip emitters on hydraulic and anti-clogging performance. **Irrigation and Drainage**, v. 68, p. 256-267, 2019.

YUAN, Y.; OLIVIER, H. Biofilm research within irrigation water distribution systems: Trends, knowledge gaps, and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 673, p. 254–265, 2019.

ZHANG, L.; WU, P.; ZHU, D.; ZHENG, C. Effect of pulsating pressure on labyrinth emitter clogging. *Irrigation Science*, v. 35, p. 267–274, 2017.

ZHOU, B.; LI, Y.; LIU, Y.; XU, F.; PEI, Y.; WANG, Z. Effect of drip irrigation frequency on emitter clogging using reclaimed water. **Irrigation Science**, v. 33, p. 221–234, 2015.

ZHOU, B.; LI, Y.; LIU, Y.; ZHOU, Y.; SONG, P. Critical controlling threshold of internal water shear force of anticlogging drip irrigation emitters using reclaimed water. **Irrigation Science**, v. 37, p. 469-481, 2019.

ZHOU, B.; LI, Y.; SONG, P.; ZHOU, Y.; YU, Y.; BRALTS, V. Anti-clogging evaluation for drip irrigation emitters using reclaimed water. **Irrigation Science**, v. 35, p. 181–192, 2017b.

ZHOU, B.; WANG, T.; LI, Y.; BRALTS, V. Effects of microbial community variation on bio-clogging in drip irrigation emitters using reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 194, p. 139–149, 2017a.

ZOCOLER, J. L.; RIBEIRO, P. H. P.; SILVA, N. F.; CUNHA, F. N.; TEXEIRA, M. B.; SOARES, F. A. L. Desempenho de um sistema de irrigação por gotejamento com aplicação de água salina. **Irriga**, Edição Especial, 20 anos Irriga + 50 anos FCA, p. 234-247, 2015.

CAPÍTULO 1 - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSATES OPERANDO COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO

RESUMO

A aquicultura é uma atividade de grande importância para os brasileiros, mas a geração de resíduos líquidos gera impactos ambientais negativos. Uma das alternativas para este problema é o reúso agrícola da água empregando-se a irrigação por gotejamento. Assim, objetivou-se com o presente estudo avaliar o desempenho de três gotejadores não autocompensantes operando com o efluente da aquicultura (EA) e diluído em água de poço (AP), bem como caracterizar os agentes físico-químicos e biológicos de obstrução presentes nas diluições. Para isso, foram montadas cinco bancadas experimentais na área externa do Laboratório de Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido campus Leste, Mossoró-RN, Brasil, onde foram testadas cinco diluições de efluente da aquicultura em água de poço (D1: 100% de EA; D2: 75% de EA + 25% de AP; D3: 50% de EA + 50% de AP; D4: 25% de EA + 75% de AP; e D5: 100% de AP), para averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores não autocompensantes: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) e NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) após 160 h de funcionamento. O experimento foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2021. A cada 80 h de operação, foram quantificados os seguintes atributos do EA e diluições em AP: pH, CE, Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), coliformes totais e termotolerantes (CT e CTT), Mn^+ , Fe^+ , S^+ , turbidez (tur) temperatura (T) e Índice de Saturação de Langelier (ISL). A análise de desempenho hidráulico foi realizada a cada 20 h de operação por meio dos seguintes indicadores: vazão (Q), vazão relativa (QR), redução da vazão relativa (RQR), coeficientes de uniformidade de distribuição (CUD), variação de vazão (CVQ) e uniformidade estatística (Us). Dentre os atributos analisados, o SDT e o Mg^{2+} foram classificados como risco severo de obstrução para as diluições com maior fração do EA (D1, D2 e D3), ao passo que o pH foi o atributo com risco severo e moderado para as diluições com maior fração de AP (D4 e D5). Quanto ao desempenho hidráulico, Q, QR e RQR de todos os gotejadores reduziram após 160 h de operação, exceto para a QR do gotejador SL operando com a D2, que aumentou. O gotejador ST obteve melhores resultados do que os demais emissores para CUD, CVQ e Us.

Palavras-chave: entupimento, resíduo líquido, emissores, reúso agrícola.

CHAPTER 1 - HYDRAULIC PERFORMANCE OF NON-SELF-OFFERING DRIPPERS OPERATING WITH DILUTIONS OF AQUACULTURE EFFLUENT IN WELL WATER

ABSTRACT

Aquaculture is an activity of great importance for Brazilians, but the generation of liquid waste causes negative environmental impacts. One of the alternatives for this problem is agricultural water reuse using drip irrigation. Thus, the objective of the present study was to evaluate the performance of three non-self-compensating drippers operating with aquaculture effluent (EA) and diluted in groundwater (AP), as well as to characterize the physical-chemical and biological agents of obstruction present in the dilutions. For this, five experimental benches were set up in the external area of the Laboratory of Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido east Campus, Mossoró-RN, Brazil, where five dilutions of aquaculture effluent in groundwater were tested (D1: 100% of EA; D2: 75% of EA + 25% of AP; D3: 50% of EA + 50% of AP; D4: 25% of EA + 75% of AP; and D5: 100% of AP), to investigate the susceptibility to clogging of three types of non-self-compensating emitters: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) and NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) after 160 h of operation. The experiment was carried out in November and December 2021. At every 80 h of operation, the following EA attributes and AP dilutions were quantified: pH, CE, Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , total suspended solids (SST), total dissolved solids (SDT), total and thermotolerant coliforms (CT and CTT), Mn^+ , Fe^+ , S^+ , turbidity (tur) temperature (T) and Saturation Index of Langelier (ISL). Hydraulic performance analysis was performed every 20 h of operation by means of the following indicators: flow (Q), relative flow (QR), relative flow reduction (RQR), and distribution uniformity coefficients (CUD), variation flow rate (CVQ) and statistical uniformity (Us). Among the attributes analyzed, SDT and Mg^{2+} were classified as severe risk of obstruction for the dilutions with the highest fraction of EA (D1, D2 and D3), while pH was the attribute with severe and moderate risk for the dilutions with the highest fraction of AP (D4 and D5). As for the hydraulic performance, the Q, QR and RQR of all drippers reduced after 160 h of operation, except for the RQ of the SL dripper operating with D2, which increased. The ST dripper obtained better results than the other emitters for the CUD, the CVQ and the Us.

Keywords: Clogging. Liquid waste. Emitters. Agricultural Reuse.

1 INTRODUÇÃO

A principal limitação dos sistemas de gotejamento é o entupimento de emissores. Um gotejador típico possui uma seção do canal do labirinto na ordem de 1 mm², que torna o emissor muito susceptível ao entupimento por partículas sólidas suspensas e dissolvidas não capturadas na filtragem, precipitação de elementos e substâncias químicas, além da ação de microrganismos presentes na água residuária utilizada na irrigação (AL-MUHAMMAD et al., 2019).

O resultado do entupimento de gotejadores é a diminuição da uniformidade do sistema e o aumento do custo devido à necessidade de manutenção e redução da durabilidade do emissor; além do mais, um baixo desempenho de operação acarreta perda na produtividade devido à redução da aplicação de água pelos gotejadores obstruídos (AL-MUHAMMAD et al., 2019; ABIOYE et al., 2020).

Os problemas impostos pelo entupimento dos gotejadores operando com águas residuárias se tornou um fator limitante ao reúso agrícola, que tem a irrigação por gotejamento como ferramenta para minimização de impactos. Na tentativa de contornar esta situação, muitas pesquisas foram realizadas para entender os mecanismos e níveis de entupimento de emissores operando com vários tipos de efluentes, como esgoto doméstico bruto e tratado (COSTA et al., 2019), percolado de aterro sanitário (VALE et al., 2018), laticínios (CUNHA et al., 2017), suinocultura (BATISTA et al., 2014), processamento da castanha de caju (BATISTA et al., 2018), aquicultura (SOLIMAN et al., 2020) processamento da mandioca (HERMES et al., 2018) e água produzida do petróleo (VALE et al., 2020).

Dentre esses efluentes, o da aquicultura merece destaque por seu aspecto socioeconômico, ao ter o Brasil como um dos principais produtores de pescado do mundo, com produção 476.512 toneladas em 2013, sendo que deste total 29,53% foram provenientes da região Nordeste (BRASIL, 2015). Em outra via, os atributos deste efluente têm enorme potencial para o reúso agrícola e, se manejados adequadamente, podem minimizar os impactos produzidos nesta atividade (NG et al., 2018).

Tendo em vista o potencial do efluente aquícola para o reúso agrícola e a necessidade de elevar a eficiência da sua aplicação via irrigação por gotejamento, objetivou-se com o presente estudo avaliar o desempenho de três gotejadores não autocompensantes operando com o efluente da aquicultura (EA) e diluído em água de

poço (AP), bem como caracterizar os agentes físico-químicos e biológicos de obstrução presentes nas diluições.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área experimental

Este experimento foi executado nos meses de novembro e dezembro de 2021 e realizado na área experimental externa do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais do Centro de Engenharias, no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-árido (UFERSA), em Mossoró-RN, Brasil (Figura 1), localizada sob as coordenadas geográficas 5°12'13,14" de latitude Sul e 37°19'26,93" de longitude Oeste.



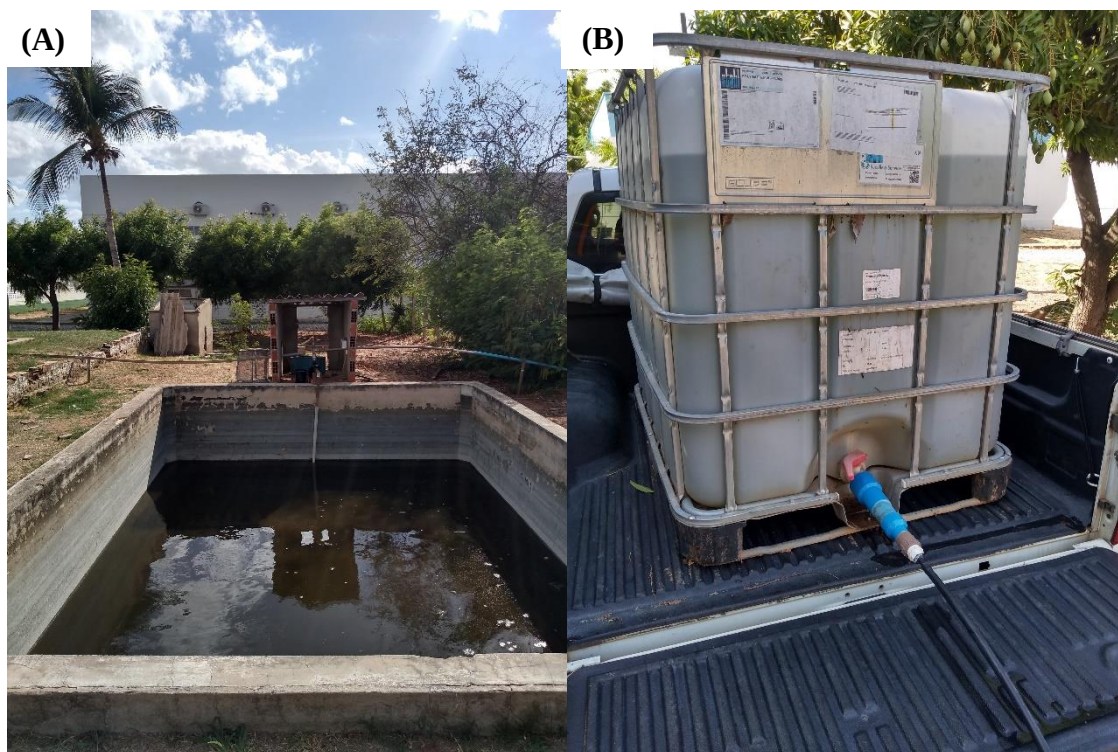
Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 1. Imagem da área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência da UFERSA.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo BSh, sendo seco, muito quente e com estação chuvosa no verão dilatando-se para o outono, possuindo precipitação pluviométrica irregular, com média anual de 794 mm (ALVARES et al., 2013).

O efluente da aquicultura foi oriundo do Setor de Aquicultura do campus Leste da UFERSA Mossoró (Figura 2A), onde são conduzidos diversos experimentos com espécies aquáticas, como Tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*), Tilápia Zanzibar (*Oreochromis urolepis hornorum*), Tambaqui (*Colossoma macropomum*), Tambatinga (*Piaractus brachypomus*) e camarão (*Litopenaeus vannamei*), em viveiros com águas de diferentes níveis de salinidade. O deslocamento do efluente do Setor de Aquicultura até a área experimental foi realizado, semanalmente, por meio de uma caixa d'água de 1000 L (Figura 2B).

A água de diluição foi oriunda de um poço montado também no campus Leste da UFERSA Mossoró, gerenciado pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN). Esse poço coleta água do aquífero Jandaíra, classificado como aquífero livre, heterogêneo, anisotrópico e de circulação cárstica, possuindo condições de carstificação e qualidade da água variáveis, captando água pluvial ou a partir da Formação Barreiras, que atua como aquífero de transferência (PEIXOTO et al., 2021).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 2. Tanque de efluente da aquicultura do Setor de Aquicultura da UFERSA (A) e deslocamento do efluente da aquicultura via caixa d'água de 1000 L.

2.2 Delineamento experimental e bancadas de ensaio

O experimento foi executado no Delineamento Inteiramente Casualizado em esquema de parcelas subsubdivididas com três repetições, como sugerido por Batista et al. (2018). Nas parcelas foram dispostas as cinco diluições de efluente da aquicultura (EA) em água de poço (AP) (Tabela 1), para averiguar, nas subparcelas, a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores (Netafim Super Typhoon, Netafim Streamline e NaanDanJain TalDrip), condicionado pelas variações dos valores dos agentes físicos, químicos e microbiológicos ocasionadores de obstrução.

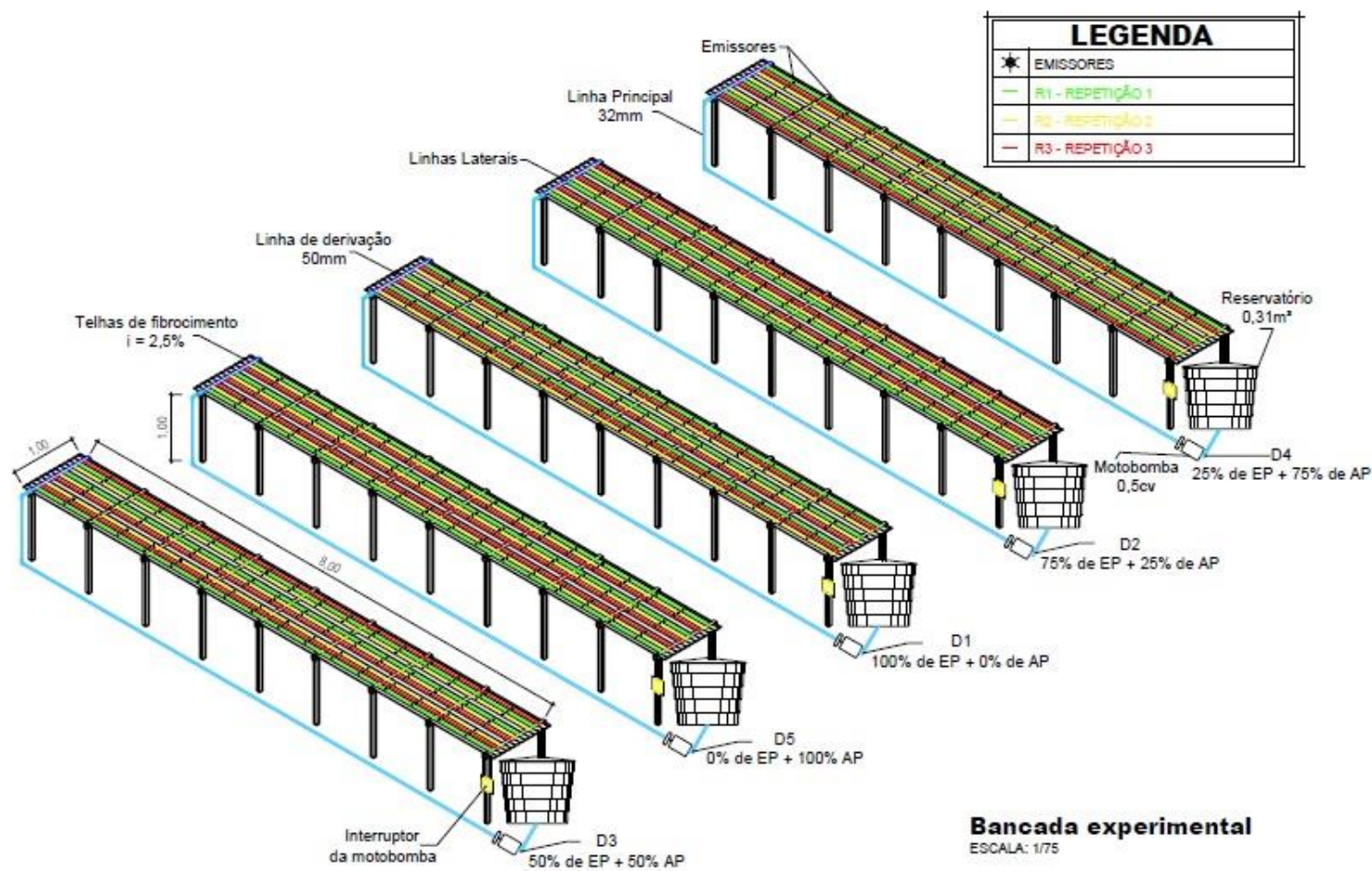
A avaliação de desempenho hidráulico foi realizada a cada 20 h até completar um total de 160 h, que contabiliza nove avaliações nos seguintes tempos de operação (subsubparcelas): 0, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140 e 160 h, conforme a proposta de Vale et al. (2020).

Tabela 1. Percentual das diluições do efluente da aquicultura em água de poço.

Diluições	Percentual de diluição
D1	100% de efluente da aquicultura (EA)
D2	75% de efluente da aquicultura (EA) mais 25% de água de poço (AP)
D3	50% de efluente da aquicultura (EA) mais 50% de água de poço (AP)
D4	25% de efluente da aquicultura mais 75% (EA) de água de poço (AP)
D5	100% de água de poço

Fonte: Autoria Própria (2022).

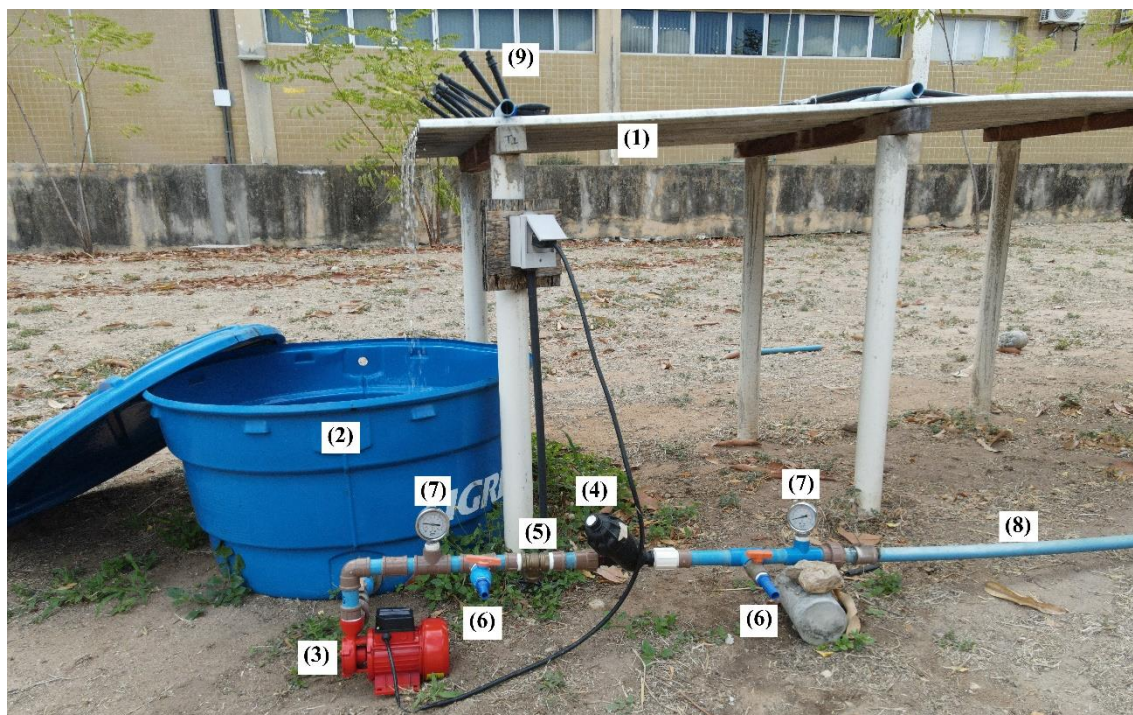
Para a realização do experimento, foram construídas cinco bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores (Figura 3). Cada uma delas operou com uma diluição de efluente da aquicultura em água de poço e três tipos de emissores. As diluições de efluente da aquicultura e os tipos de emissores foram distribuídos de forma inteiramente casualizada nas bancadas.



Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 3. Bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores.

Cada uma das bancadas experimentais tem uma área de 8m² (1m de largura por 8 m de comprimento) e foi montada sobre uma base de madeira que serve como suporte para as telhas de fibrocimento onduladas instaladas com declividade de 2,5% para permitir a recirculação do efluente. A jusante, em cada bancada foi inserido um reservatório de 0,31 m³ ligado a um sistema de irrigação por gotejamento e a um cabeçal de controle, conforme ilustrado na Figura 4.



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Legenda: (1) telha de fibrocimento; (2) reservatório de 0,31 m³; (3) motobomba de 0,5 cv; (4) um filtro de disco com aberturas de 130 µm; (5) um registro de gaveta; (6) dois pontos para coleta de amostras do efluente; (7) dois manômetros analógicos de glicerina (0 a 400 kPa) para a leitura da pressão de serviço; (8) uma linha principal de 32 mm, uma linha de derivação de 50 mm e; (9) nove linhas laterais com 8 m de comprimento, com seus respectivos conectores e borrachas de vedação.

Figura 4. Componentes da bancada experimental.

O sistema de irrigação por gotejamento de cada bancada foi dividido em três unidades gotejadoras, como sugerido por Marques et al. (2016) e Mesquita et al. (2016a, b). Cada unidade gotejadora incluiu três linhas laterais com 8 m de comprimento, onde em cada uma delas foram destacados 16 emissores para realizar a avaliação do desempenho hidráulico. A distribuição das linhas laterais e a escolha dos gotejadores avaliados foram feitas de forma inteiramente casualizada. Os gotejadores escolhidos para serem avaliados foram marcados com um ponto de tinta e barbantes, também utilizado para facilitar o processo de medição da vazão.

Na Tabela 2, são apresentadas as especificações técnicas dos três gotejadores não autocompensantes (Figura 5) usados nos ensaios experimentais e que estão entre os mais vendidos no semiárido brasileiro.

Tabela 2. Especificações técnicas dos gotejadores não autocompensantes ensaiados com diluições de efluente da aquicultura.

Gotejador	Fabricante	Q* (L h ⁻¹)	k*	x*	A* (mm ²)	L (mm)	CVf* (%)	P* (kPa)	EE* (m)
ST	Netafim Super Typhoon	1,60	0,53	0,48	34,0	23	± 7	60 - 300	0,30
SL	Netafim Streamline	1,60	0,57	0,45	17,0	13	± 7	90 - 100	0,30
NJ	NaanDanJain TalDrip	1,70	0,56	0,46	6,0**	44***	± 5	70 - 300	0,20

Nota: Q-Vazão nominal; k-coeficiente de vazão; x-expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento; A-Área de filtragem; L-Comprimento do labirinto; CVf-Coeficiente de variação de fabricação; P-Faixa de pressão recomendada; e EE-Espaçamento entre emissores. *Informações técnicas obtidas dos catálogos dos fabricantes dos emissores. **Medido com paquímetro digital, tendo precisão de 0,01 mm. *** Acervo do autor (2022).

Fonte: Adaptado de Marques et al. (2016).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 5: Gotejador ST (A), gotejador SL (B) e gotejador NJ (C).

2.3 Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras

A operação diária do sistema durou em média 8 h. No decorrer do experimento, foram realizadas nove avaliações de desempenho hidráulico dos emissores a cada 20 h de operação, a primeira no início do experimento (0h) e a última ao completar as 160 h. Nas avaliações, foram determinadas as vazões dos 16 gotejadores escolhidos, por linha lateral, de cada unidade gotejadora. Para isso, foi medido o volume aplicado, por três minutos, pelos gotejadores escolhidos com auxílio de recipientes coletores de 200mL, a medição do volume coletado foi realizada por meio de provetas de 100mL, com precisão de 1mL, seguindo as recomendações da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006) (Figura 6).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 6. Avaliação de desempenho hidráulico dos gotejadores.

Com esses dados, a vazão foi calculada utilizando-se a Equação 1.

$$Q = \frac{\text{Vol}}{1000t_{\text{em}}} \cdot 60 \quad (1)$$

Em que:

Q - Vazão do emissor, L h⁻¹;

Vol - Volume do efluente coletado, mL; e

t_{em} - Tempo de coleta do efluente, minutos.

Na determinação do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras, foram utilizados como indicadores a vazão relativa (QR), a redução da vazão relativa (RQR), o coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), o coeficiente de variação de vazão (CVQ) e o coeficiente de uniformidade estatística (Us), representados na Tabela 3 pelas equações 2, 3, 4, 5 e 6, respectivamente.

Tabela 3. Coeficientes de desempenho hidráulico

Coeficiente	Equação	Variáveis	Referência	Nº da equação
Vazão	$Q = \frac{\text{Vol}}{1000t_{\text{em}}} \cdot 60$	Q – Vazão do emissor, L.h ⁻¹ ; Vol – Volume do efluente coletado, mL; t _{em} – Tempo de coleta do efluente, minutos.	ABNT (2006)	(2)
Vazão relativa	$QR = \frac{q_a}{q_i}$	QR - Vazão relativa, L h ⁻¹ ; q _a - Vazão atual, L h ⁻¹ ; e q _i - Vazão inicial, L h ⁻¹ .	Capra; Scicolone (1998)	(3)
Redução da vazão relativa	$RQR = 100 \left(\frac{q_i - q_a}{q_i} \right)$	RQR - Redução da vazão relativa, %; q _i - Vazão inicial, L h ⁻¹ ; e q _a - Vazão atual, L h ⁻¹ .	Capra; Scicolone (1998)	(4)
Coeficiente de uniformidade de distribuição	$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{\bar{q}}$	CUD-Coeficiente de uniformidade de distribuição, % q _{25%} - Valor médio dos 25% menores valores de vazões dos emissores, L h ⁻¹ ; e q - Vazão média dos emissores, L h ⁻¹ .	Keller; Karmeli (1975)	(5)
Coeficiente de variação de vazão	$CVQ = 100 \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2}{n_e - 1}} \cdot \frac{1}{\bar{q}}$	CVQ - Coeficiente de variação da vazão, %; q _i - Vazão de cada emissor, L h ⁻¹ ; q - Vazão média dos emissores, L h ⁻¹ ; e n _e - Número de emissores avaliados.	ASABE (2008)	(7)
Coeficiente de uniformidade estatística	$Us = 100(1-CVQ)$	Us - coeficiente de uniformidade estatístico de aplicação de efluente, %; e CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.	Bralts et al. (1987)	(8)

Fonte: Autoria própria (2022).

Os valores e a classificação de todos os coeficientes de desempenho hidráulicos estão referenciados na Tabela 4.

Tabela 4. Classificação dos coeficientes de desempenho hidráulico.

Coeficiente de desempenho hidráulico	Classificação	Referência
Vazão relativa – QR	QR = 1 – Ausência de entupimento QR > 1 – Aumento da vazão QR < 1 – Redução da vazão	Cararo et al. (2006)
Redução da vazão relativa – RQR	RQR > 0 – Redução de vazão RQR < 0 – Aumento da vazão	Mesquita et al. (2016b)
Coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD	CUD < 70% - Ruim 70% < CUD < 80% - Regular 80% < CUD < 90% - Bom CUD > 90% - Excelente	Merriam; Keller (1978)
Coeficiente de variação de vazão – CVQ	CVQ < 10% - Bom 10% < CVQ < 20% - Razoável CVQ > 20% - Inaceitável	ASABE (2008)
Coeficiente de uniformidade estatística – Us	Us < 60% - Inaceitável 60% < Us < 70% - Ruim 70% < Us < 80% - Razoável 80% < Us < 90% - Bom Us > 90% - Excelente	Favetta; Botrel (2001)

Fonte: Autoria Própria (2022).

A pressão de serviço utilizada na operação das unidades gotejadoras foi de 80 ± 10 kPa, que, segundo Batista et al. (2018), é a medida que potencializa a formação de biofilme nos emissores de sistemas de irrigação que operam com águas residuárias. O monitoramento periódico da pressão de serviço nas unidades gotejadoras foi realizado com o auxílio de manômetros graduados de 0 a 400 kPa dispostos como na Figura 4, tendo classe de exatidão de $\pm 1\%$ de fundo de escala.

2.4 Caracterização dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Simultaneamente à avaliação de desempenho hidráulico dos emissores, foi examinado o risco de obstrução dos gotejadores por meio de análise do efluente da aquicultura e suas diluições em função da presença de agentes físicos, químicos e microbiológicos. As amostras utilizadas nesta etapa foram coletadas nos reservatórios de cada uma das bancadas no início (0 h), no meio (80 h) e no fim do experimento (160 h).

As amostras foram divididas e uma parte delas foi encaminhada para o Laboratório de Solo, Água e Planta do Semiárido (LASAPSA) da UFERSA e, seguindo as recomendações da EMBRAPA (PARRON et al., 2011), Matos (2012) e do *standard methods for the examination of water and wastewater* (BAIRD et al., 2017), para determinação dos seguintes atributos: potencial hidrogeniônico (pH) via pHmetro de bancada; condutividade elétrica (CE) por meio do condutivímetro de bancada; sódio (Na^+) via fotômetro de chama, cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-), por meio do método titulométrico; sólidos suspensos totais (SST) pelo método gravimétrico; e sólidos dissolvidos totais (SDT) pela diferença entre sólidos totais (ST) e SST.

Para as análises de manganês (Mn^+), ferro (Fe^+), enxofre (S^+), outra parte das amostras foi enviada ao Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Minas Gerais, onde foram analisadas pelo método de adsorção atômica de plasma. Os níveis populacionais de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes foram quantificados no Laboratório CACIM, utilizando-se a técnica de colilerte, sendo os resultados expressos em unidades formadoras de colônia por 100 mL ($\text{UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$),

seguindo as recomendações do *standard methods for the examination of water and wastewater* (BAIRD et al., 2017).

A determinação da temperatura das diluições do efluente da aquicultura foi obtida “in loco” com o auxílio de um termômetro de precisão de 0,5 °C.

Com os valores de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} e HCO_3^- , foi determinada a tendência para formação de carbonato de cálcio (CaCO_3) por meio do Índice de Saturação de Langelier (ISL), proposto por Ayers; Westcot (1976) e apresentado na equação 7.

$$\text{ISL} = \text{pH}_m - \text{pH}_c \quad (7)$$

Em que:

ISL - Índice de Saturação de Langelier;

pH_m - pH medido; e

pH_c - $(\text{pKd} - \text{pKs}) + \text{pCa} + \text{p(Alk)}$.

2.5 Caracterização do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Ao término das 160 h de operação das unidades gotejadoras, foram retiradas amostras do biofilme que ocasionou o entupimento dos gotejadores. Para isso, foram escolhidos 15 gotejadores, sendo três de cada bancada, dentre os quais um de cada fabricante. Em seguida, foi efetuado o registro fotográfico destes gotejadores com biofilme, por meio da câmera digital de 13 megapixels.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Os atributos do efluente da aquicultura e diluições em água de poço foram avaliados no início (0 h), meio (80 h) e fim (160 h) do período experimental. Os atributos avaliados em laboratório foram pH, condutividade elétrica (CE), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), carbonato (CaCO_3) e bicarbonato (HCO_3^-), sólidos totais (ST), sólidos suspensos, coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTT), turbidez, manganês total (Mn), ferro (Fe) e enxofre (S). A temperatura foi avaliada em campo.

A média, o desvio padrão e análise de risco de obstrução dos gotejadores dos atributos avaliados são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Média, desvio padrão e risco de obstrução de gotejadores dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

Atributos	Média e desvio padrão das diluições					Risco de obstrução
	D1	D2	D3	D4	D5	
Temperatura (°C)	29 ± 1,00	29,67 ± 4,04	29,33 ± 4,16	28,67 ± 3,79	30,67 ± 4,04	n.c.
pH	7,73 ± 0,71	7,95 ± 0,31	8,00 ± 0,31	8,01 ± 0,42	7,70 ± 0,74	D1, D2, D3 e D5 moderado; D4 severo ⁽¹⁾
CE (dS m ⁻¹)	8,82 ± 2,23	5,29 ± 0,25	4,01 ± 0,36	3,10 ± 0,75	0,59 ± 0,07	D1 e D2 severo; D3 e D4 moderado; D5 baixo ⁽²⁾
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	18,43 ± 1,79	12,03 ± 1,82	9,13 ± 2,58	6,07 ± 0,80	0,60 ± 0,08	D1 moderado; D2 a D5 baixo ⁽²⁾
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	43,43 ± 10,55	22,27 ± 4,02	16,83 ± 4,92	13,40 ± 2,17	0,24 ± 0,10	D1 a D4 severo; D5 baixo ⁽²⁾
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	0,05 ± 0,08	0,10 ± 0,10	0,15 ± 0,10	0,13 ± 0,07	0,20 ± 0,14	n.c.
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	2,02 ± 0,33	1,73 ± 0,03	1,70 ± 0,22	1,50 ± 0,04	1,49 ± 0,14	n.c.
CT (UFC 100mL ⁻¹)	353,33 ± 151,44	70,00 ± 0,0	80,00 ± 34,64	103,33 ± 50,33	43,33 ± 25,17	Baixo para todas as diluições ⁽¹⁾
CTT (UFC 100mL ⁻¹)	55,33 ± 37,22	17,33 ± 4,62	20,0 ± 10,0	28,33 ± 27,54	10,0 ± 10,0	n.c.
SST (mg L ⁻¹)	39,33 ± 31,26	12,00 ± 12,17	4,67 ± 1,15	7,33 ± 5,77	2,00 ± 0,0	Baixo para todas as diluições ^(1;2)
SDT (mg L ⁻¹)	7090,80 ± 603,95	4595,33 ± 902,02	3282,67 ± 438,15	2347,67 ± 177,33	384,00 ± 72,33	D1 a D4 severo; D5 baixo ⁽¹⁾
Turbidez (UNT)	8,27 ± 3,54	3,43 ± 0,72	2,93 ± 1,69	3,29 ± 2,08	0,31 ± 0,17	n.c.
Mn ⁺ (mg L ⁻¹)	0,02 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,0 ± 0,0	Baixo ⁽¹⁾
Fe ⁺ (mg L ⁻¹)	0,29 ± 0,20	0,06 ± 0,02	0,17 ± 0,16	0,07 ± 0,04	0,02 ± 0,02	D1 severo; D3 moderado; D2, D4 e D5 baixo ⁽¹⁾
S ⁺ (mg L ⁻¹)	0,14 ± 0,08	0,08 ± 0,03	0,13 ± 0,05	0,09 ± 0,06	0,07 ± 0,08	D1 e D3 moderado; D2, D4 e D5 baixo ⁽¹⁾
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	65,42 ± 20,80	41,10 ± 5,42	31,74 ± 5,32	25,46 ± 8,88	7,70 ± 1,07	n.c.
ISL	-1,31 ± 1,04	0,15 ± 0,38	0,20 ± 0,24	-0,03 ± 0,57	-1,24 ± 0,92	D1, D4 e D5 tendência a corrosão; D2 e D3 tendência a incrustação ⁽³⁾

Fonte: Autoria Própria (2022).

Nota: T – temperatura; pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; CO₃²⁻ - carbonato; HCO₃⁻ - bicarbonato; SDT – sólidos dissolvidos totais; SST - sólidos suspensos totais; CT coliformes torais; CTT – coliformes termotolerantes; Mn – manganês; Fe – ferro; S – enxofre; Na⁺ - sódio; ISL – índice de saturação de Langelier; (1) Nakayama et al. (2006); (2) Capra; Scicolone (1998); (3) López et al. (1992); n.c. - não classificado. D1 - 100% efluente da aquicultura (EA), D2 - 75% de EA e 25% de água de poço (AP), D3 - 50% de EA e 50% de AP, D4 - 25% de EA e 75% de AP e D5 - 100% de AP.

A temperatura média medida no campo para as respectivas diluições D1, D2, D3, D4 e D5 foi de 29, 29,67, 29,33, 28,67 e 30,67 °C.

O valor médio do pH das diluições 7,73, 7,95, 8,0, 8,01 e 7,70 na devida ordem de diluições de D1 a D5. O risco de obstrução de gotejadores via pH foi classificado em moderado para as diluições D1, D2, D3, e D5 e severo para D4 (NAKAYAMA et al., 2006). O pH apresenta menor risco de obstrução de gotejadores quando comparado a outras águas residuárias que tiveram o pH como o principal agente de entupimento, tais como o percolado de aterro sanitário com pH entre 8,73 e 9,43 (VALE et al., 2018) e água produzida do petróleo diluída em água tratada com pH entre 8,47 e 8,7 (VALE et al., 2020).

Os valores da condutividade elétrica (CE) das diluições estão no intervalo entre 8,82 e 0,59 dS m⁻¹. Os valores altos de CE nas diluições com as maiores frações de efluente da aquicultura se devem à qualidade da água utilizada no setor de aquicultura da UFERSA, onde são realizadas diversas pesquisas com produção aquícola em ambientes aquáticos de alta salinidade, o que influencia a qualidade final do efluente.

O manejo da água no setor de aquicultura gerou resultados de CE muito alta comparada aos valores de salinidade observados em outras pesquisas que testaram aplicação de efluentes da aquicultura via irrigação por gotejamento, como Maroufpoor et al. (2020) e Manbari et al. (2020), que obtiveram valores de CE com 0,3 dS m⁻¹. Quanto ao risco de obstrução de gotejadores, os valores de CE das diluições D1 e D2 foram de risco severo, D3 e D4 foram de risco moderado e o D5 foi de baixo risco (CAPRA; SCICOLONE, 1998).

Com relação ao risco de obstrução de gotejadores, a concentração de Ca²⁺ representa risco baixo para D2 a D5 e moderado para D1. Por sua vez, as concentrações de Mg²⁺ encontradas nas diluições com frações do efluente da aquicultura (D1 a D4) possuem risco severo de entupimento, ao passo que D5, que tem 100% de água de poço, possui o risco baixo (CAPRA; SCICOLONE, 1998).

O Ca²⁺ e o Mg²⁺ foram agentes de entupimento importantes em gotejadores operando com água residuária do processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018) e em águas com altos níveis de salinidade (ZHANGZHONG et al., 2019).

Os valores de carbonato (CO₃²⁻) ficaram no intervalo de 0,05 a 0,2 mmol_c L⁻¹. Os resultados de bicarbonato (HCO₃⁻) foram 2,02 em D1 a 1,49 mmol_c L⁻¹ em D5, mostrando tendência de redução da diluição de maior fração do efluente da aquicultura para uma diluição de menor fração. Quanto à obstrução de gotejadores, não existe um

intervalo que estabeleça o risco de ocorrência, entretanto a pesquisa de Ribeiro et al. (2018) concluiu que o carbonato de cálcio (CaCO_3) formado a partir dessas substâncias foi um dos principais agentes de entupimento de gotejadores operando com água residuária.

Os sólidos dissolvidos totais (SDT) também tiveram sua média decrescente da diluição com maior fração do efluente da aquicultura para a de menor fração, ficando no intervalo de $7090,80 \text{ mg L}^{-1}$ em D1 e $384,0 \text{ mg L}^{-1}$ em D5. Segundo a classificação de Nakayama et al. (2006), o risco de obstrução dos gotejadores operando com as diluições D1 a D4 é considerado severo, ao passo que o risco de obstrução da D5 (100% água de poço) foi classificado como baixo.

Os sólidos suspensos totais (SST) também seguiram a tendência decrescente dos SDT, porém o valor de SST em D4 de $7,33 \text{ mg L}^{-1}$ foi maior do que o SST em D3 com $4,67 \text{ mg L}^{-1}$. Quanto ao risco de obstrução de gotejadores pelos sólidos suspensos totais, todas as diluições de efluente da aquicultura em água de poço foram classificadas como risco baixo, de acordo com Nakayama et al. (2006) e Capra; Scicolone (1998).

Com essa classificação de risco de obstrução pela concentração de SST, o efluente da aquicultura revelou maior potencial para utilização via irrigação por gotejamento do que outras águas residuárias classificadas como de alto risco de entupimento, tais como a doméstica (COSTA et al., 2019), a de laticínios (CUNHA et al., 2017), do processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018), percolado de aterro sanitário (MESQUITA et al., 2020), além da água produzida do petróleo (VALE et al., 2020).

Os atributos microbiológicos analisados nas diluições do efluente da aquicultura em água de poço foram os coliformes totais (CT) e os coliformes termotolerantes (CTT). Os valores médios de CT foram 353,33, 70,00, 80,00, 103,33 e 43,33 UFC 100 mL^{-1} para respectivas diluições D1, D2, D3, D4 e D5. Por sua vez, os valores médios de CTT foram 55,33, 17,33, 20,00, 28,33 e 10,00 UFC 100 mL^{-1} na devida ordem das diluições. Os valores de CT para todas as diluições de efluente da aquicultura em água de poço foram classificados como risco baixo de obstrução, de acordo com Nakayama et al. (2006).

Pesquisas envolvendo obstrução de gotejadores operando com água residuária doméstica (COSTA et al., 2019) e da suinocultura (BATISTA et al., 2014) relataram que os coliformes foram agentes importantes no entupimento de gotejadores, se diferenciando dos resultados encontrados neste trabalho, ao passo que outras

corroboraram com esses resultados e registraram baixo risco de obstrução, como a água residuária de laticínios (CUNHA et al., 2017) e processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018).

As concentrações de manganês (Mn) também diminuíram de acordo com a redução da fração do efluente da aquicultura na diluição com água de poço e estão num intervalo de 0,02 em D1 a 0,0 mg L⁻¹ em D5. Os valores de Fe⁺ ficaram num intervalo de 0,29 em D1 a 0,02 mg L⁻¹ em D5, ao passo que a diluição D3 não seguiu a tendência de queda na concentração de ferro e teve um valor de 0,17 mmol_c L⁻¹, superior às diluições D2 e D4. Quanto ao risco de obstrução de gotejadores, os valores das concentrações de Mn das diluições são considerados como risco baixo, ao passo que para Fe o risco foi severo para D1, moderado para D3 e baixo para D2, D4 e D5, segundo Nakayama et al. (2006) e Capra; Scicolone (1998).

O manganês foi um agente importante de entupimento para água residuária do processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018). O ferro também foi considerado um elemento de risco para o entupimento de gotejadores operando com água residuária doméstica tratada (COSTA et al., 2019). Isso ocorre graças à oxidação do Fe²⁺ presente na água residuária, que adquire a forma de Fe³⁺ e se precipita, criando incrustações ou sendo retido pelas bactérias presentes na água (CARVALHO et al., 2016).

Para o enxofre (S⁺), os valores médios obtidos foram 0,14 mg L⁻¹ para D1, 0,08 em mg L⁻¹ para D2, para D3 foi 0,13 mg L⁻¹, ao passo que para D4 e D5 foram 0,09 e 0,07 mg L⁻¹, respectivamente. O risco de obstrução, de acordo com Nakayama et al. (2006), foi moderado para D1 e D3, ao passo que para D2, D4 e D5 o risco foi baixo. O enxofre é um elemento presente na água residuária na forma de sulfatos, tendo sido identificado nas águas residuárias da aquicultura das pesquisas de Maroufpoor et al. (2020) e Soliman et al. (2020).

Os valores dos íons de sódio (Na⁺) ficaram no intervalo de 0,84 a 0,26 mmol_c L⁻¹. Assim como os demais íons, houve redução da concentração do sódio à medida que a fração do efluente da aquicultura era reduzida nas diluições. Os íons de sódio não são considerados por Nakayama et al. (2006) e Capra; Scicolone (1998) como atributo que cause risco de entupimento de gotejadores. Entretanto, influenciam no cálculo (Equação 7) do índice de saturação de Langelier, razão pela qual é interessante quantificar sua concentração na água residuária.

Os valores para o Índice de Saturação de Langelier (ISL) das diluições de D1 a

D5 foram de -1,31, 0,15, 0,20, -0,03 e -1,24, respectivamente. De acordo com López et al. (1992), os limites para classificação do ISL são os seguintes: $ISL > 0$ tendência à incrustação, $ISL < 0$ tendência à corrosão, $ISL = 0$ equilíbrio iônico. Assim, para as diluições de efluente da aquicultura em água de poço, a D1, D4 e D5 possuem tendência à corrosão, ao passo que as diluições D2 e D3 têm tendência à incrustação, gerando maior risco de obstrução dos gotejadores.

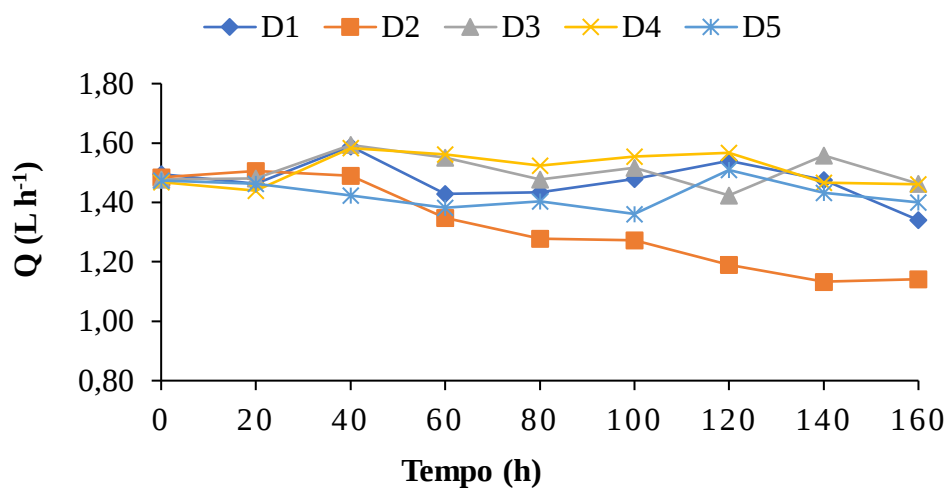
Em águas com altos níveis de salinidade, como é o caso do efluente da aquicultura desta pesquisa, o ISL é um modelo que auxilia no processo de entendimento da incrustação, como na pesquisa realizada por Zhangzhong et al. (2019), que encontraram um ISL com tendência à incrustação para água com salinidade até $6,0 \text{ dS m}^{-1}$.

2.6 Caracterização do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras

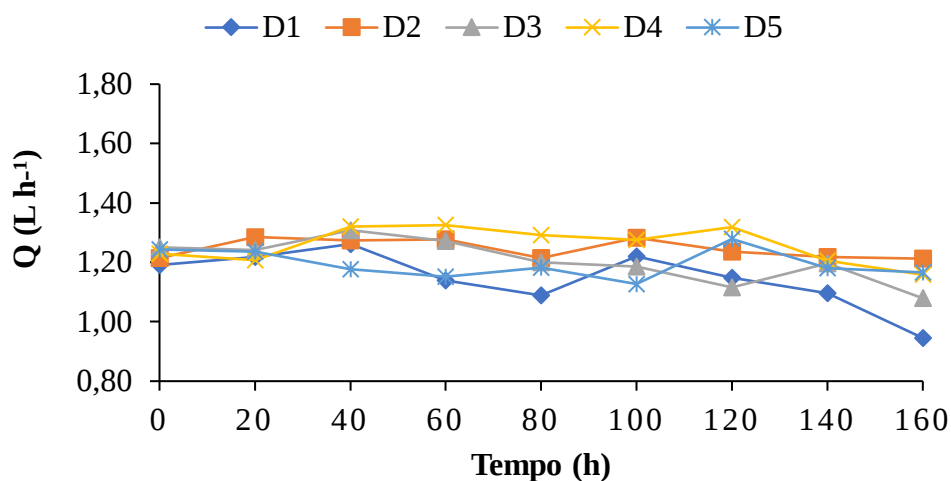
2.6.1 Vazão dos gotejadores – Q

A Figura 6 apresenta a vazão dos gotejadores em função do tempo de funcionamento das unidades gotejadoras ST, SL, NJ operando com as seguintes diluições: D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, em cada uma das avaliações de desempenho hidráulico realizadas a cada 20 h de funcionamento até completar 160 h experimentais.

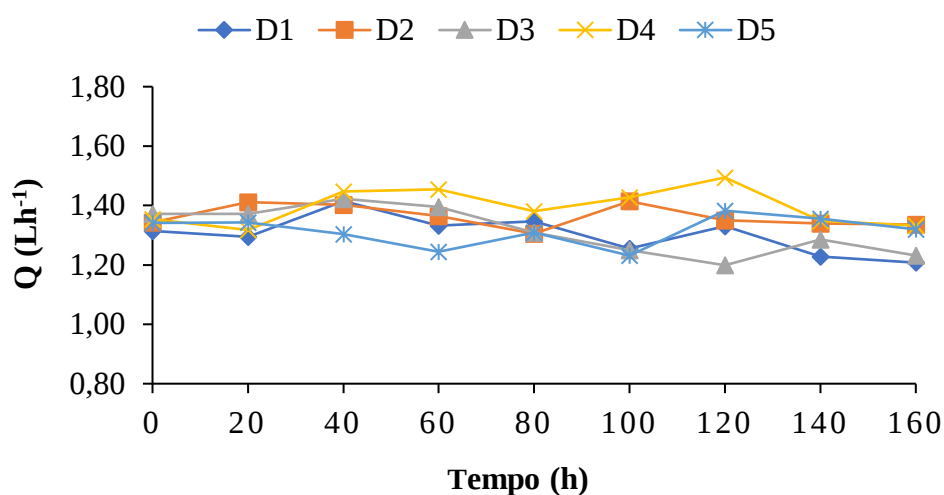
A.ST



B.SL



C.NJ



Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 7. Vazão (Q) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

A vazão média dos gotejadores ST (Figura 7A) no início do experimento foi de 1,50, 1,48, 1,48, 1,47 e 1,47 L h⁻¹ para as diluições D1, D2, D3, D4 e D5, respectivamente, ao passo que após as 160 h do período experimental as vazões médias das respectivas diluições foram 1,34, 1,14, 1,46, 1,46 e 1,40 L h⁻¹.

Passadas as 160 h experimentais, houve redução da vazão em todos os gotejadores ST operando com efluente da aquicultura bruto e diluído em água de poço, sendo que essa redução foi na ordem de 10,37% para D1, 23,10% para D2, 0,99% para

D3, 0,48% para D4 e 4,98% para D5, sugerindo que para o uso do gotejador ST a diluição mais recomendada é a D4.

Os resultados do gotejador SL (Figura 7B) mostraram que no início do experimento (0 h) a vazão média dos emissores operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 foram, respectivamente, 1,19, 1,22, 1,25, 1,23 e 1,24 L h⁻¹. Ao final das 160 h de operação do sistema, a vazão média dos emissores foi de 0,95, 1,21, 1,08, 1,16 e 1,17 L h⁻¹ para cada uma das respectivas diluições.

Ao final do experimento (160 h), também foi notada redução da vazão dos gotejadores operando com as diluições do efluente da aquicultura em água de poço na ordem de 21,61% para D1, 0,24% em D2, 13,75% para D3, 5,76% em D4 e 6,23% para D5.

No gotejador NJ (Figura 7C), a vazão média no início do experimento foi de 1,32, 1,34, 1,37, 1,35 e 1,34 L h⁻¹ para as respectivas diluições D1, D2, D3, D4 e D5 de efluente da aquicultura em água de poço. De modo recíproco, a vazão média dessas diluições ao final do experimento (160 h) foi de 1,21, 1,34, 1,23, 1,33 e 1,32 L h⁻¹.

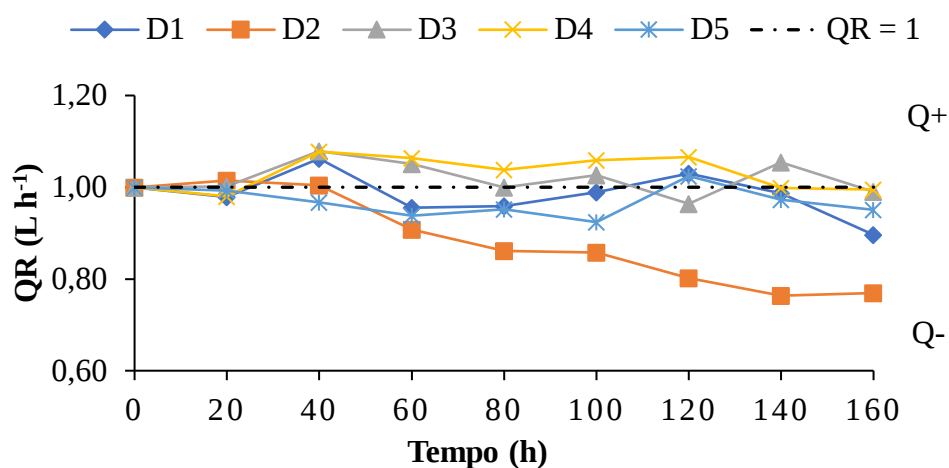
Para todas as diluições aplicadas pelo gotejador NJ, houve redução da vazão média do início para o final do experimento na ordem de 8,17% para D1, 0,59% para D2, 10,21% para D3, 1,57% para D4 e de 1,58% para D5.

Esses resultados são semelhantes aos do trabalho de Cunha et al. (2017) realizado com os emissores ST, SL e NJ, porém com água residuária de laticínios, verificando redução da vazão após 160 h de operação. Por sua vez, Chinchilla et al. (2018) testaram um emissor não autocompensante operando com água residuária doméstica tratada, observando aumento da vazão após 85 h de funcionamento, resultado que se assemelhou aos resultados desta pesquisa quando os três gotejadores analisados operaram por 80 h com a diluição D4.

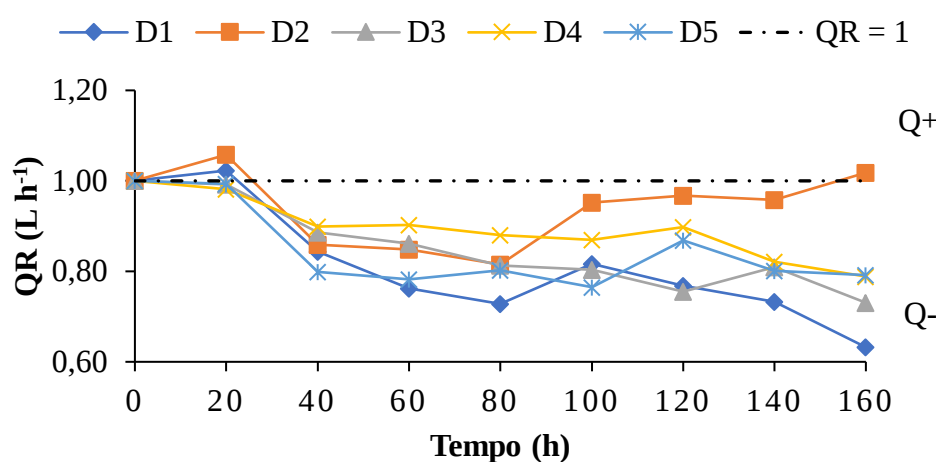
2.6.2 Vazão relativa – QR

A Figura 8 apresenta os valores obtidos para vazão relativa (QR) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) a cada 20 h de operação até completar 160 h de funcionamento, com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

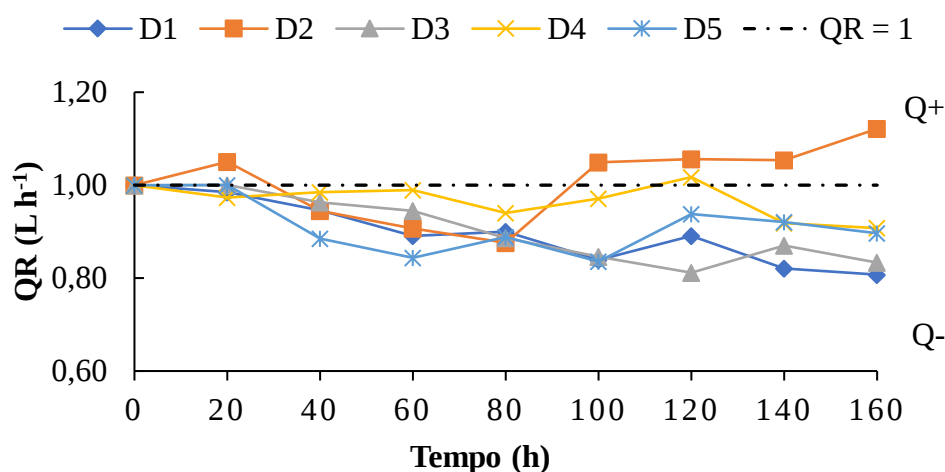
A.ST



B.SL



C.NJ



Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço; Q+ - Aumento de vazão e Q- - Redução de vazão (CARARO et al., 2006).

Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 8. Vazão relativa (QR) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

Os resultados da vazão relativa – QR do gotejador ST (Figura 8A) mostram que no início do experimento não há entupimento dos gotejadores ($QR = 1$), porém, após as 160 h experimentais, houve redução da QR para 0,90, 0,77, 0,99, 0,995 e 0,95 em cada uma das respectivas diluições D1, D2, D3, D4, D5.

Na Figura 8B, são ilustrados os resultados do desempenho do gotejador SL operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5. Com exceção da diluição D2, na qual a QR aumentou para 1,02 após as 160 h trabalhadas, nas demais diluições, D1, D3, D4 e D5, a QR reduziu para 0,63, 0,73, 0,79 e 0,79, respectivamente.

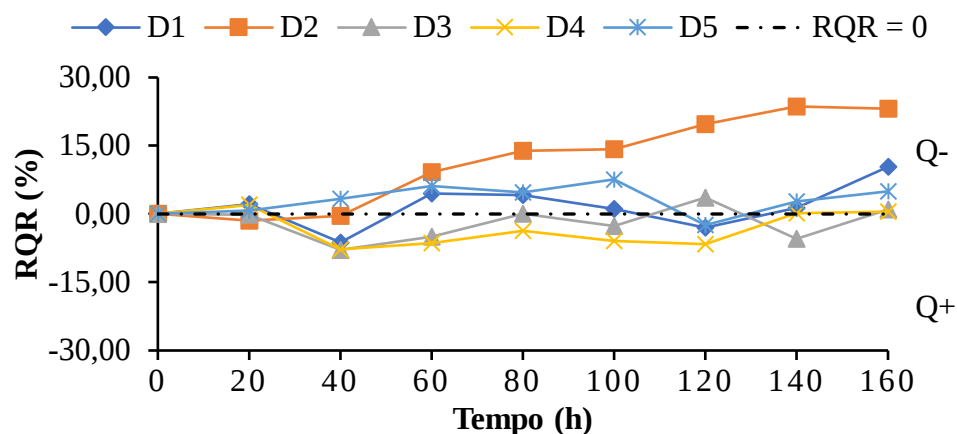
Os resultados do gotejador NJ operando com as diluições de efluente da aquicultura em água de poço apresentados na Figura 8C mostram que após as 160 h de operação a QR das diluições D1, D3, D4 e D5 reduziu para 0,81, 0,83, 0,91 e 0,90, respectivamente. Por sua vez, na diluição D2 a QR aumentou para 1,12.

Segundo Cararo et al. (2006), os valores absolutos de QR que foram menores que 1,00 sugerem redução da vazão pela obstrução dos gotejadores. Já para os valores de $QR > 1$, há aumento da vazão, como no caso dos gotejadores SL e NJ operando com a diluição D2 – 75% de efluente da aquicultura mais 25% de água de poço.

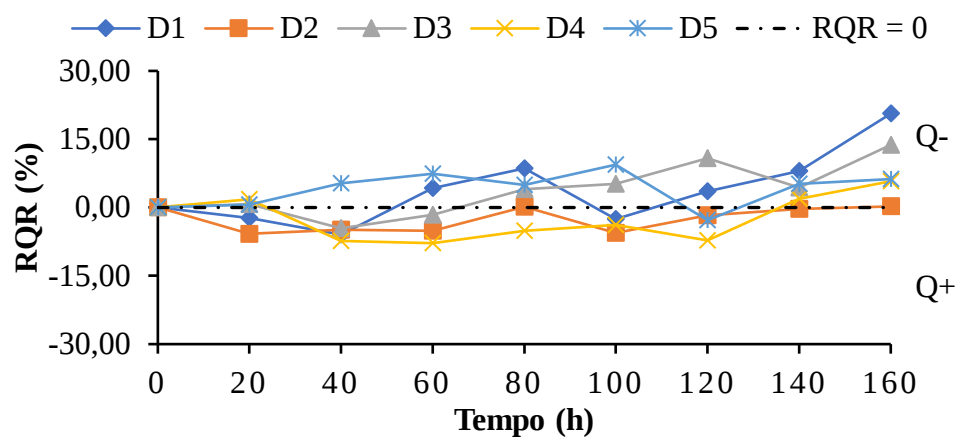
2.6.3 Redução da vazão relativa – RQR

A Figura 9 apresenta os resultados da redução da vazão relativa (RQR) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, medidas a cada 20 h até completar 160 h.

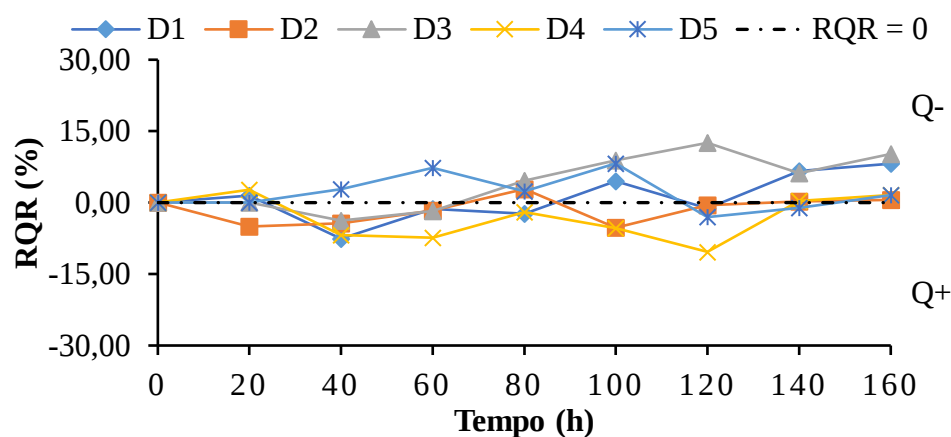
A.ST



B.SL



C.NJ



Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço; Q+ - Redução de vazão e Q- - Aumento de vazão (MESQUITA et al., 2016b).

Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 9. Redução da vazão relativa (RQR) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

Como visto na Figura 9A, os resultados iniciais (0 h) da Redução da vazão relativa – RQR são sempre zero em virtude das relações matemáticas da Equação 3, na

qual o valor da vazão inicial é igual à vazão atual. Assim, as alterações deste coeficiente só são modificadas após o início da operação do sistema de irrigação.

Desse modo, completadas as 160 h experimentais, o RQR dos gotejadores ST, SL e NJ operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 foi maior do que zero. No gotejador ST (Figura 9A), os valores finais do RQR foram 10,37, 23,10, 0,99, 0,48 e 4,98% para as respectivas diluições.

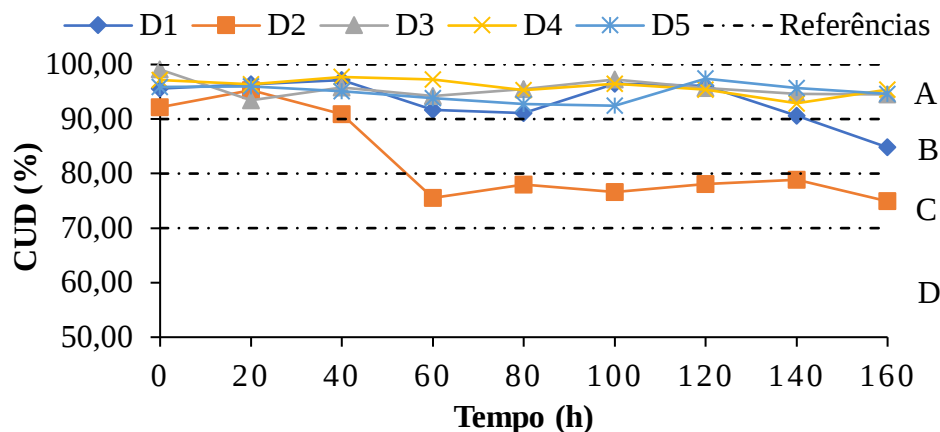
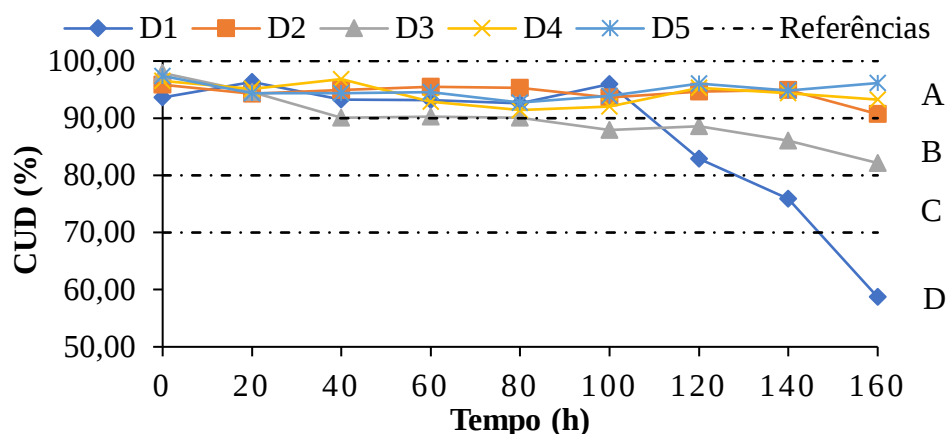
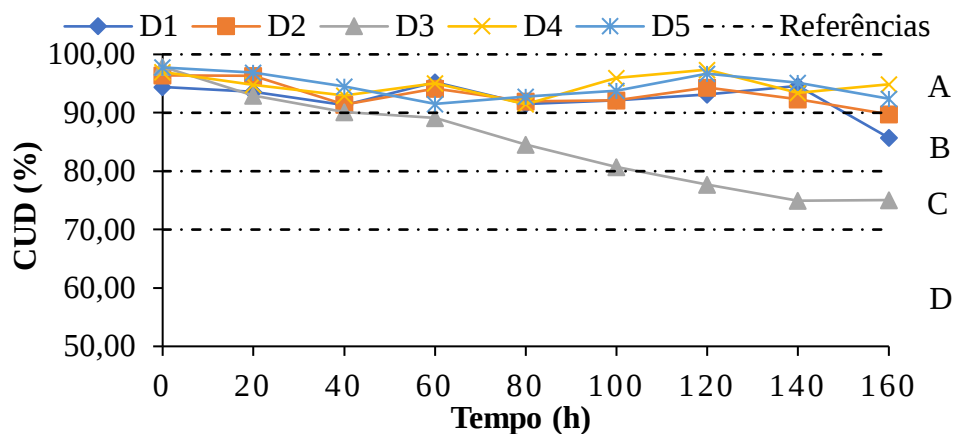
O gotejador SL (Figura 9B) teve como resultados de RQR após as 160 h de operação os valores de 20,61, 0,24, 13,75, 5,76, 6,23% para diluições D1, D2, D3, D4 e D5, respectivamente. Por sua vez, para o gotejador NJ (Figura 9C) os resultados da RQR final para as respectivas diluições foram 8,17, 0,59, 10,21, 1,57 e 1,58%.

Segundo Mesquita et al. (2016b), os valores de RQR superiores a zero (Q^+ na Figura 8) representam redução da vazão devido à obstrução dos gotejadores, ao passo que os valores de RQR menores que zero (Q^- na Figura 9) representam aumento da vazão, que, assim como a QR, pode ser causado pela ação microbiana nos emissores.

Neste caso, os gotejadores ST, SL e NJ operando com as cinco diluições de efluente da aquicultura em água de poço alcançaram a $RQR > 0$ após as 160 h de operação, o que sugere redução de vazão para todos eles. Vale et al. (2018), que testaram gotejadores não autocompensantes com percolado de aterro sanitário, observaram que após 160 h de operação a RQR foi menor que zero quando a pressão de serviço foi 70 kPa, próxima à pressão trabalhada neste experimento.

2.6.4 Coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD

A Figura 10 apresenta os resultados do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, medidas a cada 20 h até completar 160 h de funcionamento.

A.ST**B.SL****C.NJ**

Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço; A - CUD > 90% = Excelente; B - 80% < CUD < 90% = Bom; C - 70% < CUD < 80% = Regular; D - CUD < 70% - Ruim (MERRIAM; KELLER, 1978).

Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 10. Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

A Figura 10A ilustra os resultados do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) do gotejador ST. Os valores iniciais (0 h) e finais (160 h) do CUD

para as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 foram 95,63 e 84,80%, 92,20 e 74,92%, 99,07 e 94,74%, 97,13 e 95,44%, 95,93 e 94,64, respectivamente. A redução do CUD do gotejador ST operando com D1 foi na ordem de 11,32%, com D2 foi de 18,74%, em D3 4,64%, para D4 a redução foi na ordem de 1,75% e em D5 a redução foi de 1,34%.

Os resultados do CUD do gotejador SL foram ilustrados na Figura 10B e para D1 o valor inicial do CUD (0 h) foi de 93,63%, ao passo que o final (160 h) foi de 58,70%, representando redução de 37,30%. Para D2, o valor do CUD com 0 h foi de 95,85%, ao passo que o CUD com 160 h foi de 90,72%, uma redução na ordem de 5,35%. Para D3, a redução do CUD foi de 16,08%, sendo seu valor inicial de 97,90% e final de 82,16%. Em D4, o CUD no começo do experimento foi de 96,54% e foi de 93,24% ao término, sendo a redução na ordem 3,42%. Por fim, o CUD inicial em D5 foi de 97,39% e final de 96,14% proporcionando redução na ordem de 1,28%.

De acordo com a Figura 10C, os resultados do CUD do gotejador NJ operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 com 0 h foram de 94,42, 96,40, 97,87, 96,98 e 97,76%, ao passo que os valores do CUD após 160h foram de 85,71, 89,73, 75,02, 94,90 e 92,4%, respectivamente. Houve redução do CUD para todas as diluições na devida ordem de 9,22, 6,92, 23,35, 2,14, 5,49%.

A classificação do CUD é feita por Merriam; Keller (1978). De acordo com os resultados após as 160 h de funcionamento, o gotejador ST (Figura 10A) foi classificado como excelente (A) ao operar com as diluições D3, D4 e D5, bom (B) para D2 e regular (C) para D1. O gotejador SL (Figura 10B) foi classificado como excelente (A) com as diluições D2, D4 e D5, bom (B) para D3 e ruim (D) para D1. Por sua vez, o gotejador NJ (Figura 10C) teve as diluições D4 e D5 classificadas como excelentes (A), D1 e D2 como bom (B) e D3 classificada como regular (C).

Estes resultados foram semelhantes ao de Vale et al. (2020), que trabalharam com os emissores ST, SL e NJ operando com água produzida do petróleo diluída em água de poço, obtendo um CUD excelente para todos estes gotejadores que operaram com a maior fração de água de poço após 160 h de funcionamento do sistema, ao passo que as diluições com maior fração da água de menor qualidade obtiveram piores resultados para o CUD.

Soliman et al. (2020) também compararam a uniformidade de gotejadores operando com água de poço e com efluente da aquicultura, observando que quanto menor for a pressão do sistema, menor será a uniformidade. Sob uma pressão de 100 kPa, maior que a utilizada neste experimento (80 kPa), a uniformidade dos gotejadores

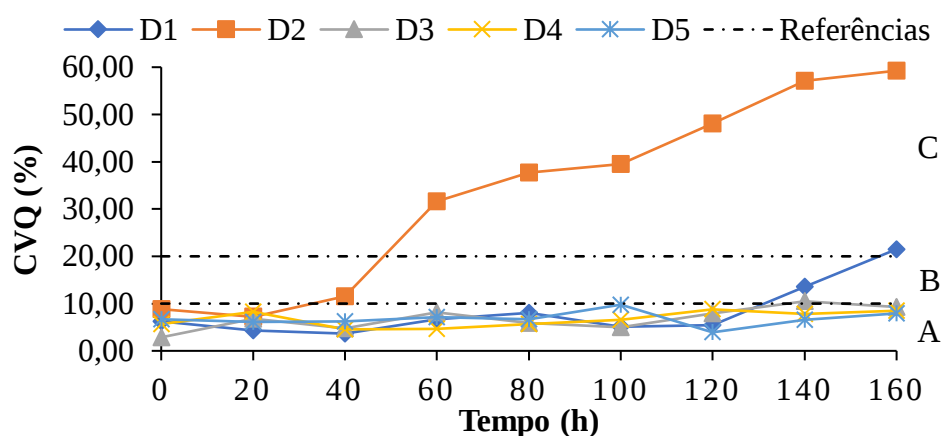
operando com efluente da aquicultura ficou entre 75 e 80%, valor que se assemelha à operação dos gotejadores ST, SL e NJ que operaram com maior fração do efluente da aquicultura (D1, D2 e D3), ao passo que os gotejadores operando com água de poço obtiveram uniformidade pouco acima dos 80%, valor inferior aos gotejadores ST, SL e NJ que operaram com as maiores frações de água de poço (D4 e D5) e, após as 160 h, mantiveram o CUD acima de 90%.

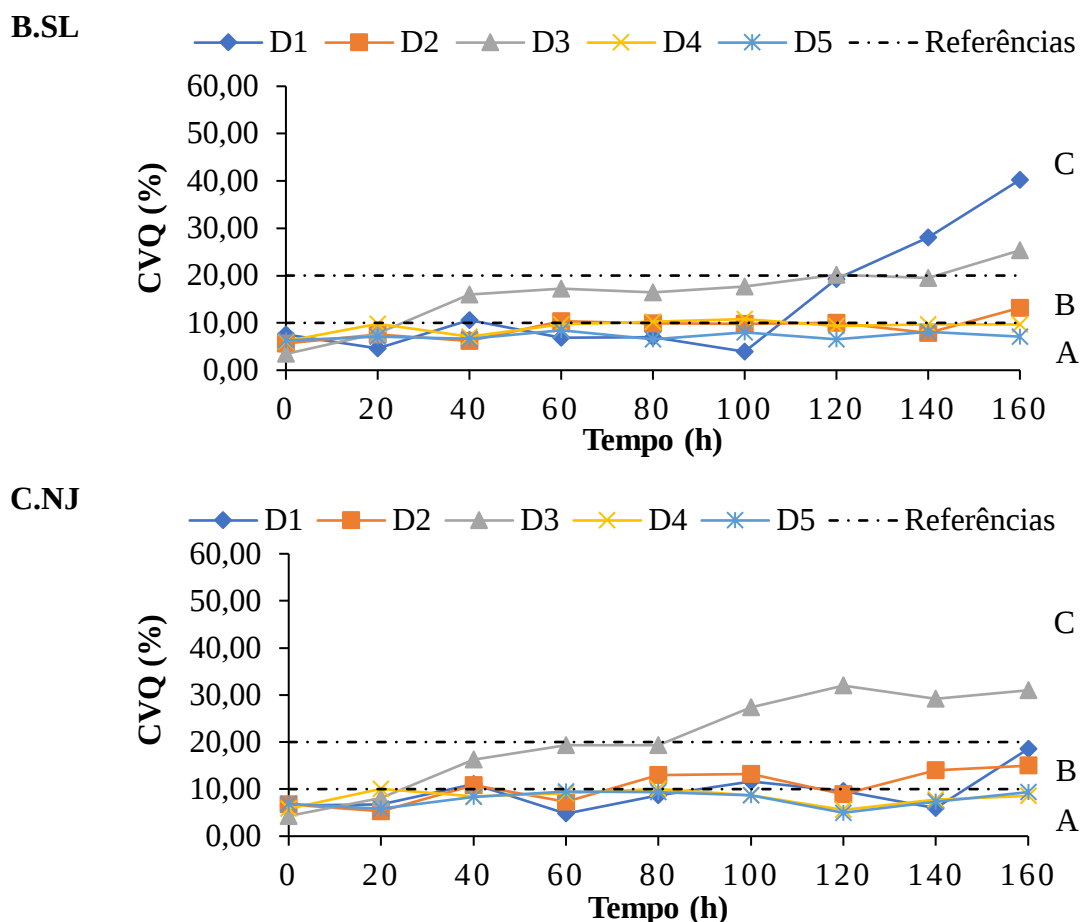
Maroufpoor et al. (2020), que também utilizaram efluente da aquicultura na operação de gotejadores, observaram que o CUD dos quatro emissores analisados foi de 71 a 89%, classificados como regular e bom. Esses resultados foram semelhantes aos gotejadores ST, SL e NJ operando com as diluições de efluente de aquicultura em água de poço, diferindo apenas o gotejador SL com a D4, que teve o CUD final abaixo de 60%.

2.6.5 Coeficiente de variação de vazão – CVQ

A Figura 11 ilustra os valores do coeficiente de variação de vazão (CVQ) dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, em todas as avaliações de desempenho hidráulico realizadas a cada 20 h até totalizar 160 h trabalhadas.

A.ST





Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço; A - CVQ < 10% = Bom; B - 10% < CVQ < 20% = Razoável; C - CVQ > 20% = Inaceitável (ASABE, 2008).

Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 11. Coeficiente de variação da vazão (CVQ) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

O coeficiente de variação de vazão – CVQ do gotejador ST operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 de efluente da aquicultura em água de poço é apresentado da Figura 10A. Os valores iniciais (0 h) do CVQ na devida ordem foram 6,26, 8,86, 2,86, 5,71 e 6,74%, ao passo que o CVQ final (160 h) foi 21,51, 59,27, 9,22, 8,44 e 7,96%.

Para o gotejador SL (Figura 11B), os valores de CVQ no início do experimento foram, respectivamente, 7,54, 5,66, 3,44, 6,13 e 6,28% para as diluições D1, D2, D3, D4 e D5. Ao final do experimento, os valores de CVQ para as devidas diluições foram superiores, atingindo os valores de 40,24, 13,19, 25,33, 9,64 e 7,09%

Os valores do CVQ do gotejador NJ (Figura 11C) com 0 e após 160 h de operação foram, respectivamente, 6,52 e 8,55% para D1, 6,72 e 14,97% para D2, 4,30 e 30,97% em D3, 5,88 e 8,59% na diluição D4 e os pares 6,92 e 9,34% para D5.

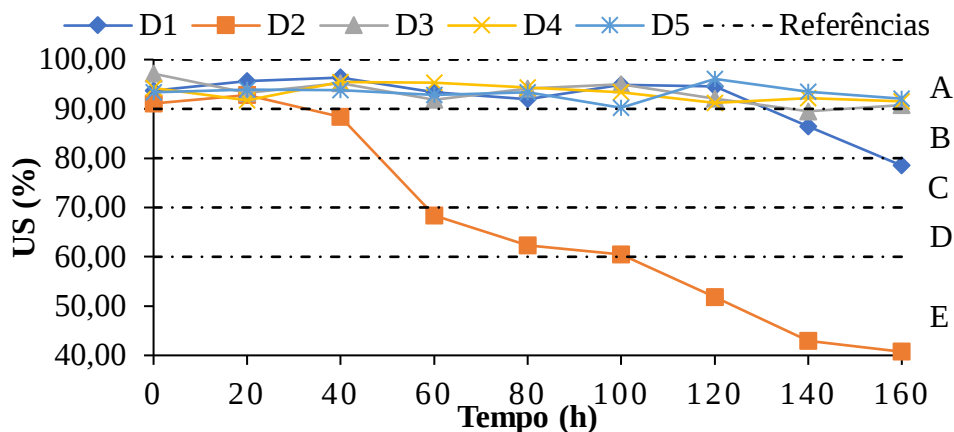
A classificação do CVQ, segundo ASABE (2008), apresentada na Tabela 4, foi feita para os três tipos de gotejadores mostrados na Figura 11. Para o gotejador ST, o CVQ após as 160 h foi classificado como bom (A) para as diluições D3, D4 e D5, ao passo que para as diluições D1 e D2 foi inaceitável (C). A classificação do CVQ do gotejador SL foi bom (A) para D4 e D5, razoável (B) para D2 e inaceitável para D1 e D3. Por sua vez, o emissor NJ teve o CVQ classificado como bom (A) em D4 e D5, razoável (B) em D1 e D2 e, por fim, inaceitável em D3.

Muitas pesquisas estudaram a influência de diversos tipos de águas residuárias no CVQ dos gotejadores não autocompensantes. Para dois deles, Cunha et al. (2017) com os gotejadores ST, SL, NJ, porém, operando com efluentes de laticínios funcionando por 160 h, e o de Batista et al. (2016), com outros dois tipos de emissores operando com água residuária da suinocultura por 160 h, encontraram resultados de CVQ classificados como inaceitáveis, sendo semelhantes aos dos emissores ST, SL e NJ operando com as diluições (D1, D2 e D3) de maior fração de efluente da aquicultura.

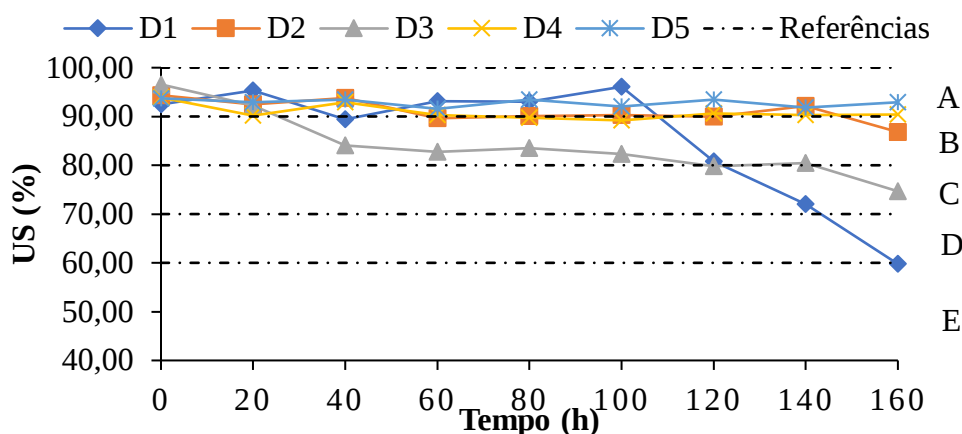
2.6.6 Coeficiente de uniformidade estatística – Us

A Figura 12 apresenta os resultados do coeficiente de uniformidade estatística (Us) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, medidas a cada 20 h até completar 160 h de operação.

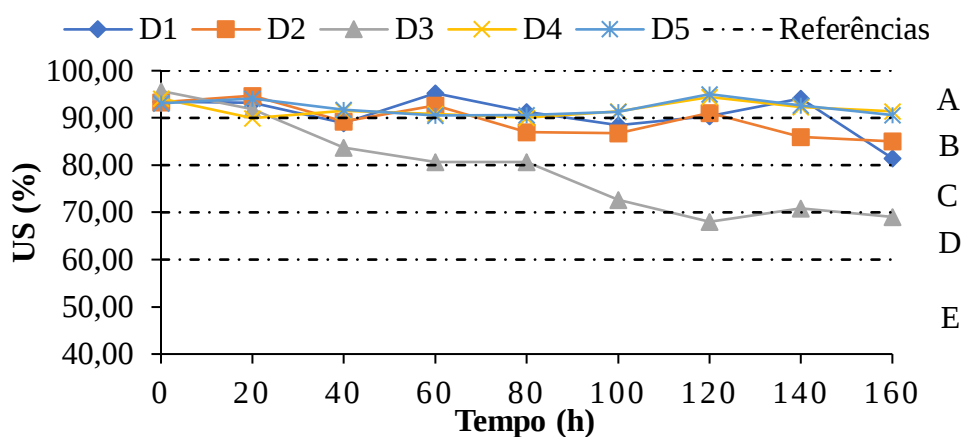
A.ST



B.SL



C.NJ



Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço A - $Us > 90\%$ - Excelente; B - $80\% < Us < 90\%$ - Bom; C - $70\% < Us < 80\%$ - Razoável; D - $60\% < Us < 70\%$ - Ruim; E - $Us < 60\%$ - Inaceitável (FAVETTA; BOTREL, 2001).

Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 12. Coeficiente de uniformidade estatística (Us) em função do tempo (h) de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

O coeficiente de uniformidade estatística (Us) dos gotejadores ST operando com as diluições de efluente da aquicultura em água de poço D1, D2, D3, D4 e D5 (Figura

12A) no início do experimento (0 h) foi de 93,74, 91,14, 97,14, 94,29, 93,36%, respectivamente. Enquanto que ao final do experimento (160 h) o Us do gotejador ST foi de 78,49, 40,73, 90,78, 91,56, 92,04%, na devida ordem de diluições.

Para o gotejador SL, os valores de Us (Figura 12B) no tempo inicial (0 h) e final (160 h) para a diluição D1 foram de 92,46 e 59,76%, para D2 foram de 94,34 e 86,81%, em D3 foram de 96,56 e 74,67%, por sua vez, na diluição D4 foram de 93,87 e 90,36% e, por fim, a diluição D5 apresentou valores de 93,72 e 92,71%.

Os valores do Us para gotejador NJ (Figura 12C) operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 ao início do experimento foram, respectivamente, 93,48, 93,28, 95,70, 94,12 e 93,08%, ao passo que no final do experimento os resultados do Us foram 81,45, 85,03, 69,03, 91,41 e 90,66%, nesta mesma ordem de diluições.

A classificação para o Us, segundo Favetta; Botrel (2001), foi apresentada na Tabela 4, e os resultados vistos na Figura 12 dizem que a classificação para o gotejador ST operando com as diluições D3, D4 e D5 após as 160 h experimentais foi excelente (A), para D1 foi razoável (C) e para D2 inaceitável (E). Para o gotejador SL, a operação após 160 h com as diluições D4 e D5 foi classificada como excelente (A), D2 foi bom (B), D3 foi razoável (C) e D1 foi inaceitável (E). Por fim, o gotejador NJ após as 160 h foi classificado como excelente (A) ao operar com D4 e D5, classificado como bom (B) para as diluições D1 e D2, mas para a diluição D3 foi classificado como ruim (D).

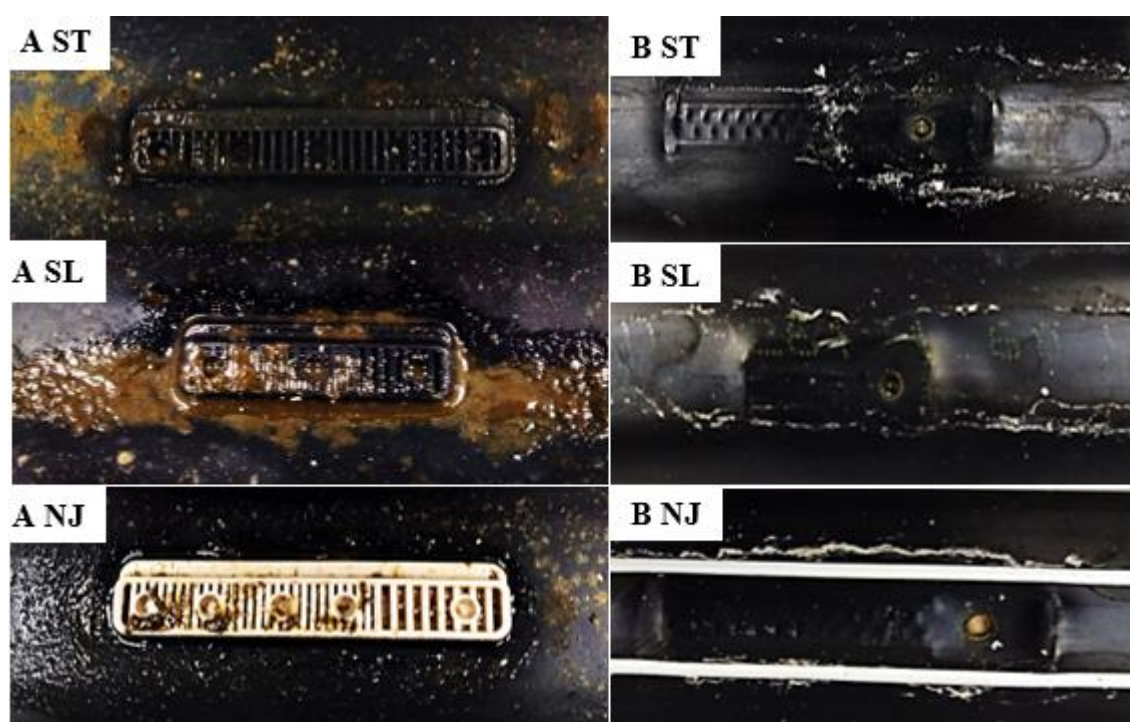
Mesquita et al. (2016a) encontraram valores ruins de Us para um gotejador não autocompensante operando com percolado de aterro sanitário diluído em água de poço por 160 h de funcionamento. O percolado de aterro sanitário foi diluído em água de poço até chegar a uma CE com $3,0 \text{ dS m}^{-1}$, valor próximo à média da CE em D4 (Tabela 7). Entretanto, o Us de D4 foi classificado como excelente, diferindo do valor encontrado por aquela pesquisa.

Vale et al. (2020), em um experimento com os mesmos gotejadores ST, SL e NJ, porém operando com água produzida do petróleo e suas diluições, encontraram resultados semelhantes aos desta pesquisa. Após 160 h de operação, o Us gotejador SL foi classificado como inaceitável para as diluições com maior fração de efluente da aquicultura e água produzida do petróleo. O comportamento dos gotejadores NJ e ST foi semelhante, porém a diluição D3 com 50% do efluente e 50% de água de poço teve os piores resultados.

2.7 Caracterização do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Ao final do período experimental (160 h), foram retirados para corte e abertura três gotejadores de cada fabricante em cada uma das cinco bancadas. A escolha se deu entre os gotejadores total ou parcialmente obstruídos que estivessem localizados no final das linhas laterais. Após esta etapa, os emissores escolhidos foram fotografados por uma câmera digital de 13 megapixels.

As fotografias da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores das unidades gotejadoras operando com a diluição D1 (Figura 13), D2 (Figura 14), D3 (Figura 15), D4 (Figura 16) e D5 (Figura 17) são ilustradas a seguir.



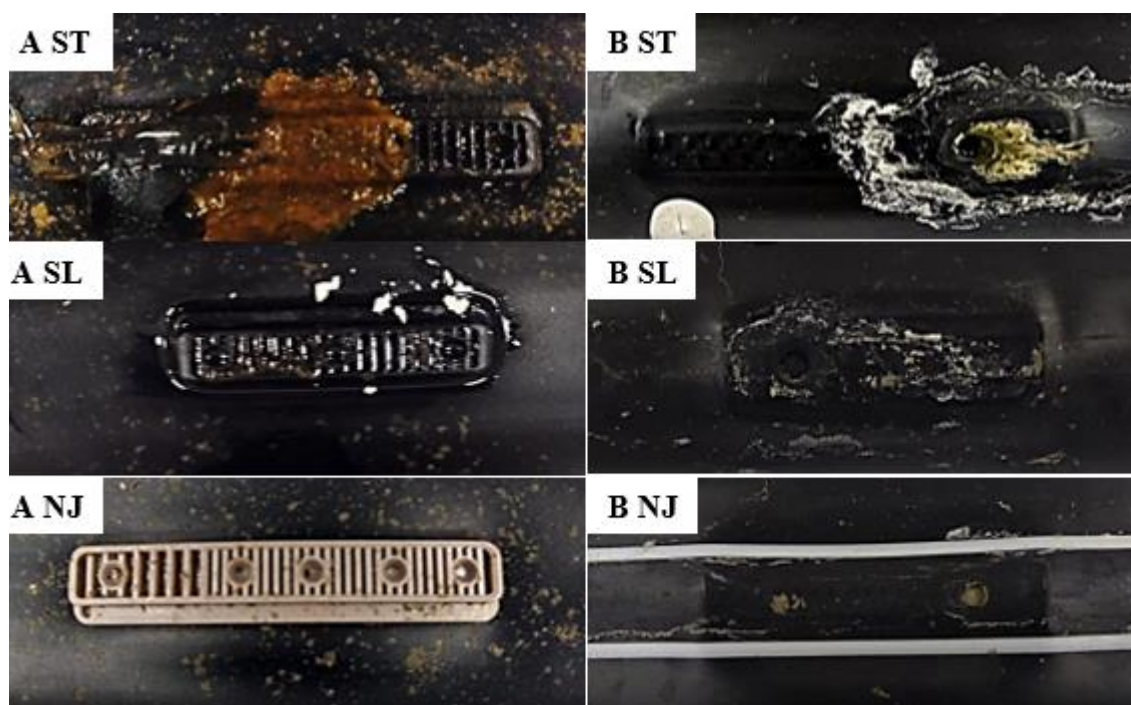
Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 13. Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D1.



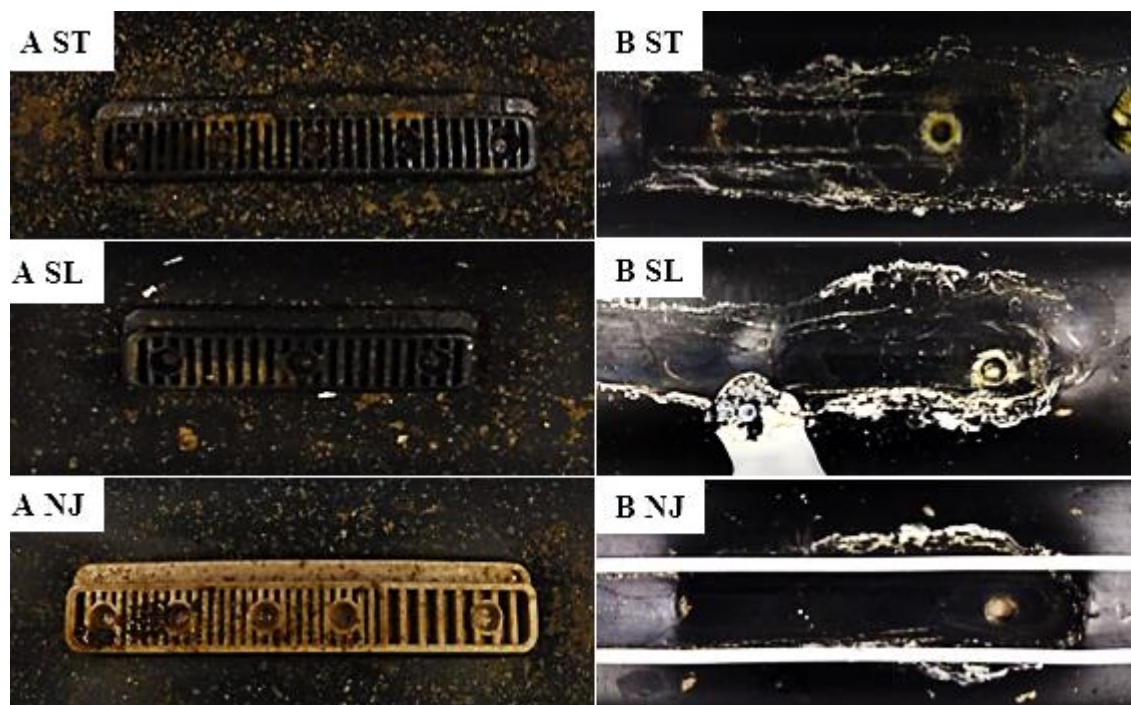
Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 14. Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D2.



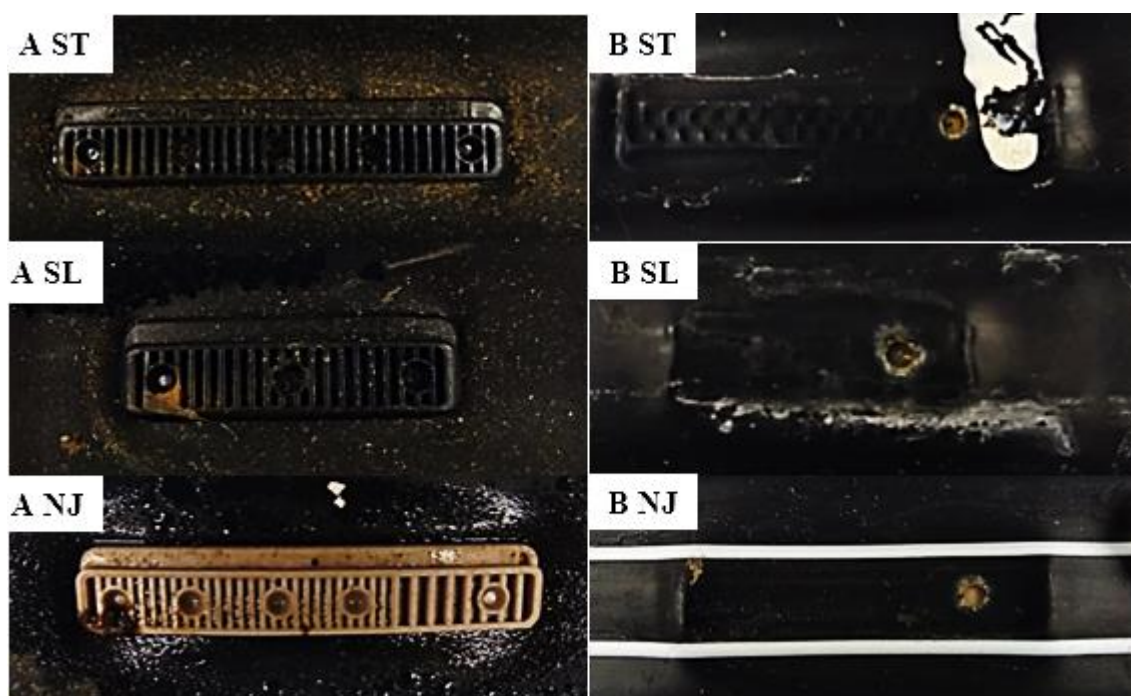
Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 15. Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D3.



Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 16. Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D4.



Fonte: Autoria Própria (2022).

Figura 17. Foto da parte interna (A) e externa (B) dos gotejadores ST, SL e NJ operando com a diluição D5.

Ao analisar as Figuras de 13 a 16, é possível observar que o formato e dimensão do biofilme dos gotejadores são variados. Na Figura 13, que representa a diluição D1 até Figura 15, que representa a diluição D3, é perceptível que o biofilme formado é mais espesso e robusto do que nas Figuras 16 e 17, que representam as diluições D4 e D5, que são as diluições com menor fração de efluente e que alcançaram os melhores resultados de desempenho hidráulico para todos os coeficientes analisados.

É nítido que o biofilme formado nos gotejadores que operaram com as diluições de maior fração do efluente da aquicultura é mais estruturado do que as outras diluições com menor fração do efluente. Uma das causas dessa manifestação é uma maior ocorrência da interação microbiana com os demais atributos de qualidade da água apresentados na Tabela 5; além disso, os microrganismos presentes utilizam essas propriedades como fonte de alimento e proteção para a formação de um biofilme mais maduro e seguro contra agentes estressores (YUAN; OLIVIER, 2019).

É válido destacar que biofilmes bem estruturados favorecem a captação de nutrientes, elementos químicos precipitados, como também partículas sólidas presentes na água de irrigação. Essa interação conjunta entre agentes de entupimento de natureza física, química e biológica pode tornar a obstrução dos gotejadores bem mais complexa (SONG et al., 2017; WANG et al., 2020).

Esse tipo de interação é a mais propícia a ocorrer nas diluições com maior fração do efluente da aquicultura devido à maior concentração dos atributos de qualidade da água estarem presentes e justifica a formação de um biofilme maior nas Figuras 13, 14 e 15, que representam as diluições D1, D2 e D3.

3 CONCLUSÕES

Os atributos de qualidade da água classificados com maior nível de risco de obstrução dos gotejadores operando com as diluições com frações do efluente da aquicultura foram o Mg^{2+} e o SDT. Outros atributos que apresentaram risco de obstrução para essas diluições foram CE e Fe^{+} .

As diluições com menor fração de efluente da aquicultura (D5, D4 e D3) obtiveram os melhores resultados para o desempenho hidráulico dos gotejadores, principalmente para os coeficientes relacionados à uniformidade de aplicação de água.

O gotejador ST obteve os melhores resultados de desempenho hidráulico para os

coeficientes realacionados à redução de vazão e uniformidade de aplicação para a maioria das diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

O registro fotográfico dos gotejadores total ou parcialmente entupidos mostrou a dimensão do biofilme formado e ficou perceptível que as diluições D1, D2 e D3, que são aquelas com maior fração do efluente da aquicultura, originaram um biofilme mais estruturado sob os emissores.

REFERÊNCIAS

ABIOYE, E. A.; ABIDIN, M. S. Z.; MAHMUD, M. S. A.; BUYAMIN, S.; ISHAK, M. H. I.; RAHMAN, M. K. I. A.; OTUOZE, A. O.; ONOTU, P.; RAMLI, M. S. A. A review on monitoring and advanced control strategies for precision irrigation. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 173, p. 1-22, 2020.

AL-MUHAMMAD, J.; TOMAS, S.; AIT-MOUHEB, N.; AMIELH, M.; ANSELMET, F. Experimental and numerical characterization of the vortex zones along a labyrinth milli-channel used in drip irrigation. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, v. 80, p. 1-11, 2019.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

AMERICAN SOCIETY FOR AGRICULTURAL ENGINEERING - ASAE EP405.1 APR1988 (R2008). **Design and installation of microirrigation systems**. ASABE, St. Joseph, MI, 2008. 5p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR ISO 9261**: Equipamentos de irrigação agrícola: emissores e tubos emissores: especificações e métodos de ensaio. São Paulo, 2006. 17 p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1976. 174 p. (Irrigation and Drainage Paper, 29, Rev. 1.

BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017.

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, n. 1, p. 75-88, 2014a.

BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, R. A.; SANTOS, D. B.; CUNHA, F. F.; MEDEIROS, S. S. Modelos empíricos da aplicação de água residuária de suinocultura por gotejadores sob pressões de serviço. **Irriga**, v. 21, n. 4, p. 648-661, 2016.

BATISTA, R. O.; SILVA, K. B.; SILVA JÚNIOR, M. J.; SANTOS, D. B.; CUNHA, R. R. Performance of drip emitters for different pressures and application of cashew nuts wastewater. **DYNA**, v. 85, n. 204, p. 38-43, 2018.

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

BRASIL. **Plano de Desenvolvimento da Aquicultura Brasileira – 2015/2020**. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura, 2015.

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

CARARO, D. C.; BOTREL, T. A.; HILLS, D. J.; LEVERENZ, H. L. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 22, p. 251-257, 2006.

CARVALHO, L. C. C.; COELHO, R. D.; TEXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; SILVA, N. F.; SOARES, F. A. L.; VIDAL, V. M.; MORAIS, W. A. Entupimento de emissores autocompensantes com aplicação de sulfato e óxido de ferro. **Científica**, v. 44, n. 3, p. 385-402, 2016.

CHINCHILLA, S. R. A.; SILVA, E. F. F.; ALMEIDA, C. D. G. C.; SILVA, A. O.; SANTOS, P. R. Statistical process control in the assessment of drip irrigation using wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 1, p. 47-54, 2018.

COSTA, D. O.; VALE, H. S. M.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; SANTOS, D. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 4, p. 1251-1266, 2019.

CUNHA, M. E.; MARQUES, B. C. D.; BATISTA, R. O.; COSTA, A. G.; CUNHA, R. R.; ANDRADE, A. T. S. Obstrução de gotejadores operando com efluente de laticínios diluído. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 11, n. 4, p. 1517-1527, 2017.

FAVETTA, G. M.; BOTREL, T. A. Uniformidade de sistemas de irrigação localizada: validação de equações. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 2, p. 427-430, 2001.

HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A.; GONÇALVES, M. P.; GRIS, D. J.; LINS, M. A.; BERGER, J. S. Uniformidade de distribuição na irrigação por gotejamento com água residuária de processamento de mandioca. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 2, p. 545-559, 2018.

KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation desing**. Glendora: Rain Bird Sprinkler Manufacturing, 1975.

LÓPEZ, J. R.; ABREU, J. M. H.; REGALADO, A. P.; HERNANDEZ, J. F. G. **Riego localizado**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1992.

MANBARI, N.; MAROUFPOOR, E.; AMINPOUR, Y.; KAMANGAR, B. B.; PUIG-BARGUÉS, J. Effect of a combined filtration system and drip irrigation laterals on quality of rainbow trout farm effluente. **Irrigation Science**, v. 38, p. 131–145, 2020.

MAROUFPOOR, E.; AMINPOUR, Y.; KAMANGAR, B. B.; PUIG-BARGUÉS, J. Clogging rate of pressure compensating emitters in irrigation with rainbow trout fish farm effluent. **Irrigation Science**, v. 38, n. 5, p. 1-11, 2020.

MARQUES, B. C. D.; CUNHA, V. T.; CUNHA, V. T.; SILVA, K. B.; BATISTA, R. O. Desempenho de gotejadores operando com água residuária de laticínios em escala laboratorial. **Irriga**, v. 21, n. 1, p. 140-155, 2016.

MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório**. Viçosa. 1ª Ed. UFV, 2012.

MERRIAM, J. L.; KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation: a guide for management**. Logan: Utah State University, 1978.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Drip units operating with dilute landfill leachate. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 1, p. 163-172, 2016a.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Desempenho de gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído. **Irriga**, v. 21, n. 1, p. 156-171, 2016b.

MESQUITA, F. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. L.; SILVA, K. B.; SOUTO, A. G. L.; MARTINS, E. L.; JAPIASSÚ, A.; DINIZ, A. A. Quality of the Diluted Landfill Leachate in Water Supply Used in the Performance of Drippers. **International Journal of Plant & Soil Science**, v. 32, n. 2, p. 85-93, 2020.

NAKAYAMA, F. S.; BOMAN, B. J.; PITTS, D. MAINTENANCE. IN: LAMM, F. R.; AYARS, J. E.; NAKAYAMA, F. S. (org.). **Microirrigation for crop production: design, operation, and management**. Amsterdam: Elsevier, 2006. p. 389-430.

NG, L. Y.; NG, C. Y.; MAHMOUDI, E.; ONG, C. B.; MOHAMMAD, A. W. A review of the management of inflow water, wastewater and water reuse by membrane technology for a sustainable production in shrimp farming. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 27-44, 2018.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 1. ed. Colombo: Embrapa, 2011.

PEIXOTO, F. S.; TÔRRES, L. M. G.; FERREIRA, I. C. S.; SILVA, A. M. S. Uma cidade sobre as águas: uso e qualidade das águas subterrâneas em Mossoró/RN. **Revista de Estudos Geoducacionais**, v. 12, p. 294-307, 2021.

RIBEIRO, M. D.; AZEVEDO, C. A.; SANTOS, D. B.; SZEKUT, F. D.; KLEIN, M. R.; REIS, C. F. Optical microscopy and sem for identifying clogging material in a drip irrigation system. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 997-1007, 2018.

SOLIMAN, A. I. E.; MORAD, M. M.; WASFY, K. I.; MOURSY, M. A. M. Utilization of aquaculture drainage for enhancing onion crop yield under surface and subsurface drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 239, p. 1-9, 2020.

SONG, P.; LI, Y.; ZHOU, B.; ZHOU, C.; ZHANG, Z.; LI, J. Controlling mechanism of chlorination on emitter bio-clogging fordrip irrigation using reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 184, p. 36–45, 2017.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. C. L.; FEITOSA, A. P. Hydraulic performance of drippers applying sanitary landfill leachate diluted in water. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 987-996, 2018.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; COELHO, D. C. L. Distribution uniformity in drip units applying dilutions of treated water produced by oil exploration. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 6, p. 394-401, 2020.

WANG, T.; GUO, Z.; SHEN, Y.; CUI, Z.; GOODWIN, A. Accumulation mechanism of biofilm under different water shear forces along the networked pipelines in a drip irrigation system. **Sci. Rep.**, v. 10, p. 1-13, 2020.

YUAN, Y.; OLIVIER, H. Biofilm research within irrigation water distribution systems: Trends, knowledge gaps, and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 673, p. 254–265, 2019.

ZHANGZHONG, L.; PEILING, Y.; WENGANG, Z.; XIN, Z.; CAIYUAN, W. A kinetic model for the chemical clogging of drip irrigation system using saline water. **Agricultural Water Management**, v. 223, p. 1-9, 2019.

CAPÍTULO 2 – DESEMPENHO DO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO OPERANDO COM EFLUENTE DA AQUICULTURA E DILUIÇÕES EM ÁGUA DE POÇO

RESUMO

A utilização de efluentes da aquicultura (EA) no reúso agrícola via sistema de irrigação por gotejamento tem grande potencial. Entretanto, alguns dos atributos de qualidade da água presentes causam entupimento dos gotejadores. Assim, objetiva-se com esse capítulo avaliar o desempenho de gotejadores não autocompensantes e do filtro de disco operando com diluições de EA em água de poço (AP). Para isso, foram montadas cinco bancadas experimentais, na área externa do Laboratório de Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido campus Leste, Mossoró-RN, Brasil, onde foram testadas cinco diluições de EA em AP (D1: 100% de EA; D2: 75% de EA + 25% de AP; D3: 50% de EA + 50% de AP; D4: 25% de EA + 75% de AP; e D5: 100% de AP), para averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores não autocompensantes: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) e NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) após 160 h de funcionamento. O experimento foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2021. No desempenho dos filtros de disco, avaliou-se a eficiência de remoção de turbidez (tur) e sólidos suspensos totais (SST), assim como a variação da pressão a montante e a jusante, além da vazão a jusante dos filtros durante um dia de funcionamento de cada uma das bancadas. A cada 80 horas de funcionamento do sistema, obteve-se o desempenho hidráulico dos três gotejadores por meio dos indicadores vazão relativa-QR e coeficiente de uniformidade de distribuição-CUD. Nesse mesmo intervalo, foram quantificados os seguintes atributos das diluições de EA em AP: pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , CT, CTT, SST, SDT, Mn^+ , Fe^+ , S^+ , Na^{2+} , ISL, tur e temperatura. As análises estatísticas realizadas foram a matriz de correlação de Pearson, análise fatorial (AF), análise de componentes principais (ACP) e análise de agrupamento (AA). Após as 160 h de funcionamento, foram retirados os gotejadores total ou parcialmente entupidos no final das linhas laterais para análise do biofilme formado, empregando-se a MEV. A remoção de tur e SST pelo filtro foi satisfatória e não comprometeu o desempenho do sistema. A matriz de correlação de Pearson mostrou que houve 88 correlações significativas entre os atributos de qualidade da água e os coeficientes de desempenho hidráulico. A AF, com auxílio da ACP, explicou 88,25% da variância dos dados e pela AA foram destacados três grupos semelhantes entre as diluições de EA em AP. As imagens processadas pela MEV mostraram a dimensão da ocorrência de obstrução nos gotejadores.

Palavras-chave: Reúso agrícola. Emissores. Filtro de disco. Estatística multivariada. MEV.

CHAPTER 2 – PERFORMANCE OF THE DRIP IRRIGATION SYSTEM OPERATING WITH AQUACULTURE EFFLUENT AND DILUTIONS IN GROUNDWATER

ABSTRACT

The use of aquaculture effluents - EA in agricultural reuse via drip irrigation system has great potential. However, some of the water quality attributes present cause clogging of the drippers. Thus, the objective of this chapter is to evaluate the performance of non-self-compensating drippers and the disk filter operating with EA dilutions in groundwater (AP). For this, five experimental benches were set up in the external area of the Laboratory of Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido east Campus, Mossoró-RN, Brazil, where five dilutions of EA in AP were tested (D1: 100% of EA; D2: 75% of EA + 25% of AP; D3: 50% of EA + 50% of AP; D4: 25% of EA + 75% of AP; and D5: 100% of AP), to investigate the susceptibility to clogging of three types of non-self-compensating emitters: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) and NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) after 160 h of operation. The experiment was carried out in November and December 2021. In the performance of the disk filters, the efficiency of removal of turbidity (tur) and total suspended solids (SST) was evaluated, as well as the pressure variation upstream and downstream, in addition to the flow downstream of the filters during a day of operation of each of the benches. Every 80 hours of system operation, the hydraulic performance of the three drippers was obtained through the relative flow-QR and distribution uniformity coefficient-CUD indicators. In the same interval, the following attributes of EA dilutions in AP were quantified: pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , CT, CTT, SST, ST, Mn^+ , Fe^+ , S^+ , Na^{2+} , ISL, tur and temperature. The statistical analyzes performed were the Pearson's correlation matrix, factor analysis (FA), main components analysis – (PCA) and cluster analysis (CA). After 160 h of operation, the drippers that were totally or partially clogged at the end of the lateral lines were removed for analysis of the biofilm formed employing SEM. Removal of tur and SST by the filter was satisfactory and did not compromise system performance. Pearson's correlation matrix showed that there were 88 significant correlations between water quality attributes and hydraulic performance coefficients. The FA with the aid of the PCA explained 88.25% of the variance of the data and by the CA three similar groups were highlighted between the dilutions of EA in AP. The images processed by SEM showed the dimension of the occurrence of obstruction in the drippers.

Keywords: Agricultural reuse. Emitters. Disk filter. Multivariate statistics. SEM.

1 INTRODUÇÃO

A aquicultura é uma atividade econômica de destaque no cenário nacional. Apesar de todas as vantagens socioeconômicas da aquicultura, essa atividade produz impactos ambientais complexos e os efluentes gerados na produção aquícola está no cerne do problema (DORIA et al., 2018). Uma das alternativas para contornar esse problema é o reúso agrícola, que tem o sistema de irrigação por gotejamento como principal ferramenta para sua aplicação (SOLIMAN et al., 2020).

A principal limitação do uso de sistemas de irrigação por gotejamento é o entupimento de emissores, que resulta na redução de uniformidade do sistema e reduzem a produtividade agrícola (BATISTA et al., 2014). O entupimento pode ser causado por agentes de natureza física, química e biológica atuando de maneira individual ou conjunta; os atributos da água residuária utilizada tornam a interação entre esses agentes mais complexa (SONG et al., 2018).

Não existe um método infalível ou excepcional para correlacionar quantitativamente a qualidade da água de irrigação e o entupimento de emissores; no entanto, como regra geral, quanto maior for a qualidade da água de irrigação menores serão a taxa esperada e a extensão de entupimento do gotejador, o que torna a irrigação com água residuária mais propícia à ocorrência de obstrução (GREEN et al., 2018).

Algumas técnicas são utilizadas para reduzir a obstrução dos emissores. Uma delas é a utilização de filtros que auxiliam na redução de partículas da água de irrigação que podem chegar aos emissores (GARCÍA NIETO et al., 2020). A diluição de efluentes é outra alternativa para reduzir a obstrução de gotejadores operando com águas residuárias (HERMES et al., 2018; VALE et al., 2018).

Outra técnica vinculada aos estudos sobre o entupimento de gotejadores é o desempenho hidráulico do sistema de irrigação. Como as dimensões geométricas dos emissores são muito reduzidas, eles se tornam muito susceptíveis ao entupimento durante a irrigação. Dessa forma, a avaliação de desempenho hidráulico propicia considerações valiosas sobre a ocorrência da obstrução de gotejadores (YU et al., 2018).

Outros tipos de técnicas mais refinadas e elaboradas podem ser usados como alternativa para o entendimento dos mecanismos de entupimento dos emissores. Uma delas é a análise estatística multivariada. Ela pode utilizar dados coletados no tempo e espaço, além de proporcionar informações menos complexas sobre a correlação entre os atributos de qualidade da água analisados (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021).

Mais uma alternativa sofisticada que pode auxiliar na compreensão da formação do entupimento de emissores é a microscopia eletrônica de varredura (MEV). Essa técnica permite a caracterização do material microscópico causador da obstrução, tais como partículas orgânicas e inorgânicas e microrganismos ocasionadores de biofilme, se tornando uma excelente e promissora alternativa para o domínio da ação do entupimento de gotejadores (RIBEIRO et al., 2018).

Muitas pesquisas foram encontradas na literatura com o intuito de avaliar o desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento operando com águas residuárias diversas, tais como esgoto doméstico (COSTA et al., 2019), percolado de aterro sanitário (VALE et al., 2018), processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018), água produzida do petróleo (VALE et al., 2020) e também do próprio efluente da aquicultura (SOLIMAN et al., 2020).

Entretanto, poucos trabalhos se valeram da análise multivariada e da MEV para auxiliar no entendimento do processo de obstrução dos emissores. Neste âmbito, objetiva-se com esse capítulo avaliar o desempenho de gotejadores não autocompensantes e do filtro de disco operando com diluições de EA em água de poço (AP).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área experimental

Esta pesquisa foi realizada nos meses de novembro e dezembro de 2021 na área experimental externa do Laboratório de Construções Rurais e Ambiente do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais do Centro de Engenharias, no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-árido (UFERSA), em Mossoró-RN, Brasil (Figura 1), localizada sob as coordenadas geográficas 5°12'13,14" de latitude Sul e 37°19'26,93" de longitude Oeste.

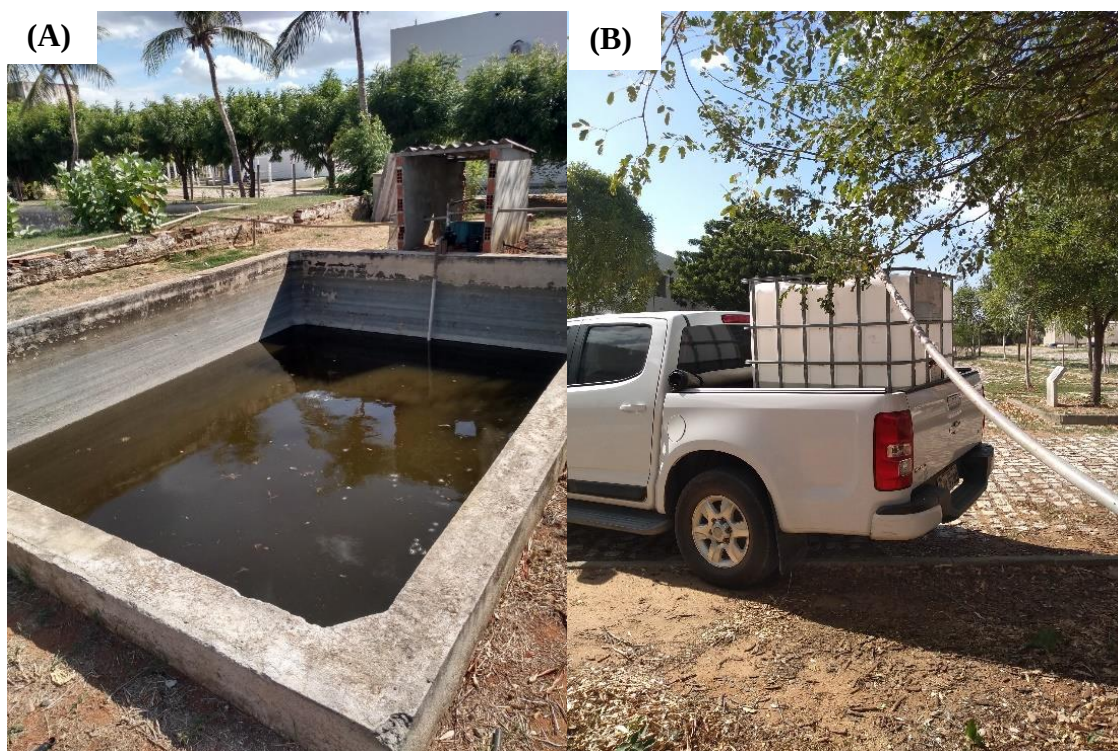
O clima da região é do tipo BSh, considerado seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, de acordo com a classificação de Köppen; a precipitação pluviométrica é irregular, com média anual de 794 mm (ALVARES et al., 2013).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 1. Imagem aérea da área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiente da UFERSA.

O efluente da aquicultura é oriundo do Setor de Aquicultura do campus Leste da UFERSA Mossoró (Figura 2A), onde são realizados diversos experimentos com espécies em água salina, salobra e doce. O transporte do efluente do Setor de Aquicultura até a área experimental foi realizado por meio de uma caixa d'água de 1000 L (Figura 2B). A água de diluição foi proveniente de um poço instalado, também no campus Leste da UFERSA Mossoró, que é gerenciado pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 2. Tanque de efluente da aquicultura do Setor de Aquicultura da UFERSA (A) e transporte do efluente da aquicultura via caixa d'água de 1000 L.

2.2 Delineamento experimental e bancadas de ensaio

O experimento foi realizado no Delineamento Inteiramente Casualizado em esquema de parcelas subsubdivididas com três repetições, conforme proposto por Batista et al. (2018). Nas parcelas, foram dispostas as cinco diluições de efluente da aquicultura (EA) em água de poço (AP) (Tabela 1) para, nas subparcelas, averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores (Netafim Super Typhoon, Netafim Streamline e NaanDanJain TalDrip), com base nas variações dos valores dos agentes físicos, químicos e microbiológicos ocasionadores de obstrução, avaliados pelo desempenho hidráulico até completar um total de 160 h de acordo com a proposta de Vale et al. (2020). Ao todo, foram realizadas nove avaliações de desempenho hidráulico nos tempos de operação (subsubparcelas) 0, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160 h.

Tabela 1. Parcelas e diluições do efluente da aquicultura em água de poço.

Parcela	Percentual de diluição
D1	100% de efluente da aquicultura (EA)
D2	75% de efluente da aquicultura (EA) mais 25% de água de poço (AP)
D3	50% de efluente da aquicultura (EA) mais 50% de água de poço (AP)
D4	25% de efluente da aquicultura mais 75% (EA) de água de poço (AP)
D5	100% de água de poço

Fonte: Autoria Própria (2022).

Para a condução do experimento, foram montadas cinco bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores (Figura 3). Cada bancada operou com uma diluição de efluente da aquicultura em água de poço e três tipos de emissores. As diluições de efluente da aquicultura foram distribuídas de forma inteiramente casualizada nas bancadas.

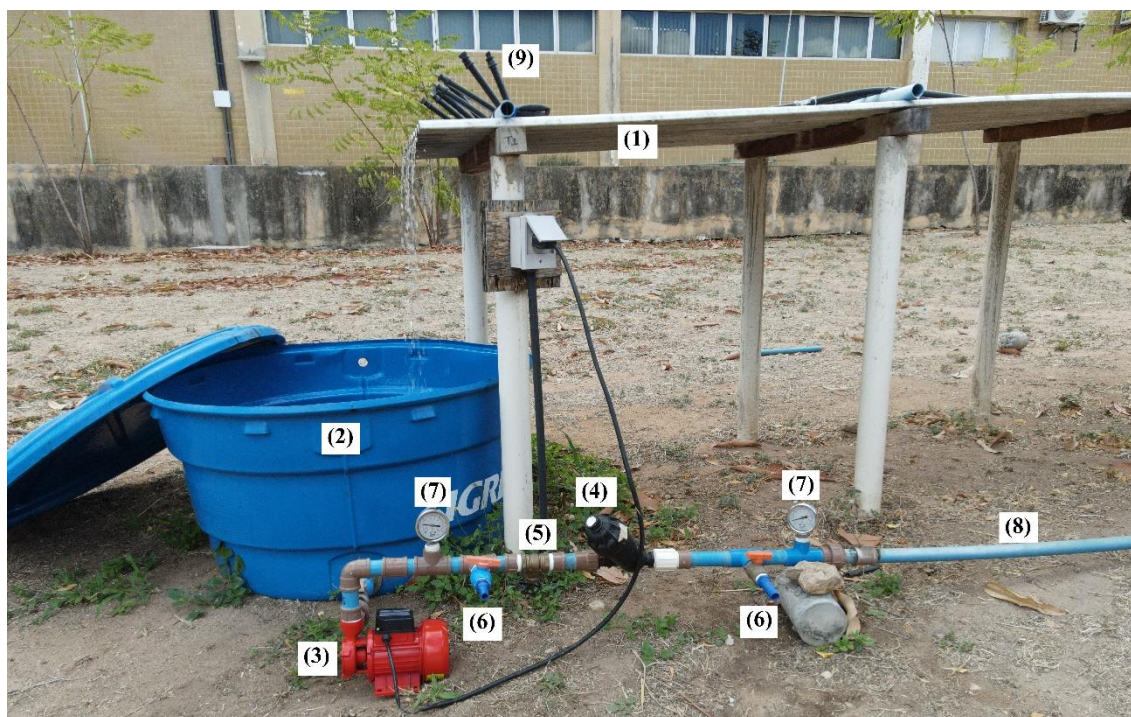


Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 3. Bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores.

Cada uma das bancadas experimentais possui uma área de 8m² (1m de largura por 8 m de comprimento) e foi constituída sobre uma base de madeira para a sustentação de telhas de fibrocimento onduladas instaladas com declividade de 2,5% para possibilitar a recirculação do efluente. A jusante de cada bancada, foi posicionado um reservatório de 0,31 m³ acoplado a um sistema de irrigação por gotejamento com um

cabeçal de controle. A Figura 4 apresenta a montagem de uma bancada e seus respectivos equipamentos.



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Legenda: (1) telha de fibrocimento; (2) reservatório de 0,31 m³; (3) motobomba de 0,5 cv; (4) um filtro de disco com aberturas de 130 µm; (5) um registro de gaveta; (6) dois pontos para coleta de amostras do efluente; (7) dois manômetros analógicos de glicerina (0 a 400 kPa) para a leitura da pressão de serviço; (8) uma linha principal de 32 mm, uma linha de derivação de 50 mm e; (9) nove linhas laterais com 8 m de comprimento, com seus respectivos conectores e borrachas de vedação.

Figura 4. Componentes de uma bancada experimental.

O sistema de irrigação por gotejamento de cada bancada foi dividido em três unidades gotejadoras, seguindo as recomendações de Marques et al. (2016) e Mesquita et al. (2016a). Cada unidade gotejadora constou de três linhas laterais de 8 m de comprimento, onde, em cada linha lateral, foram destacados 16 emissores para a avaliação do desempenho hidráulico. A disposição das linhas laterais e a escolha dos gotejadores avaliados foram realizados de forma inteiramente casualizada. Os gotejadores escolhidos para serem avaliados foram marcados com um ponto de tinta e barbantes (Figura 5).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 5. Marcação dos gotejadores escolhidos para avaliação de desempenho hidráulico.

Na Tabela 2, são apresentadas as especificações técnicas dos três gotejadores não autocompensantes que foram utilizados nos ensaios experimentais (Figura 6) e estão entre os mais comercializados no semiárido brasileiro.

Tabela 2. Critérios técnicos dos gotejadores não autocompensantes ensaiados com diluições de efluente da aquicultura.

Emissor	ST	SL	NJ
Fabricante	Netafim Super Typhoon	Netafim Streamline	NaanDanJain TalDrip
Q* (L h ⁻¹)	1,60	1,60	1,70
k*	0,53	0,57	0,56
x*	0,48	0,45	0,46
A* (mm ²)	34,0	17,0	6,0**
L (mm)	23	13	44**
CVf* (%)	± 7	± 7	± 5
P* (kPa)	60 – 300	90 – 100	70 - 300
EE* (m)	0,30	0,30	0,20
Foto***			

Q-Vazão nominal; k-coeficiente de vazão; x-expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento; A-Área de filtragem; L-Comprimento do labirinto; CVf-Coefficiente de variação de fabricação; P-Faixa de pressão recomendada; e EE-Espaçamento entre emissores. *Informações técnicas obtidas dos catálogos dos fabricantes dos emissores. **Medido com paquímetro digital, tendo precisão de 0,01 mm. *** Acervo do autor (2022).

Fonte: Adaptado de Marques et al. (2016).

2.3 Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

O tempo médio de operação diário das unidades gotejadores foi de 8 h. Durante o experimento, foram realizadas nove avaliações de desempenho hidráulico dos emissores a cada 20 h de operação, a primeira no início do experimento (0h) e a última ao completar 160 h. Nessas avaliações, foram determinados o volume aplicado por cada um dos 16 gotejadores, por linha lateral, de cada unidade gotejadora por três minutos em recipientes coletores de 200mL e medidos por provetas de 100mL, com precisão de 1mL, seguindo as recomendações da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006) (Figura 6).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 6. Avaliação de desempenho hidráulico dos gotejadores.

Com a obtenção desses dados, a vazão foi calculada utilizando-se a Equação 1.

$$Q = \frac{\text{Vol}}{1000t_{\text{em}}} \cdot 60 \quad (1)$$

Em que:

Q - Vazão do emissor, L h⁻¹;

Vol - Volume do efluente coletado, mL; e

t_{em} - Tempo de coleta do efluente, minutos.

Na determinação do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras, foram utilizados como indicadores a vazão relativa (QR) e o coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), representados na Tabela 3 pelas equações 2 e 3.

Tabela 3. Coeficientes usados na avaliação de desempenho hidráulico.

Coeficiente	Equação	Variáveis	Refrência	Nº da equação
Vazão relativa (QR)	$QR = \frac{q_a}{q_i}$	QR - Vazão relativa, L h ⁻¹ ; q _a - Vazão atual, L h ⁻¹ ; e q _i - Vazão inicial, L h ⁻¹ .	Capra & Scicolone (1998)	(2)
Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)	$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{\bar{q}}$	CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição, %; q _{25%} - Valor médio dos 25% menores valores de vazões dos emissores, L h ⁻¹ ; e q - Vazão média dos emissores, L h ⁻¹ .	Keller & Karmeli (1975)	(3)

Fonte: Autoria própria (2022).

A pressão de serviço para a operação das unidades gotejadoras foi de 80 ± 10 kPa recomendada por Batista et al. (2018), valor que potencializa a formação de biofilme nos emissores nas linhas laterais de sistemas de irrigação que operam com águas residuárias. O ajuste periódico da pressão de serviço nas unidades gotejadoras foi feito com o auxílio de manômetros graduados de 0 a 400 kPa dispostos como na Figura 4, tendo classe de exatidão de ± 1% de fundo de escala.

2.4 Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço

No período experimental, também foi investigado o risco de obstrução dos gotejadores pela caracterização do efluente da aquicultura e suas diluições em função da presença de agentes físicos, químicos e microbiológicos. Para isto, foram coletadas amostras das cinco diluições nos reservatórios de cada uma das bancadas no início (0 h), no meio (80 h) e no fim do experimento (160 h).

Outra parte dessas amostras foi encaminhada para o Laboratório de Solo, Água e Planta do Semiárido (LASAPSA) da UFERSA e, seguindo as recomendações da

EMBRAPA (PARRON et al., 2011), Matos (2012) e do *standard methods for the examination of water and wastewater* (BAIRD et al., 2017), foram determinados os seguintes atributos: potencial hidrogeniônico (pH) via pHmetro de bancada; condutividade elétrica (CE) por meio do condutivímetro de bancada; cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+) utilizando o fotômetro de chama, carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) usando o método titulométrico; sólidos suspensos totais (SST) pelo método gravimétrico e sólidos dissolvidos totais (SDT) pela diferença entre sólidos totais (ST) e SST.

Com os valores de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} e HCO_3^- , foi determinada a tendência para formação de carbonato de cálcio (CaCO_3) com a utilização do Índice de Saturação de Langelier (ISL), proposta por Ayers; Westcot (1976) e apresentada na equação 4.

$$\text{ISL} = \text{pHm} - \text{pHc} \quad (4)$$

Em que:

ISL - Índice de Saturação de Langelier;

pHm - pH medido; e

pHc - $(\text{pKd} - \text{pKs}) + \text{pCa} + \text{p(Alk)}$.

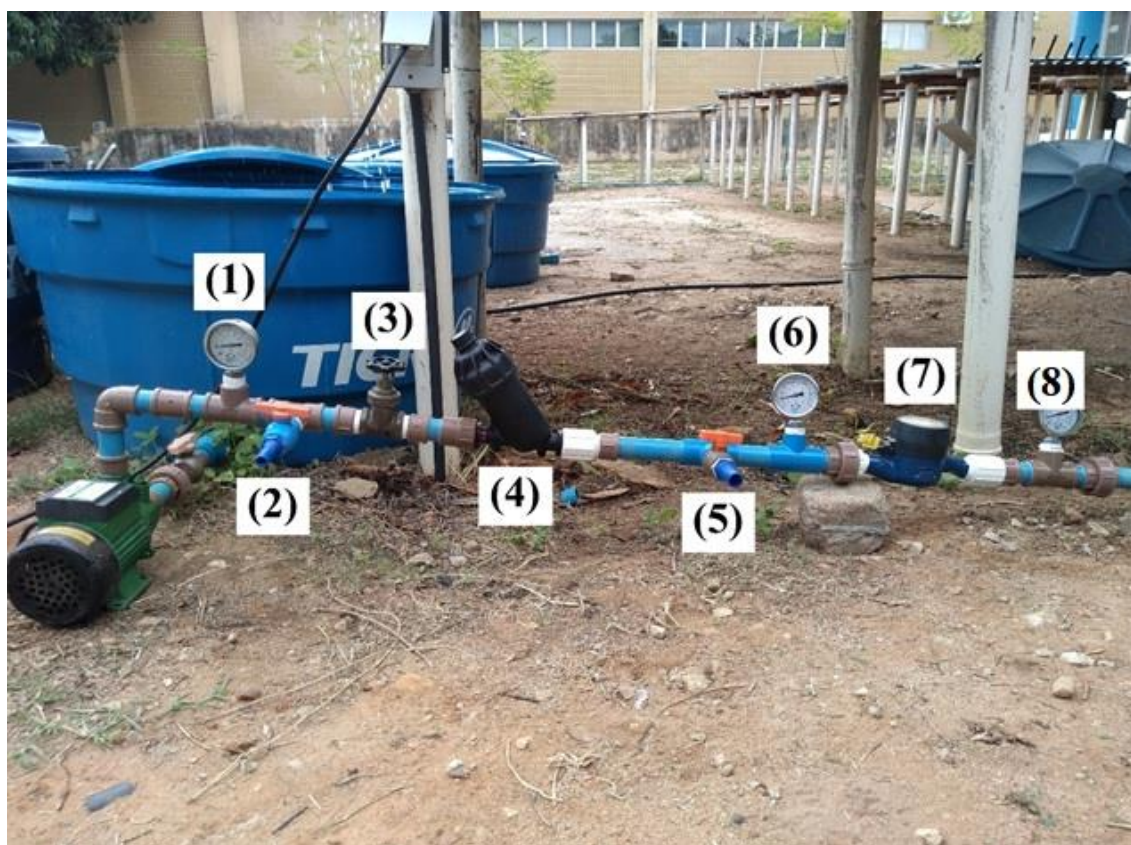
Uma parte das amostras foi enviada para o Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Minas Gerais, analisadas pelo método de adsorção atômica de plasma para quantificar Manganês total (Mn^+), ferro (Fe^+), enxofre (S^+). Os níveis populacionais de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes foram quantificados no Laboratório CACIM, utilizando-se a técnica de colilerte, sendo os resultados expressos em unidades formadoras de colônia por 100 mL ($\text{UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$) seguindo as recomendações do *standard methods for the examination of water and wastewater* (BAIRD et al., 2017).

A temperatura das diluições do efluente da aquicultura foi determinada “in loco” com o auxílio de um termômetro de precisão de $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$.

2.5 Análise do desempenho dos sistemas de filtração das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Ainda no período experimental, foi realizada a avaliação do desempenho dos filtros de disco com abertura de 130 μm (Figura 8A) de cada um dos sistemas de irrigação por gotejamento operando com as diluições de efluente da aquicultura em água de poço. Para isto, o cabeçal de controle do sistema de irrigação foi adaptado (Figura 7) para realizar medições da pressão e da vazão a cada uma hora de operação.

Ao todo, foram realizadas nove medições no decorrer do dia para a bancada escolhida de maneira aleatória. A primeira, logo após o início de funcionamento do sistema, por volta das 6h00, e a última, após completar as oito horas de funcionamento diário, em torno das 14h00.



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Legenda: (1) manômetro analógico de glicerina (0 a 400 kPa) para a leitura da pressão de serviço a montante do filtro; (2) registro para coleta de amostras a montante do filtro; (3) registro de gaveta utilizado para controlar a pressão de serviço do sistema; (4) um filtro de disco com aberturas de 130 μm ; (5) registro para coleta de amostras a jusante do filtro; (6) manômetro analógico de glicerina (0 a 400 kPa) para a leitura da pressão de serviço a jusante do filtro; (7) hidrômetro para a leitura da vazão; (8) manômetro analógico de glicerina (0 a 400 kPa) para o monitoramento da pressão de serviço dos gotejadores

Figura 7. Cabeçal de controle adaptado para avaliação do filtro de disco.

A leitura da pressão de serviço foi realizada por meio de dois manômetros analógicos de glicerina (0 a 400 kPa) montados a montante e a jusante do filtro com a finalidade de analisar a redução da pressão ao longo do período de ensaios, em função da obstrução das aberturas do elemento filtrante. No cabeçal de controle havia ainda um

terceiro manômetro (Figura 8B), que foi utilizado para monitorar a pressão de serviço do sistema de irrigação, que deveria se manter em 80 ± 10 kPa. Para a medição de vazão, foi utilizado um hidrômetro (Figura 8C) acoplado após o segundo manômetro do cabeçal de controle da bancada avaliada.

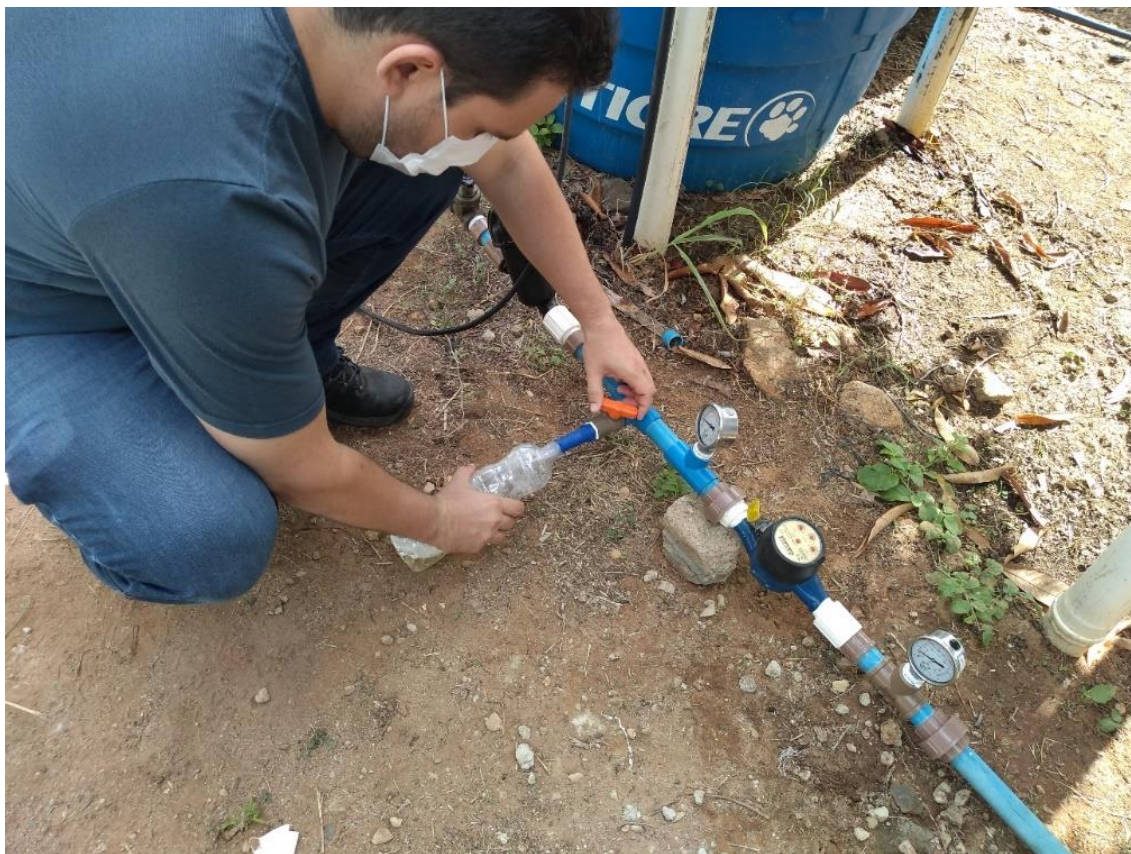


Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 8. (A) filtro de disco com aberturas de 130 μm ; (B) manômetro analógico de glicerina (0 a 400 kPa); (C) hidrômetro.

Para medir a eficiência de remoção de tur e SST pelos filtros de disco, foram instalados dois pontos de coleta de amostras das diluições de EA em AP, o primeiro a montante e o segundo a jusante do filtro de disco. As coletas das amostras (Figura 9) foram realizadas a cada duas horas de funcionamento do sistema, sendo a primeira logo

após o início da operação, por volta das 6h00, e a última em torno das 14h00. Ao todo, foram feitas cinco coletas em cada avaliação do desempenho do filtro de disco.



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 9. Coleta de amostra do efluente da aquicultura no ponto a jusante do filtro.

As amostras coletadas foram levadas ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LQA) lotado no Laboratório de Solo, Água e Planta do Semiárido (LASAPSA) da UFERSA, para, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (BAIRD et al., 2017), determinar as concentrações de SST, em mg L^{-1} , e tur, em UNT, os quais serão utilizados para determinação da eficiência de remoção de SST e tur, conforme descrito na Equação 5.

$$ER = \left(1 - \frac{CJ}{CM} \right) 100 \quad (5)$$

Em que:

ER - Eficiência de remoção de características físicas das diluições de efluente da aquicultura, %;

CJ - Concentração das características físicas das diluições de efluente da aquicultura das amostras coletadas a jusante do elemento filtrante, mg L^{-1} ou UNT^1 ; e

CM - Concentração das características físicas das diluições de efluente da aquicultura das amostras coletadas a montante do elemento filtrante, mg L^{-1} ou UNT^1 .

2.6 Análise do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Ao término das 160 h de operação das unidades gotejadoras, foram escolhidos 15 gotejadores, sendo três de cada bancada, um de cada fabricante. Além disso, os gotejadores escolhidos estavam localizados no final das linhas laterais e total ou parcialmente obstruídos, de acordo com os resultados das três últimas avaliações hidráulicas.

Após a escolha dos gotejadores, eles foram retirados da linha lateral com auxílio de uma tesoura e levados para o Laboratório de Qualidade Ambiental da UFERSA, para que fosse efetuado o registro fotográfico destes gotejadores com biofilme, por meio da câmera digital de 13 megapixels.

Em seguida, as amostras dos gotejadores com biofilme foram acondicionadas em frascos esterilizados de 60 mL e encaminhados ao Laboratório de Microscopia Eletrônica da UFERSA, para avaliação da morfologia e da composição química do biofilme por meio da Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV).

As amostras dos gotejadores com biofilme foram inseridas em porta amostra de alumínio com 13 mm de diâmetro. Em seguida, foi realizado o tratamento de metalização com ouro, a fim de garantir a condutividade elétrica necessária às amostras, durante a análise por microscopia eletrônica, onde a espessura do revestimento de ouro é de aproximadamente de 75 nm. Após o banho de ouro, foi realizada a microanálise de raios-X, por meio do registro de micrografias dos gotejadores aumentadas entre 35 e 40 vezes, dependendo do seu formato, além de outras com resoluções aumentadas em 200 e 1500 vezes.

2.7 Análise multivariada

Para realização da análise multivariada, foram utilizados como variáveis todos os atributos de qualidade do efluente de aquicultura e suas diluições em água de poço analisados no experimento, além dos coeficientes de desempenho hidráulico vazão

relativa (QR) e coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) dos gotejadores ST, SL e NJ. As variáveis foram dispostas em função das cinco diluições do efluente da aquicultura em água de poço D1, D2, D3, D4 e D5 nos tempos de operação 0, 80, 160 h.

O intuito da utilização desses dados é observar a influência dos atributos do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço no desempenho hidráulico dos três gotejadores escolhidos, além de observar a correlação dos atributos de qualidade dessa água entre si e sobre os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores.

Para facilitar a leitura e interpretação dos gráficos gerados na análise estatística, a nomenclatura das diluições D1, D2, D3, D4 e D5 passaram a ser escritas como A, B, C, D, E, respectivamente. Os tempos de operação 0, 80 e 160 h estão descritos na devida ordem 1, 2 e 3, assim como os gotejadores ST, SL e NJ, que também passaram a ser, respectivamente, 1, 2 e 3. Os coeficientes QR e CUD passaram a ser R e U, na sua devida ordem. Os atributos de qualidade da água analisados permanecem com suas respectivas abreviaturas.

As análises multivariadas realizadas foram: Matriz de correlação de Pearson, Análise de componentes principais (ACP), análise de agrupamento (AA) e análise fatorial (AF). Para isso, foi utilizado o *Software* Statistica 14.0 (StatiSoft, 2020).

2.7.1 Matriz de correlação

A matriz de correlação ($p \leq 0,05$) foi utilizada com o intuito observar e atestar que os atributos do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico R e U dos gotejadores 1, 2 e 3 possuísem correlações mínimas satisfatórias para fundamentar a análise fatorial. Os valores de r encontrados ficam entre 1 e -1, onde quanto mais próximo destes, maior a correlação entre as variáveis analisadas, desse modo, quanto mais próximo de zero menor a correlação.

As correlações podem ser qualificadas de acordo com Callegari-Jacques (2003), da seguinte forma:

Se $0,00 < \rho^{\wedge} < 0,30$, existe fraca correlação linear;

Se $0,30 \leq \rho^{\wedge} < 0,60$, existe moderada correlação linear;

Se $0,60 \leq \rho^{\wedge} < 0,90$, existe forte correlação linear e;

Se $0,90 \leq \rho^{\wedge} < 1,00$, existe correlação linear muito forte.

Quando há correlações positivas entre variáveis, significa que se uma variável aumenta ou diminui sua variável correlacionada também aumenta ou diminui no mesmo sentido, ao passo que correlações negativas demonstram relação oposta entre as variáveis, ou seja, quando uma variável aumenta a outra variável correlacionada negativamente diminui, e vice-versa.

2.7.2 Análise de componentes principais (ACP)

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada com a finalidade de identificar os componentes (variáveis) mais importantes na interação entre os atributos de qualidade da água residuária e o desempenho hidráulico dos gotejadores analisados, assim como identificar a ação das diluições do efluente da aquicultura em água de poço e o tempo de operação do sistema.

A partir desta análise, foram confeccionados quatro diagramas de projeção de vetores de componentes principais (fator 1 x fator 2 e fator 3 x fator 4) para os atributos de qualidade da água relacionados aos coeficientes de desempenho hidráulico (R e U) para os gotejadores 1, 2 e 3, que mais se distinguiram em relação às cinco diluições no período experimental.

Ainda na ACP, foi utilizado o critério de Kaiser para explicar a variabilidade dos dados. Por este critério, os componentes principais com valores próprios superiores a “1” ou que tenham variância superior a 70% devem ser retidos (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021).

2.7.3 Análise de agrupamento (AA)

A análise de agrupamento foi realizada com o objetivo de observar a semelhança entre as cinco diluições de efluente da aquicultura em água de poço durante todo o período experimental. Para isso, foi utilizado, nesta análise, o método de Ward com uma medida de distância euclidiana. Além disso, o destaque dos agrupamentos semelhantes foi feito abaixo dos 30% de dissimilaridade.

Com isso, foi elaborado um dendrograma vertical da matriz de distância com as diluições do efluente da aquicultura em água de poço nos tempos de operação 0, 80 e 160 horas.

2.7.4 Análise fatorial (AF)

A análise fatorial foi aplicada com o intuito de simplificar o conjunto de dados para facilitar sua interpretação, formando fatores que explicam a correlação de determinado grupo de variáveis. Em resumo, o objetivo da análise fatorial é explicar as covariâncias entre os dados experimentais, reduzindo a contribuição de variáveis menos significativas para simplificar a estrutura dos dados (WAN et al., 2013).

Para isso, foram extraídos os fatores com autovalores maiores que “1” via componentes principais, e os eixos fatoriais foram rotacionados pelo método varimax. Além disso, para as cargas fatoriais significativas foi estabelecido o valor de 0,7 (HAIR JÚNIOR et al., 2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Desempenho dos sistemas de filtração das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

A eficiência de remoção de turbidez (tur) e sólidos suspensos totais (SST) das diluições do efluente da aquicultura em água de poço é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Eficiência de remoção da turbidez e SST pelo filtro do sistema de irrigação por gotejamento operando com efluente da aquicultura e diluído em água de poço.

Diluição	Horário da medição	Turbidez (UNT)			SST (mg L ⁻¹)		
		Montante	Jusante	Eficiência (%)	Montante	Jusante	Eficiência (%)
D1	6:00	6,5	4,6	29,23	26	4	84,62
	8:00	4,4	3,5	20,45	8	2	75,00
	10:00	4,7	3,3	29,79	6	2	66,67
	12:00	3,8	3,2	15,79	58	44	21,43
	14:00	3,7	3,2	13,51	8	6	25,00
D2	6:30	3,2	2,5	21,88	10	2	80,00
	8:30	3,9	2,2	43,59	10	2	60,00
	10:30	2,2	1,39	36,82	6	4	33,33
	13:00	1,91	1,86	2,62	4	2	50,00
	14:30	1,97	1,7	13,71	6	2	66,67
D3	6:30	4,1	1,88	54,15	12	4	66,67
	8:30	4,1	1,41	65,61	28	2	92,86
	10:30	1,98	1,33	32,83	6	2	66,67
	13:00	1,52	1,49	1,97	8	4	50,00
	14:30	1,92	1,44	25,00	4	2	50,00
D4	6:15	1,67	1,15	31,14	8	0	100,00
	8:15	2,2	1,06	51,82	4	0	100,00

	10:15	1,78	0,8	55,06	12	0	100,00
	13:15	0,86	0,85	1,16	4	0	100,00
	14:15	0,87	0,87	0,00	8	4	50,00
	6:15	0,91	0,78	14,29	0	0	-
	8:15	1,00	0,74	26,00	1	0	100,00
D5	10:15	0,88	0,53	39,77	0	0	-
	13:15	0,53	0,51	3,77	0	0	-
	14:15	0,57	0,55	3,51	0	0	-

Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2022).

Para a diluição D1, a eficiência de remoção inicial foi 29,23% e nas outras quatro medições diárias foi de 20,45, 29,79, 15,79 e 13,51%, respectivamente. Para a diluição D2, a eficiência de remoção de turbidez no início da operação foi de 21,88%, e nas seguintes medições realizadas a cada duas horas a eficiência encontrada foi de 43,59, 36,82, 2,62 e 13,71%, respectivamente.

Para a diluição D3, a primeira medição da turbidez a montante e a jusante do sistema de filtragem foi realizada às 6h30 e teve eficiência de remoção de 54,15%; para as próximas quatro medições, as eficiências foram de 65,61, 32,83, 1,97 e 25,00%, respectivamente. A eficiência de remoção de turbidez pelo sistema de filtragem da unidade gotejadora operando com a diluição D4 para as cinco medições foi na devida ordem de 31,14, 51,82, 55,06, 1,16 e 0,0%.

Para o filtro de disco da unidade gotejadora trabalhando com a diluição D5, a eficiência de remoção de turbidez foi, respectivamente, 14,29, 26,00, 39,77, 3,77 e 3,51%, para as medições realizadas a cada duas horas de operação.

Com relação aos sólidos suspensos totais - SST, na diluição D1 o sistema de filtragem teve eficiência de remoção de SST de 84,62% na primeira medição realizada às 6h00, ao passo que para as quatro próximas medições, realizadas a cada duas horas, a eficiência foi de 75,00, 66,67, 21,43 e 25%, respectivamente.

O sistema de filtragem da unidade gotejadora D2 obteve resultados de eficiência de remoção de SST na ordem de 80,00, 60,00 33,33, 50,00 e 66,67% para cada uma das cinco medições realizadas a cada duas horas no dia de trabalho. Por sua vez, o filtro de disco da unidade gotejadora D3 obteve os seguintes resultados de eficiência de remoção de SST nas cinco respectivas medições: 66,97, 92,86, 66,97, 50,00 e 50,00%.

Para o filtro de disco da unidade gotejadora operando com a diluição D4, a remoção de SST foi de 100% para as quatro primeiras medições diárias, reduzindo para 50% somente na última medição realizada após as oito horas diárias de funcionamento do sistema. Por fim, o filtro de disco da unidade gotejadora D5 só detectou remoção de SST após duas horas de funcionamento. A eficiência desta medição, realizada às 8h15, foi de 100%; nas demais medições, não foram detectados valores para SST a montante e a jusante do filtro de disco.

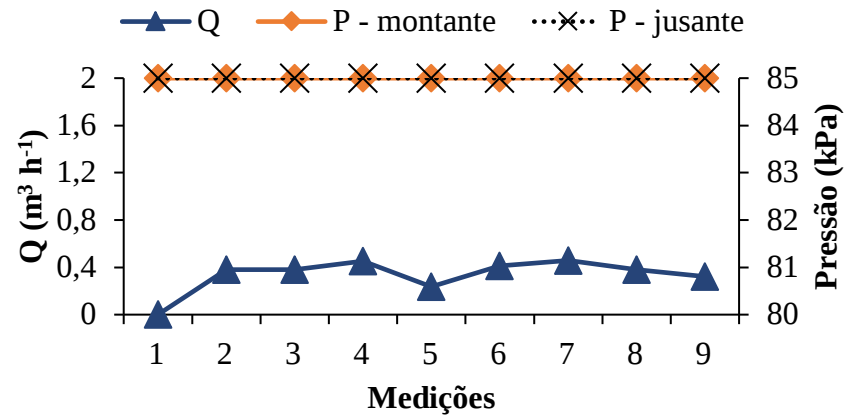
Sobre a remoção de turbidez e SST pelos filtros de disco, é importante destacar que a eficiência para todas as diluições variou bastante no decorrer do dia. As maiores eficiências de remoção foram observadas nas seis primeiras horas de operação, ao passo que as horas seguintes apresentaram baixos valores de turbidez a montante e a jusante do filtro, além de menor eficiência de remoção. Essa ação possivelmente ocorre pela sedimentação das partículas no fundo do reservatório, que se dá no decorrer do tempo de operação do sistema (ZHANG et al., 2021).

A eficiência de remoção de turbidez do efluente da aquicultura e suas diluições pelo filtro de disco foi menor do que a observada por Tripathi; Rajput; Patel (2014), que testaram a eficiência de remoção de turbidez de esgoto doméstico em um filtro de disco, entretanto esta água residuária possuía valores de turbidez quase 10 vezes superiores às diluições do efluente da aquicultura.

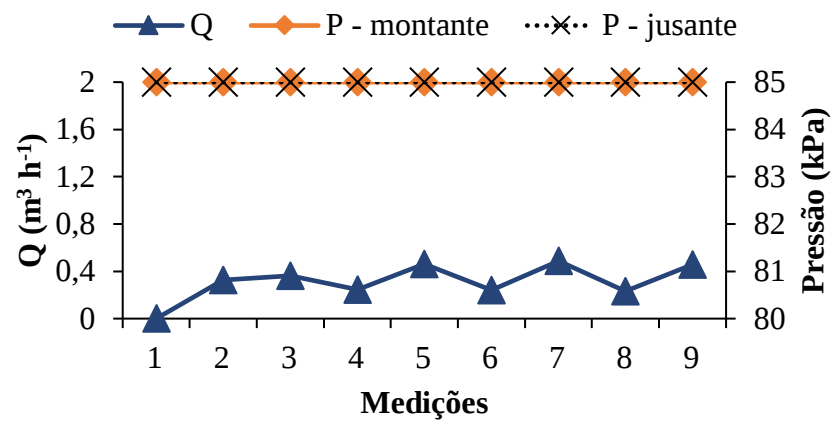
Quanto à remoção de SST, Soliman et al. (2020) testaram a eficiência para efluente da aquicultura com filtro de tela e filtro de areia, obtendo resultados inferiores à eficiência de remoção de SST para o filtro de disco utilizado nesta pesquisa operando com as diluições de efluente da aquicultura em água de poço, exceto para a D5, na qual não houve remoção de SST.

A Figura 10 ilustra o desempenho do filtro de disco das unidades gotejadoras operando com as diluições de efluente da aquicultura em água de poço D1 (A), D2 (B), D3 (C), D4 (D) e D5 (E). Os parâmetros avaliados foram pressão (P) a montante e a jusante do filtro e da vazão (Q) após sistema de filtragem, que tiveram suas medições realizadas no início da operação e a cada uma hora de funcionamento até completar as oito horas diárias.

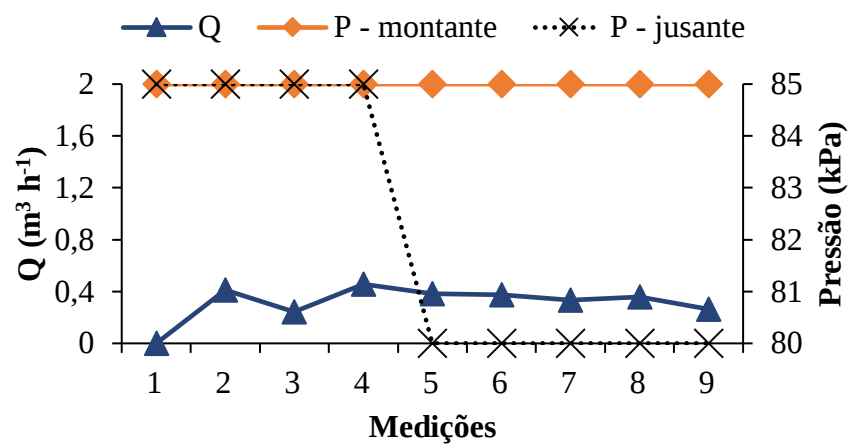
A.D1

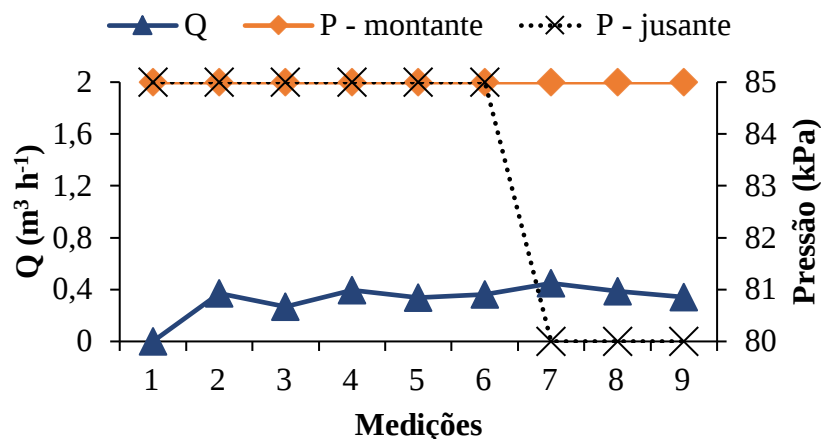
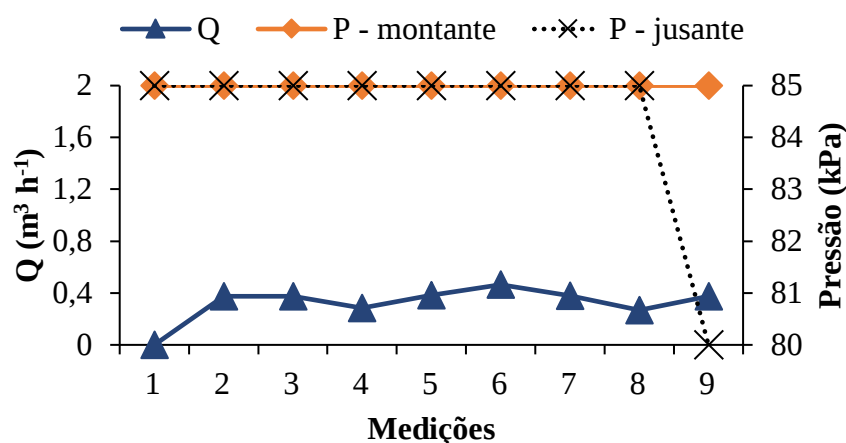


B.D2



C.D3



D.D4**E.D5**

Nota: D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Acervo do autor (2022).

Figura 10. Desempenho da pressão (P) e vazão (Q) dos filtros do sistema de irrigação por gotejamento operando com as diluições D1 (A), D2 (B), D3 (C), D4 (D) e D5 (E) de efluente da aquicultura em água de poço.

De acordo com a Figura 10A, a pressão do filtro de disco da unidade gotejadora operando com a diluição D1 se manteve constante em todo o período de medição, com o valor de 85 kPa, a montante e a jusante do filtro de disco. Por sua vez, a vazão a jusante do filtro teve o maior valor, $0,4584 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, seis horas após o início da operação, e menor $0,2358 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ após quatro horas de funcionamento.

O desempenho do filtro de disco da unidade gotejadora operando com a diluição D2 (Figura 10B) também apresentou pressão a montante e a jusante do filtro com o valor constante de 85 kPa, ao passo que a vazão após sistema de filtragem teve o maior valor, $0,4874 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, após seis horas de operação e o menor valor, $0,2334 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, após sete horas de funcionamento.

Para o sistema de filtragem da unidade gotejadora operando com a diluição D3 (Figura 10C), o valor da pressão a montante se manteve constante com 85 kPa, ao passo que a pressão a jusante variou no decorrer da atividade do sistema, iniciando com a pressão de 85 kPa e reduzindo para 80 kPa após três horas de funcionamento, prosseguindo com esse valor até o desligamento. A vazão a montante do filtro foi maior, $0,4564 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, após três horas de trabalho e a menor medição com duas horas de operação, no valor de $0,2448 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

Os resultados do desempenho do sistema de filtragem da unidade gotejadora operando com a diluição D4 (Figura 10D) mostraram que a pressão a montante do filtro se manteve em 85 kPa em todo o período de atividade; por sua vez, a pressão a jusante também se manteve em 85 kPa até, após seis horas de trabalho, reduzir para 80 kPa, permanecendo assim até o desligamento do sistema. Por sua vez, a vazão teve como maior e menor medição $0,4489$ e $0,2666 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, após duas e seis horas de funcionamento, respectivamente.

Os valores de vazão e pressão a montante e jusante do filtro de disco da unidade gotejadora operando com a diluição D5 são ilustrados na Figura 10E. A pressão anterior ao filtro se manteve constante em 85 kPa por todo o período de avaliação, ao passo que a pressão a jusante também manteve esse valor por sete horas de funcionamento, reduzindo para 80 kPa na última medição. A vazão pós-filtro teve o maior valor, $0,4643 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, com cinco horas de operação e menor, $0,2676 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, com sete horas de operação.

3.2 Análise estatística multivariada

Os resultados da análise da qualidade do efluente da aquicultura e diluições em água de poço, assim como os coeficientes de desempenho hidráulico, vazão relativa (QR) e coeficiente de uniformidade (CUD), para os tempos de operação 00, 80 e 160 horas de operação, são apresentados na Tabela 5.

Os dados apresentados na Tabela 5 foram usados para executar a matriz de correlação com $p \leq 0,05$ (Tabela 6) e a estatística multivariada pela análise fatorial - AF, análise de componentes principais - ACP, análise de agrupamento - AA.

Tabela 5. Resultados das análises dos atributos físicos, químicos e microbiológicos do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço, como também do desempenho hidráulico QR e CUD e dos gotejadores ST, SL e NJ nos tempos de operação 00, 80 e 160 horas.

Diluições	Atributos de qualidade da água													Coeficientes de desempenho hidráulico										
	pH	Ce	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CT	CTT	SST	SDT	Mn ⁺	Fe ⁺	S ⁺	Na ⁺	ISL	Tur	T	QR - ST	QR - SL	QR - NJ	CUD - ST	CUD - SL	CUD - NJ	
D1 - 0h	7,93	5,88	20,40	33,80	0,14	1,78	180,00	16,00	44,00	6850,00	0,05	0,45	0,11	42,70	-0,20	9,9	30	1,00	1,00	1,00	95,63	93,63	94,42	
D2 - 0h	8,04	5,01	13,50	25,80	0,20	1,76	70,00	12,00	26,00	5608,00	0,00	0,06	0,04	35,03	0,01	3,9	34	1,00	1,00	1,00	92,20	95,85	96,40	
D3 - 0h	8,06	3,60	11,90	17,80	0,25	1,94	120,00	20,00	4,00	3738,00	0,02	0,34	0,10	25,66	0,01	4,8	34	1,00	1,00	1,00	99,07	97,90	97,87	
D4 - 0h	7,92	2,26	5,30	13,10	0,12	1,51	110,00	15,00	14,00	2138,00	0,02	0,11	0,04	15,26	-0,46	5,5	33	1,00	1,00	1,00	97,13	96,54	96,98	
D5 - 0h	7,05	0,52	0,60	0,28	0,05	1,66	20,00	0,00	2,00	452,00	0,00	0,00	0,01	7,98	-2,12	0,23	35	1,00	1,00	1,00	95,93	97,39	97,76	
D1 - 80h	7,62	8,45	16,90	41,80	0,00	1,89	420,00	60,00	6,00	6644,40	0,02	0,06	0,08	70,42	-1,46	4,2	28	0,96	0,73	0,90	91,11	92,58	91,49	
D2 - 80h	7,61	5,37	12,60	17,90	0,00	1,71	70,00	20,00	4,00	4300,00	0,02	0,09	0,08	45,44	-0,14	2,6	29	0,86	0,82	0,88	77,97	95,26	91,95	
D3 - 80h	7,67	4,18	8,70	11,50	0,05	1,66	60,00	30,00	4,00	3246,00	0,00	0,01	0,11	35,55	0,13	1,5	28	1,00	0,81	0,89	95,46	90,11	84,59	
D4 - 80h	7,64	3,34	6,90	11,40	0,07	1,53	150,00	60,00	4,00	2470,00	0,00	0,08	0,08	29,62	-0,24	1,36	27	1,04	0,88	0,94	95,27	91,42	91,46	
D5 - 80h	7,55	0,59	0,67	0,13	0,23	1,42	40,00	10,00	2,00	392,00	0,00	0,04	0,04	6,52	-1,31	0,19	30	0,95	0,80	0,89	92,78	92,74	92,78	
D1 - 160h	7,65	10,33	18,00	54,70	0,00	2,40	460,00	90,00	68,00	7778,00	0,00	0,35	0,23	83,43	-2,27	10,7	29	0,90	0,63	0,81	84,80	58,70	85,71	
D2 - 160h	8,20	5,49	10,00	23,10	0,09	1,72	70,00	20,00	6,00	3878,00	0,01	0,05	0,10	42,84	0,59	3,8	26	0,77	1,02	1,12	74,92	90,72	89,73	
D3 - 160h	8,28	4,26	6,80	21,20	0,15	1,51	60,00	10,00	6,00	2864,00	0,00	0,15	0,19	33,99	0,47	2,5	26	0,99	0,73	0,83	94,47	82,16	75,02	
D4 - 160h	8,47	3,70	6,00	15,70	0,20	1,45	50,00	10,00	4,00	2414,00	0,00	0,03	0,16	31,50	0,62	3	26	1,00	0,79	0,91	95,44	93,24	94,90	
D5 - 160h	8,50	0,67	0,52	0,31	0,33	1,40	70,00	20,00	2,00	308,00	0,00	0,03	0,17	8,60	-0,28	0,5	27	0,95	0,79	0,90	94,64	96,14	92,40	

Fonte: Autoria Própria (2022).

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica (dS m⁻¹); Ca²⁺ - cálcio (mmol_c L⁻¹); Mg²⁺ - magnésio (mmol_c L⁻¹); CO₃²⁻ - carbonato (mmol_c L⁻¹); HCO₃⁻ - bicarbonato (mmol_c L⁻¹); CT coliformes torais (UFC 100mL⁻¹); CTT – coliformes termotolerantes (UFC 100mL⁻¹); SDT – sólidos dissolvidos totais (mg L⁻¹); SST - sólidos suspensos totais (mg L⁻¹); Mn⁺ – manganês (mg L⁻¹); Fe⁺ – ferro (mg L⁻¹); S⁺ – enxofre (mg L⁻¹); Na⁺ - sódio (mmol_c L⁻¹); ISL – índice de saturação de Langelier; Tur – turbidez (UNT); T – temperatura °C; QR – vazão relativa; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição (%); D1 - 100% efluente da aquicultura (EA), D2 - 75% de EA e 25% de água de poço (AP), D3 - 50% de EA e 50% de AP, D4 - 25% de EA e 75% de AP e D5 - 100% de AP.

Tabela 6. Matriz de correlação linear simples entre os atributos físicos, químicos e biológicos do efluente da aquicultura e diluições em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico nos tempos de operação 00 h, 80 h e 160h.

	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃	CT	CTT	SS	SDT	Mn ⁺	Fe ⁺	S ⁺	Na ⁺	ISL	Tur	T	QR-ST	QR-SL	QR-NJ	CUD-ST	CUD-SL	CUD-NJ
pH	1,00																						
CE	-0,03	1,00																					
Ca ²⁺	-0,02	0,89	1,00																				
Mg ²⁺	0,02	0,97	0,89	1,00																			
CO ₃ ²⁻	0,64	-0,59	-0,43	-0,48	1,00																		
HCO ₃	-0,28	0,81	0,76	0,82	-0,48	1,00																	
CT	-0,20	0,81	0,67	0,84	-0,48	0,77	1,00																
CTT	-0,22	0,71	0,50	0,66	-0,52	0,66	0,87	1,00															
SS	-0,06	0,66	0,67	0,76	-0,24	0,73	0,63	0,52	1,00														
SDT	-0,03	0,94	0,98	0,95	-0,47	0,80	0,74	0,57	0,73	1,00													
Mn ⁺	-0,01	0,30	0,62	0,37	-0,13	0,21	0,25	-0,05	0,34	0,50	1,00												
Fe ⁺	0,06	0,47	0,67	0,59	0,00	0,60	0,46	0,28	0,71	0,61	0,66	1,00											
S ⁺	0,51	0,46	0,25	0,45	0,06	0,31	0,38	0,43	0,42	0,31	-0,07	0,38	1,00										
Na ⁺	-0,07	0,99	0,84	0,94	-0,63	0,79	0,83	0,75	0,62	0,90	0,24	0,40	0,48	1,00									
ISL	0,73	-0,15	-0,03	-0,21	0,38	-0,46	-0,54	-0,43	-0,37	-0,11	0,06	-0,10	0,13	-0,20	1,00								
Tur	0,08	0,73	0,81	0,84	-0,25	0,73	0,66	0,45	0,88	0,82	0,61	0,84	0,39	0,67	-0,16	1,00							
T	-0,44	-0,24	0,00	-0,13	0,08	0,21	-0,11	-0,29	0,12	-0,02	0,15	0,17	-0,62	-0,30	-0,38	0,10	1,00						
QR-ST	-0,09	-0,33	-0,16	-0,24	0,25	-0,26	-0,10	-0,11	-0,08	-0,19	0,02	0,07	-0,19	-0,35	-0,03	-0,12	0,33	1,00					
QR-SL	-0,03	-0,38	-0,05	-0,31	0,20	-0,18	-0,48	-0,55	-0,17	-0,15	0,30	0,05	-0,67	-0,46	0,27	-0,02	0,58	0,08	1,00				
QR-NJ	0,07	-0,22	0,00	-0,18	0,14	-0,10	-0,33	-0,41	-0,17	-0,07	0,23	-0,03	-0,56	-0,29	0,27	0,02	0,36	-0,17	0,92	1,00			
CUD-ST	0,04	-0,46	-0,29	-0,34	0,45	-0,31	-0,16	-0,22	-0,15	-0,33	0,01	0,09	-0,14	-0,48	-0,02	-0,14	0,34	0,94	0,12	-0,10	1,00		
CUD-SL	0,06	-0,65	-0,36	-0,65	0,38	-0,64	-0,63	-0,70	-0,71	-0,48	0,18	-0,38	-0,72	-0,67	0,37	-0,53	0,31	0,25	0,65	0,55	0,30	1,00	
CUD-NJ	-0,16	-0,33	-0,08	-0,26	0,25	-0,06	-0,15	-0,27	-0,10	-0,14	0,25	-0,02	-0,64	-0,36	-0,16	-0,01	0,64	0,17	0,63	0,57	0,21	0,61	1,00

Fonte: Autoria própria (2022).

Nota: Em vermelho, valores significativos no nível de significância = 0,05 (teste bicaudal).

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica (dS m⁻¹); Ca²⁺ - cálcio (mmol_c L⁻¹); Mg²⁺ - magnésio (mmol_c L⁻¹); CO₃²⁻ -carbonato (mmol_c L⁻¹); HCO₃⁻ - bicarbonato (mmol_c L⁻¹); ST – sólidos totais (mg L⁻¹); SST - sólidos suspensos totais (mg L⁻¹); CT coliformes torais (UFC 100 ml⁻¹); CTT – coliformes termotolerantes (UFC 100 ml⁻¹); Mn – manganês (mg L⁻¹); Fe⁺ – ferro (mg L⁻¹); S – enxofre (mg L⁻¹); Na⁺ - sódio (mg L⁻¹); ISL – Índice de saturação de Langelier; R – vazão relativa; U – Coeficiente de uniformidade de distribuição (%); 1 – gotejador ST; 2 – gotejador SL; 3 – gotejador NJ.

Os resultados da matriz de correlação apresentados na Tabela 6 constataam que há correlações significativas entre os atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico dos três gotejadores analisados.

A matriz possui 276 coeficientes de correlação. Dentre eles, 88 coeficientes significativos, sendo 70 com significância positiva e 18 com significância negativa. Segundo a classificação de Callegari-Jacques (2003), 6,81% das correlações significativas são classificadas como muito fortes; 79,55% fortes e 13,63% moderadas.

O pH apresentou correlação positiva significativa com CO_3^{2-} , S^+ e o índice de saturação de Langelier. Por sua vez, CE não apresentou correlação positiva significativa com esses atributos. Entretanto, ela teve alta significância positiva na correlação com sódio, cálcio, magnésio, CT e CTT e os SST. Além disso, a CE também teve correlação negativa significativa com o CUD do gotejador SL.

O pH é um atributo que influencia na obstrução dos gotejadores. Contudo, houve baixa correlação dessa variável com as demais. Isso indica que o pH não é um atributo de muita ação para a susceptibilidade de entupimento de gotejadores operando com efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço, diferentemente da água produzida do petróleo, que teve o pH como maior causador de risco de obstrução (VALE et al., 2020).

A alta correlação entre CE e os íons de cálcio, sódio e magnésio é preocupante para o risco de obstrução de gotejadores, já que a interação entre os íons de sais contidos na água de irrigação promove a precipitação química, principalmente por carbonatos de cálcio e magnésio (ZOCOLER et al., 2015)

O cálcio e o magnésio obtiveram resultados de significância semelhantes. A diferença entre eles é que o cálcio não foi significativo em relação aos coliformes termotolerantes (CTT), ao passo que o magnésio não foi significativo em relação ao manganês. Outra diferença é que o cálcio não foi significativo em relação a nenhum coeficiente de desempenho hidráulico, ao passo que o magnésio teve correlação negativa significativa com o CUD do gotejador SL.

As correlações significativas fortes entre os atributos da água com cálcio e magnésio também são indicativos de que eles têm grande influência na obstrução dos gotejadores e, como observado na Tabela 6, o magnésio teve correlação significativa oposta ao CUD do gotejador SL. Em uma pesquisa com gotejadores operando com água

salina, os carbonatos de cálcio de magnésio foram os principais agentes de entupimento (ZHANGZHONG et al., 2019).

O carbonato apresentou correlação significativa oposta a CE, aos CTT e a ao sódio, ao passo que o bicarbonato teve significância positiva na correlação com esses mesmos atributos, além do cálcio, magnésio, coliformes totais, sólidos suspensos e dissolvidos totais, além de ferro. O bicarbonato ainda teve nível de significância negativo na sua correlação com o CUD do gotejador SL.

O carbonato e, neste caso, o bicarbonato, que teve mais correlações significativas com as demais variáveis, destacando a significância negativa com o CUD do gotejador SL, também são agentes de entupimento importantes, principalmente quando a temperatura da água está acima de 30°C (CUNHA et al., 2020).

Os coliformes totais e os coliformes termotolerantes apresentaram significâncias muito parecidas entre si, diferenciando para o CT uma correlação positiva com o cálcio e uma negativa com o ISL, ao passo que o CTT teve correlação negativa com o carbonato. Quanto à correlação com os coeficientes de desempenho hidráulico, o CTT teve uma correlação significativa oposta com o QR e o CUD do gotejador SL, ao passo que o CT teve somente com o CUD desse mesmo gotejador.

A correlação significativa oposta entre o CUD e o QR do gotejador SL com os níveis de coliformes totais e termotolerantes pode ter sido ocasionada pela ação das bactérias que se unem aos demais agentes físicos e químicos na formação de biofilme e aderem às paredes dos emissores, ocasionando obstrução e, conseqüentemente, afetam negativamente o desempenho hidráulico dos gotejadores (YUAN; OLIVIER, 2019)

Os sólidos suspensos e dissolvidos totais se correlacionaram positivamente de maneira significativa com os mesmos atributos: CE, cálcio, magnésio, bicarbonato, coliformes totais e termotolerantes, ferro e sódio. Quando correlacionados ao desempenho hidráulico, somente os sólidos suspensos totais tiveram nível de significância de valor negativo com o CUD do gotejador SL.

Os sólidos estão presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço em grande quantidade (vide Tabela 5) e possuem correlação significativa com vários outros atributos. Essa relação de significância se dá pela composição do efluente da aquicultura que recebe o aporte ração usada na alimentação dos organismos aquáticos em viveiros, chegando a representar 30% de todos os sólidos presentes, e eles também podem contribuir com aumento da concentração de sais na água (FERRI et al.,

2018). Diante disso, salienta-se que quantidades elevadas de sólidos na água de irrigação favorecem o entupimento de gotejadores (GREEN et al., 2018).

O manganês teve correlação significativa somente com o cálcio e ferro, sendo de valor positivo. Para o ferro, os níveis de significância encontrados foram positivos e correlacionados ao cálcio, magnésio, bicarbonato, sólidos suspensos e dissolvidos totais e manganês. Por sua vez, o enxofre, quando correlacionado aos atributos de qualidade da água, apresentou significância positiva somente com o pH. Entretanto, o enxofre apresentou níveis significativos de correlação oposta com a QR e o CUD dos gotejadores SL e NJ.

O ferro também é um atributo de influência no entupimento dos gotejadores, em razão da precipitação de Fe^{+3} que causa incrustação (CARVALHO et al., 2016). A presença de sulfatos nas águas residuárias também é um elemento de risco na obstrução de gotejadores. Soliman et al. (2020) observaram quantidade considerável de sulfato na água residuária da aquicultura utilizada na avaliação da uniformidade dos gotejadores, que foi bem inferior quando o sistema operou em baixa pressão, como é o caso deste experimento.

O sódio teve correlação positiva significativa com a CE, cálcio, magnésio, bicarbonato, CT e CTT, sólidos suspensos e dissolvidos totais, ao passo que suas correlações negativas significativas foram com carbonato e o CUD do gotejador SL. O índice de saturação de Langelier apresentou níveis de significância somente com o pH e o CTT, para o primeiro a correlação foi positiva, ao passo que para o segundo a correlação foi negativa.

A grande quantidade de sódio presente nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço que ocasionou número elevado de correlações significativas com esses atributos de qualidade é ocasionada pelo uso da água-mãe das salinas mossoroenses nas pesquisas realizadas nos tanques de criação de espécies aquáticas do setor de aquicultura da UFERSA, que possuem concentração elevada desse elemento.

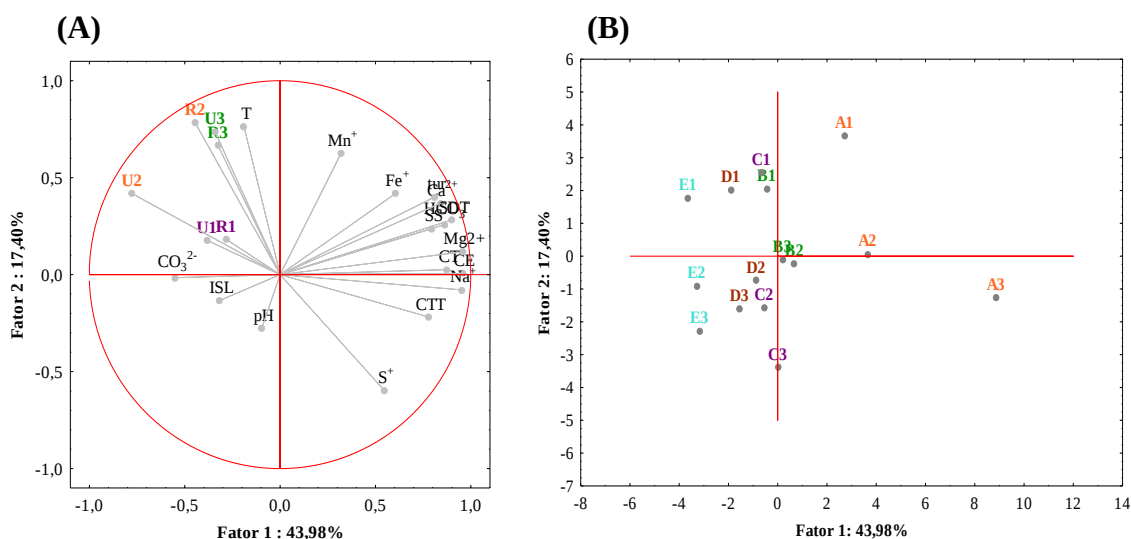
Entre os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores, foi observada correlações positivas significativas entre o QR e o CUD dos gotejadores SL e NJ. Por sua vez, o gotejador ST não teve os coeficientes de desempenho hidráulico correlacionados de forma significativa com os outros dois gotejadores, somente entre a QR e o CUD dele mesmo.

Em síntese, é perceptível que a matriz de correlação apresentou muitos resultados significativos de correlações ($p \leq 0,05$). Posto isso, a aplicação das demais

análises multivariadas, como AF e ACP, pode fornecer informações viáveis para o estudo da interação entre os atributos de qualidade do efluente e suas diluições em água de poço e o desempenho hidráulico dos três gotejadores.

A análise de componentes principais (ACP) foi responsável pela representação gráfica das variáveis analisadas. Foram confeccionados dois gráficos em que a distribuição de variáveis se dá por meio de vetores. Quanto mais próximo da borda do círculo, mais importantes são as variáveis. A direção e sentido dos vetores também são informações relevantes, dado que variáveis com sentido e direção contrárias representam correlações opostas.

O primeiro gráfico apresenta o círculo de correlações da relação entre o F1 e o F2 com a distribuição das variáveis (Figura 11A) e a distribuição das diluições do efluente da aquicultura em água de poço no decorrer do período experimental (Figura 11B). O percentual de explicação do F1 é 43,98% e o do F2 é 17,40%, logo esses dois fatores explicam 61,38% das variáveis.



Fonte: Acervo do autor (2022).

Figura 11. Círculo de correlações para o fator 1 x fator 2.; distribuição das variáveis (A) e distribuição das diluições de efluente de aquicultura em água de poço no decorrer do período experimental (B).

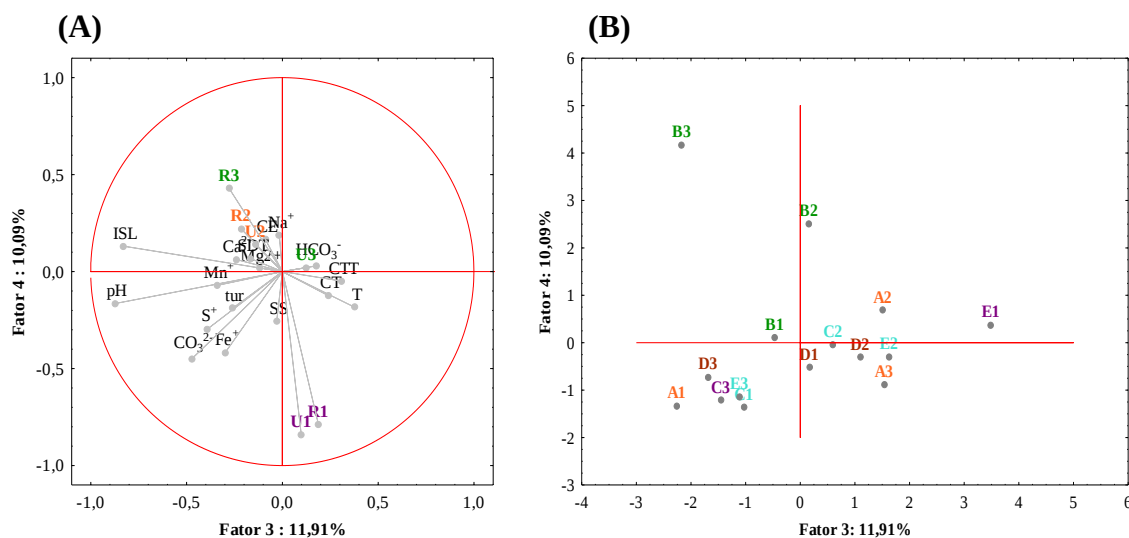
De acordo com a Figura 11A, é observado que as variáveis de qualidade da água se estabelecem em sua maioria na horizontal, representando o F1. É notável que os atributos de qualidade de água mais importantes no fator estão mais próximos da borda do círculo e no sentido oposto aos atributos CO_3^{2-} , ISL e pH , que não foram importantes e estão mais próximos do centro.

Ainda na Figura 11A, na direção vertical, relacionada ao F2, se destacam as variáveis de desempenho hidráulico, sendo que a vazão relativa e o coeficiente de uniformidade de distribuição dos gotejadores SL e NJ, por serem mais importantes nesse fator, estão mais próximos da borda do círculo do que os coeficientes do gotejador ST. Além disso, se observa que os coeficientes de desempenho hidráulico estão em sentido oposto ao enxofre, único atributo de qualidade da água significativo no F2.

A Figura 11B mostra a distribuição das diluições de efluente da aquicultura em água de poço. Nota-se que a diluição A, que possui 100% de efluente da aquicultura, se destaca na mesma direção e sentido em que os atributos de qualidade da água são mais importantes na Figura 11A, ao passo que as demais diluições se afastam cada vez mais desses atributos na mesma direção, mas em sentido oposto, quando possuem menores concentrações de efluente da aquicultura, como é o caso da diluição E com 100% de água de poço.

Essa relação oposta mostra que a maior quantidade de atributos de qualidade com importância na ACP (Figura 11A) está presente nas diluições com maior fração do efluente da aquicultura. Isso indica que esse efluente possui atributos que influenciam os mecanismos de entupimento dos emissores.

A Figura 12 destaca a representação gráfica do círculo de correlação para a interação entre o fator 3 e o fator 4. O F3 explica 11,91% e o F4 explica 10,09%, que somados representam 22% do percentual de explicação das variáveis. Esse valor baixo de explicação para esses fatores é observável na Figura 12A, onde há uma concentração alta de variáveis no centro do círculo de correlação. Essas variáveis centralizadas não foram de grande importância para esses fatores.



Fonte: Acervo do autor (2022).

Figura 12. Círculo de correlações para o fator 3 x fator 4; distribuição das variáveis (A) e distribuição das diluições de efluente de aquicultura em água de poço no decorrer do período experimental (B).

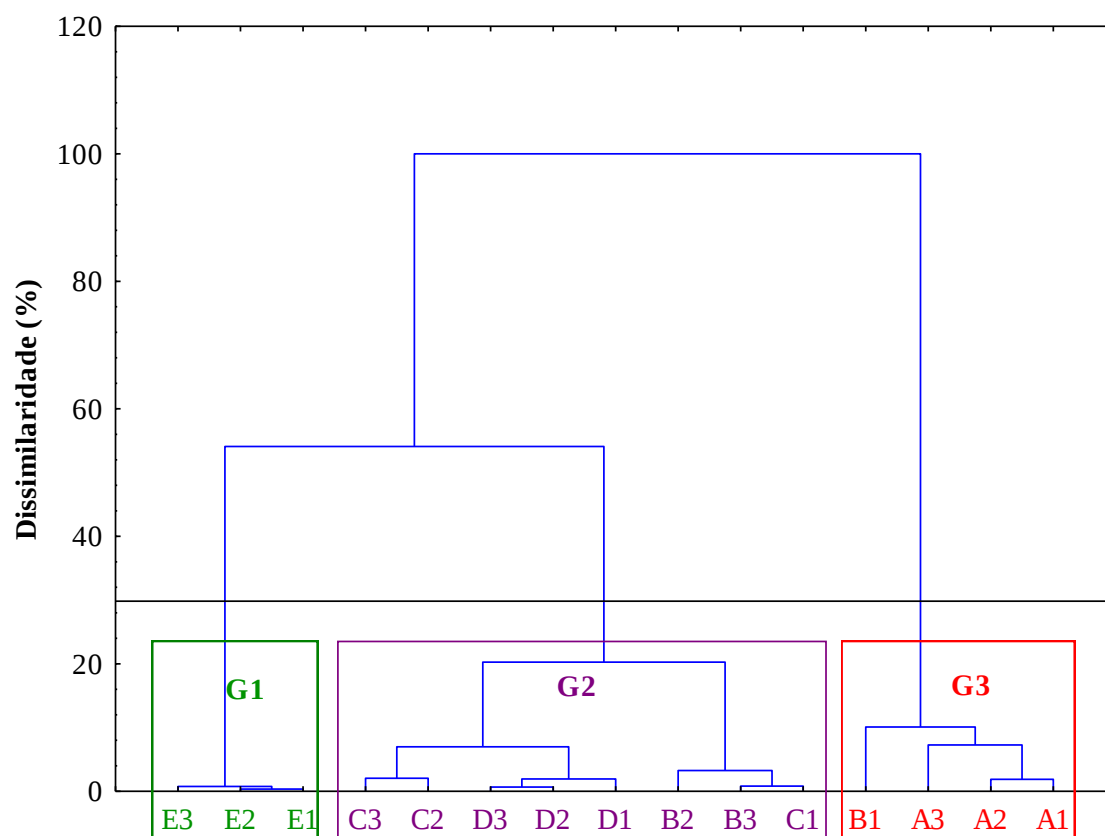
Entretanto, na direção horizontal que representa o F3, as variáveis ISL e pH se destacam das demais ao se aproximarem da borda do círculo por se apresentarem como importantes para esse fator. Por sua vez, na direção vertical se destacam a vazão relativa e o coeficiente de distribuição do gotejador ST, importantes no quarto fator.

Com relação à Figura 12B, há uma distribuição mais dispersa entre as diluições do que na Figura 11B. Mesmo assim, é perceptível que as diluições analisadas com 160 horas de operação estão na mesma direção e sentido que o pH e o ISL, sugerindo que o tempo de operação possa ter influenciado essas variáveis.

Para as variáveis de desempenho hidráulico do gotejador ST que foram importantes no fator 4, é notável, na Figura 12B, que a diluição B com 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço está em sentido contrário a esses coeficientes, indicando que a redução foi maior para esta diluição.

Para melhor explicar a relação entre as diluições, foi realizada a análise de agrupamento (AA), que pode agrupar as diluições com maior semelhança em relação às variáveis analisadas. Para isto, foi criado um dendograma cortado em 30% de dissimilaridade, que representa maior semelhança entre os dados devido ao intervalo de confiança da análise fatorial ter sido 70%.

A Figura 13 representa o dendograma da análise de agrupamento. Nela, se observa a formação de três grupos distintos, G1, G2 e G3.



Fonte: Acervo do autor (2022).

Figura 13. Dendrograma das áreas agrupadas, com base na dissimilaridade e altura de corte de 30%, de acordo com os atributos de qualidade da água e os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ de cargas fatoriais a 0,70 (módulo).

A Figura 13 revela a semelhança entre as diluições do efluente da aquicultura em água de poço. O grupo G1 é formado somente pelo tratamento com 100% de água de poço. O G2 é formado pelas diluições de fato do efluente da aquicultura em água de poço, ao passo que o G3 é formado pelo tratamento com 100% do efluente da aquicultura mais o tratamento com a diluição B, que tem 75% de efluente e 25% de água de poço no tempo 00 h.

Uma informação importante que se pode extrair da AA é que as diluições com a efetiva mistura entre efluente da aquicultura e água de poço, B, C e D (D2, D3 e D4) são muito semelhantes em relação à concentração dos atributos de qualidade da água e a sua influência no desempenho hidráulico dos gotejadores.

A formação desses grupos pode ser explicada pela influência dos atributos de qualidade da água, já que a concentração deles é modificada pela diluição do efluente da aquicultura em água de poço. Por exemplo, o primeiro grupo (G1) é formado somente com a D5 usada nos três tempos de operação (0, 80 e 160 h), estando a concentração dos

atributos de qualidade da água analisados mais baixa nesse grupo, sendo mais influenciado pelo CO_3^{2-} , ISL e pH. Essa relação pode ser visualizada também nas Figuras 11A e 11B, que indicam esses atributos no mesmo sentido da diluição D5.

O grupo G3 é formado pela diluição D1 usada nos tempos 0, 80 e 160 h e também para a diluição D2 (75% de efluente da aquicultura mais 25% de água de poço) no tempo 0 h. É interessante notar que a semelhança dessas diluições é ocasionada pela concentração elevada dos atributos presentes no efluente da aquicultura, que, além de estar presente na D1, está com concentração expressiva na D2 do tempo 0 h.

Os atributos que podem indicar a semelhança entre as diluições do G3 são aqueles apontados como mais importantes na Figura 11A, que são: SDT, SST, turbidez, Ca^{2+} , Mg^{2+} , CE, HCO_3^- , Fe^+ , Na^+ e CT. O sentido desses atributos na Figura 11A está no mesmo sentido da diluição D1 na Figura 11B.

Outra informação que pode ser observada na análise de agrupamento é que existe uma semelhança entre o resultado representado na Figura 13 e na Figura 11B. Ambas mostram que há evidente formação de grupos distintos, porém o gráfico da Figura 11B só explica 61,48% das variáveis, ao passo que o dendograma da Figura 13 explica 100% dessas mesmas variáveis. Essa diferença pode explicar o fato do G3 (Figura 13) ter a contribuição da diluição D2 em 0 h de operação que não é visualizada na Figura 11B.

Os resultados da AF dos atributos do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço e dos coeficientes de desempenho hidráulico, vazão relativa – QR e coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD, dos três gotejadores ST, SL e NJ são exibidos na Tabela 7. Para a obtenção dos resultados da AF, foi utilizado o método de rotação varimax, que visa a extrair o máximo dos autovalores, percentual da variância das cargas fatoriais e da carga fatorial acumulada.

Tabela 7. Fatores extraídos das variáveis de qualidade da água e coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores operando com efluente da aquicultura e diluições em água de poço.

Variáveis	Cargas fatoriais			
	F1	F2	F3	F4
pH	0,01	-0,14	0,90	0,03
CE	0,88	-0,30	-0,07	0,28
Ca ²⁺	0,97	0,04	0,04	0,07
Mg ²⁺	0,93	-0,24	-0,07	0,16
CO ₃ ²⁻	-0,41	0,15	0,54	-0,32
HCO ₃ ⁻	0,79	-0,10	-0,39	0,20
CT	0,75	-0,37	-0,37	0,01
CTT	0,55	-0,53	-0,38	0,11
SS	0,77	-0,14	-0,17	0,01
SDT	0,96	-0,06	-0,03	0,12
Mn ⁺	0,64	0,44	0,20	-0,22
Fe ⁺	0,77	0,08	0,12	-0,26
S ⁺	0,33	-0,75	0,39	0,09
Na ⁺	0,83	-0,38	-0,13	0,30
ISL	-0,13	0,13	0,90	0,06
Tur	0,92	0,04	0,03	-0,01
T	0,02	0,66	-0,48	-0,31
R1	-0,11	0,01	-0,07	-0,95
R2	-0,08	0,94	0,12	-0,01
R3	-0,03	0,86	0,16	0,25
U1	-0,21	0,05	0,02	-0,94
U2	-0,47	0,70	0,22	-0,23
U3	-0,07	0,77	-0,21	-0,17
Autovalores	10,11	4,00	2,74	2,32
% variância	43,98	17,40	11,91	10,09
Variância acumulada %	43,98	61,38	73,30	83,38

Fonte: Autoria própria (2022).

Nota¹: Eixos fatoriais rotacionados pelo método Varimax; Cargas fatoriais $\geq 0,7$ foram consideradas significativas para fins de interpretação.

Nota²: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica (dS m⁻¹); Ca²⁺ - cálcio (mmol_c L⁻¹); Mg²⁺ - magnésio (mmol_c L⁻¹); CO₃²⁻ -carbonato (mmol_c L⁻¹); HCO₃⁻ - bicarbonato (mmol_c L⁻¹); ST - sólidos totais (mg L⁻¹); SST - sólidos suspensos totais (mg L⁻¹); CT coliformes torais (UFC 100 ml⁻¹); CTT - coliformes termotolerantes (UFC 100 ml⁻¹); Mn⁺ - manganês (mg L⁻¹); Fe⁺ - ferro (mg L⁻¹); S⁺ - enxofre (mg L⁻¹); Na⁺ - sódio (mg L⁻¹); ISL - Índice de saturação de Langelier; R - vazão relativa; U - Coeficiente de uniformidade de distribuição (%); 1 - gotejador ST; 2 - gotejador SL; 3 - gotejador NJ; F1 - fator1; F2 - fator 2; F3 - fator 3; F4 - fator 4.

De acordo com a Tabela 7, foram formados quatro fatores, F1, F2, F3, F4, os quais explicam 83,38% da variância total dos dados. Os autovalores encontrados foram 10,11, 4,00, 2,74 e 2,32. O percentual de explicação desses autovalores foi de 43,98, 17,40, 11,91 e 10,09%, respectivamente.

O primeiro fator é o mais importante da análise fatorial, no qual dez atributos de qualidade da água foram significativos, com destaque para Ca²⁺, Mg²⁺, SDT e turbidez

que tiveram valores de carga fatoriais acima 0,9. Seus respectivos valores foram 0,97, 0,93, 0,96, 0,92. Além desses, ainda tiveram cargas fatoriais significativas no F1 a CE (0,88), o HCO_3^- (0,79), os coliformes totais (0,75), os sólidos suspensos (0,77), o Fe^+ (0,77) e o Na^+ (0,83).

É notável grande variedade nas características dos atributos significativos. Eles são de natureza física (SDT, SST e Turbidez), química (Ca^{2+} , Mg^{2+} , CE, HCO_3^- , Fe^+ e Na^+) e biológica (CT). Esses atributos têm grande potencial para se tornarem importantes agentes de entupimento.

A literatura sobre atuação desses agentes na obstrução de gotejadores é vasta. Assim como seus agentes, o entupimento pode ser físico (GREEN et al., 2018), químico (VALE et al., 2020), biológico (YUAN; OLIVIER, 2019) e eles ainda podem atuar de maneira combinada na formação de biofilme que torna o mecanismo de entupimento dos gotejadores mais complexo (SONG et al., 2017).

Para este caso, a ação combinada dos agentes de entupimento é mais sugestiva exatamente graças ao alto valor de significância positiva entre esses atributos, sugerindo uma interligação entre eles, ou seja, quando há o aumento na concentração de um atributo os outros também aumentam proporcionalmente.

Para o segundo fator (F2), os valores significativos foram para o enxofre (-0,75), a vazão relativa - QR dos gotejadores SL (0,94) e NJ (0,86) e para o coeficiente de uniformidade de distribuição - CUD dos gotejadores SL (0,70) e NJ (0,77). Esses resultados revelam que a concentração de enxofre influenciou de maneira inversa o desempenho hidráulico desses dois gotejadores.

Em outras palavras, quando há redução na concentração de enxofre nas diluições do efluente da aquicultura em água de poço ocorre melhoria no desempenho hidráulico dos emissores SL e NJ. Esse resultado sugere que o enxofre pode ser um fator limitante no desempenho hidráulico, principalmente a vazão relativa, desses gotejadores operando com efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço.

A presença de enxofre nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço se deve à ração usada na alimentação dos organismos aquáticos produzidos no setor de aquicultura da UFERSA. Na composição dessa ração existem sulfatos e sulfetos que transformam esse elemento num fator limitante no desempenho dos sistemas de irrigação por gotejamento operando com esse tipo de água residuária. Essas substâncias são fontes nutricionais para bactérias (MELGAÇO; QUITES; LEÃO, 2020)

que podem se proliferar e formar biofilmes mais robustos e ocasionar entupimento dos gotejadores.

Outras pesquisas com sistemas de irrigação operando com efluente aquícola também observaram a presença de enxofre nas formas de sulfato e sulfeto nessa água residuária, mas não evidenciaram a importância desse elemento para o desempenho hidráulico dos gotejadores (SOLIMAN et al., 2020; MAROUFPOOR et al., 2020).

O fator 3 apresenta como valores significativos o pH e o índice de saturação de Langelier – ISL, o primeiro com o valor de 0,90 e o segundo também com 0,90. Essa significância positiva entre eles se dá pela relação direta do pH na obtenção dos resultados do ISL, como visto na Equação 4.

Outra informação importante sobre o pH é que, por ele estar no terceiro fator, se torna um atributo de qualidade de menor importância do que os demais atributos significativos do segundo e, principalmente, do primeiro fator. Esse resultado diverge de outros trabalhos que analisaram o desempenho hidráulico de gotejadores operando com água residuária doméstica tratada (COSTA et al., 2019), água residuária do processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018) e água produzida do petróleo (VALE et al., 2020), que tiveram o pH como um dos atributos que mais influenciaram na obstrução dos gotejadores.

Em relação ao Fator 4, os atributos significativos foram a vazão relativa (-0,95) e o coeficiente de uniformidade de distribuição (-0,94) do gotejador ST. Ambos foram significativos e com a mesma carga fatorial negativa. Esse resultado sugere que o aumento ou redução da vazão e da uniformidade do gotejador ST operando com efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço ocorrem concomitantemente no decorrer do tempo.

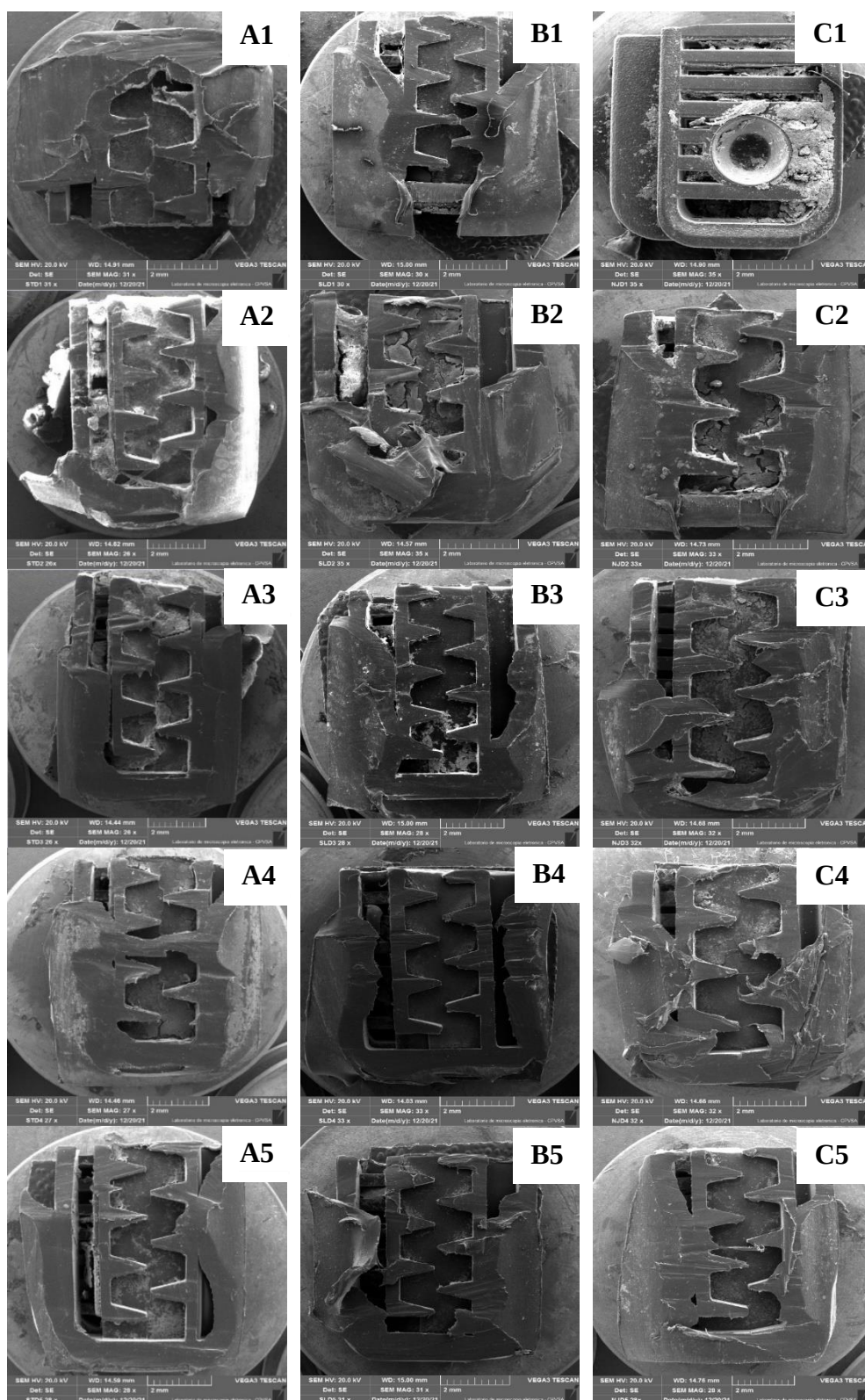
Além disso, esses valores de QR e CUD significativos no quarto fator sugerem que o gotejador ST tem susceptibilidade e sensibilidade aos atributos de qualidade das diluições de efluente da aquicultura em água de poço diferente dos gotejadores SL e NJ.

3.3 Caracretização do biofilme nas unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Os gotejadores total ou parcialmente entupidos do final das linhas secundárias de cada um dos tratamentos foram retirados e lavados para o registro de imagens por meio de um microscópio eletrônico de varredura. Eles foram abertos para expor o labirinto

interno e cortados em pedaços menores. As imagens obtidas variaram entre 28 e 35x de tamanho, a depender da dimensão da parte fotografada (Figura 14).

Na Figura 14, estão expostas essas imagens. As figuras representadas pela letra “A” representam o gotejador ST, letra “B” representa o gotejador SL e letra “C” representa o gotejador NJ. Os números que acompanham as letras representam as diluições do efluente da aquicultura em água de poço (D1, D2, D3, D4 e D5) usada na operação desses emissores.



Fonte: Acervo do autor (2022).

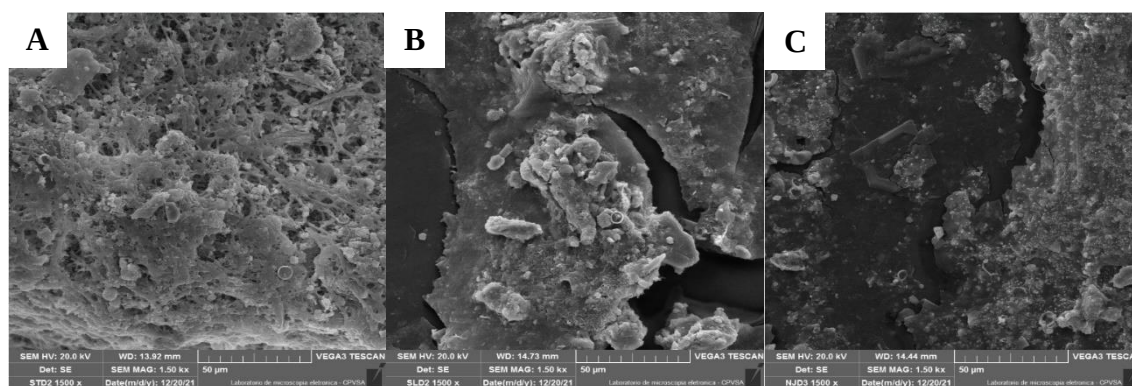
Figura 14. Imagens (entre 28 e 35x) de microscopia eletrônica de varredura (MEV) do material aderido ao labirinto dos gotejadores ST, SL e NJ (A, B e C) após as 160 h de operação com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 (1, 2, 3, 4 e 5) do efluente da aquicultura em água de poço.

O primeiro ponto a observar na Figura 14 é a ocorrência de materiais aderidos às paredes do labirinto dos emissores. São perceptíveis a incrustação e formação de biofilme na parte interna desses elementos, principalmente nas diluições com maior concentração de efluente da aquicultura, como é o caso de D1, D2 e D3. Nas demais diluições com maior concentração de água de poço, também existe a formação desses materiais, porém visualmente menor.

Visivelmente, os três gotejadores possuem maior quantidade de material aderido no labirinto nas diluições D2 e D3. Uma explicação para isso pode estar relacionada ao índice de saturação de Langelier – ISL, que indica a possibilidade de ocorrência de precipitação de carbonato de cálcio, que favorece a incrustação (RIBEIRO; PATERNIANI, 2013).

Como D2 e D3 possuem ISL com tendência à incrustação ($ISL > 0$), segundo a classificação de López et al. (1992), é possível que isso tenha ocasionado uma incrustação no labirinto dos gotejadores mais visível do que nos gotejadores operando com as demais diluições D1, D4 e D5, que possuem um ISL com tendência à corrosão.

A precipitação de carbonato de cálcio na superfície dos gotejadores reduz a área de fluxo da água mediante formação de nódulos de diferentes tamanhos e arranjos, causando perda de carga pelo aumento da rugosidade do canal de labirinto, além de reduzir a vazão e o desempenho hidráulico dos gotejadores (RIBEIRO et al., 2018). A Figura 15 apresenta algumas imagens de MEV que mostram as diferentes formas e dimensões dos nódulos de incrustação.



Fonte: Acervo do autor (2022).

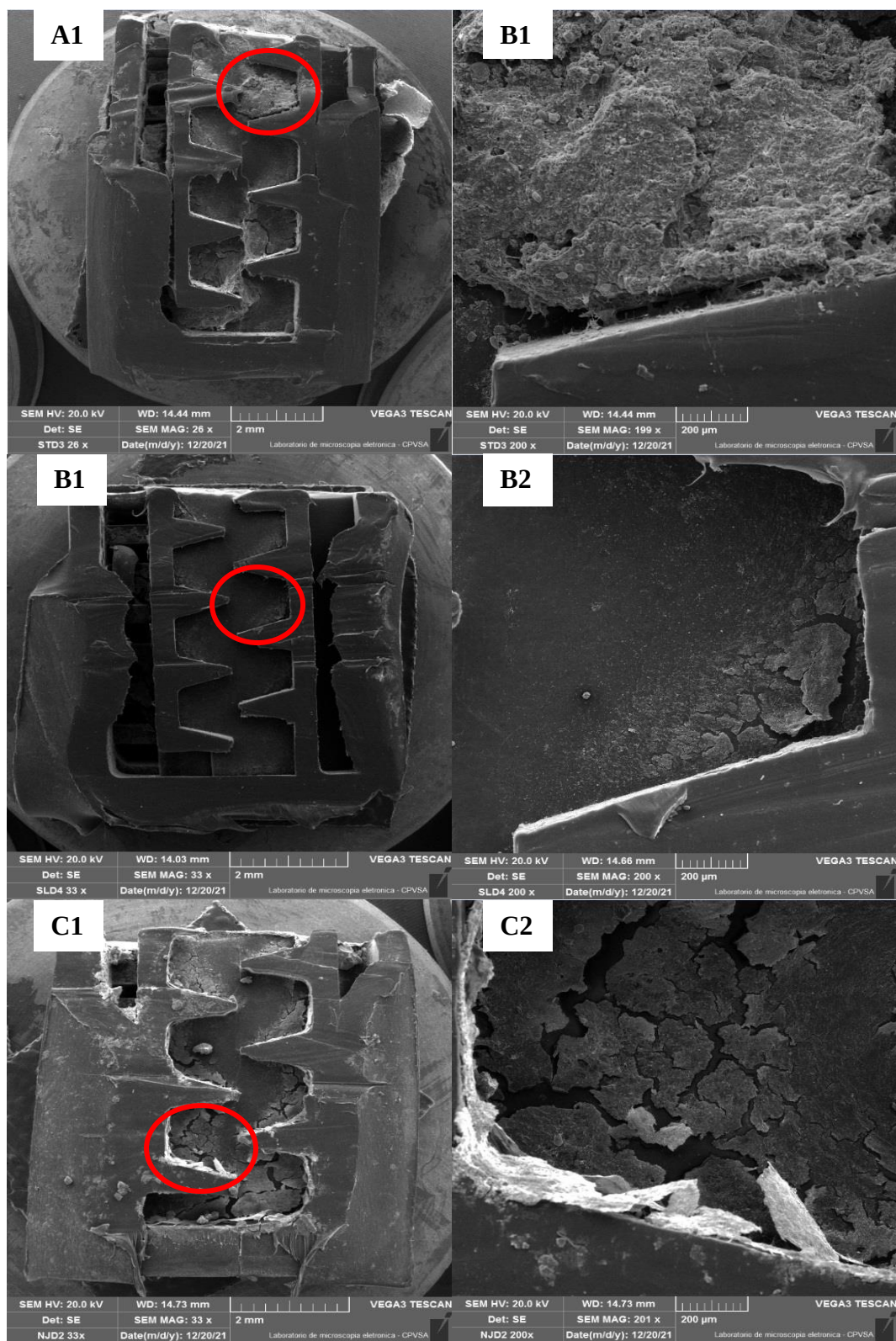
Figura 15. Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) ampliada em 1500x dos nódulos de incrustação aderidos ao labirinto dos gotejadores ST, SL e NJ (A, B e C) da diluição 2.

A composição do material aderido ao labirinto dos gotejadores é outro ponto a ser discutido. De acordo com a análise fatorial, os atributos significativos presentes no fator 1 (Tabela 7) são de natureza física, química e biológica, e a alta correlação entre eles observada tanto na AF quanto na matriz de correlação (Tabela 6) sugere uma ação combinada entre esses atributos na formação do biofilme.

A formação do biofilme se inicia com a interação das bactérias entre si e entre as paredes do gotejador formando microcolônias. Com o passar do tempo, o biofilme começa a crescer e utilizar as partículas sólidas presentes no efluente para se firmar e se tornar mais robusto, facilitando sua segurança e captação de elementos que os mantém em segurança e nutridos (YUAN; OLIVIER, 2019).

Para se manter coeso, as bactérias formadoras de biofilme liberam uma substância polimérica extracelular (EPS) composta por polissacarídeos, proteínas, exoenzimas, ácidos nucleicos e lipídeos que as mantêm firmes e permitem imobilizar os nutrientes e as partículas cimentantes que garantem que fiquem robustos e seguros contra agentes estressores (GREEN et al., 2018; ZHOU et al., 2017).

Outro aspecto a observar nas imagens de MEV é que o material aderido fica mais concentrado na região das paredes do labirinto dos gotejadores. A Figura 16 detalha com imagens de maior resolução essas zonas e a maior concentração de material aderido nessas partes.



Fonte: Acervo do autor (2022).

Figura 16. Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) da localização da incrustação (1) e da ampliação em 200x dos nódulos de incrustação aderidos ao labirinto dos gotejadores ST-D3, SL-D4 e NJ-D2 (A1, B2 e C3).

Na Figura 16, é possível visualizar como a incrustação ocorre principalmente nas curvas do labirinto dos gotejadores, onde os sais são depositados principalmente nas regiões de remanso e promovem a obstrução (ZHANGZHONG et al., 2019). Essas zonas são consideradas zonas de vórtice e de baixas velocidades de fluxo nos canais de labirinto (AL-MUHAMMAD et al., 2019).

Sabendo as regiões onde ocorre a maior concentração de obstrução, é possível analisar diferentes formas de projetar os emissores com características anti-incrustantes. Uma das alternativas é otimizar a geometria do canal dos gotejadores e aumentar a velocidade e a energia cinética turbulenta nessas zonas e na entrada do gotejador (AIT-MOUHEB et al., 2019).

Outra possibilidade é projetar emissores com as paredes do labirinto mais arredondadas para facilitar o escoamento de partículas causadoras de obstrução (RAMACHANDRULA; KASA, 2020). Por fim, outra sugestão seria otimizar o caminho de fluxo com base na lavagem da parede interna com um vórtice para evitar a deposição de material incrustante na região mais próxima à parede do canal (FENG et al., 2018).

4 CONCLUSÕES

O filtro de disco se mostrou eficiente para remoção de turbidez e principalmente de SST para as cinco diluições de efluente da aquicultura em água de poço no decorrer da operação diária.

A estatística multivariada é uma ferramenta útil para o entendimento do mecanismo de obstrução dos gotejadores operando com efluente da aquicultura diluído em água de poço por identificar como se deu a correlação entre os atributos de qualidade da água e influência que eles representaram para o desempenho hidráulico dos gotejadores.

A matriz de correlação ($p \leq 0,05$) indicou 88 correlações significativas entre as variáveis estudadas, sendo 86,36% delas classificadas como fortes ou muito fortes.

A análise fatorial mostrou que os atributos de qualidade da água mais significativos foram de natureza física (SST, SDT e turbidez), química (CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Fe^+ , Na^+) e biológica (CT), indicando que o entupimento dos gotejadores é ocasionado por uma ação combinada de agentes de entupimento.

As análises AF e ACP também indicaram que o S^+ pode ser um elemento limitante do desempenho hidráulico dos gotejadores SL e NJ.

De acordo com a análise de agrupamento, as diluições D2, D3 e D4 são semelhantes a 30% de dissimilaridade, indicando que elas possuem mecanismos de entupimento análogos.

Pela microscopia eletrônica de varredura – MEV, ficou clara a ocorrência de obstrução dos gotejadores operando com efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço, principalmente nas regiões próximas às paredes do labirinto dos emissores.

REFERÊNCIAS

AIT-MOUHEB, N.; SCHILLINGS, J.; AL-MUHAMMAD, J.; BENDOULA, R.; TOMAS, S.; AMIEHL, M.; ANSELMET, F. Impact of hydrodynamics on clay particle deposition and biofilm development in a labyrinth-channel dripper. **Irrigation Science**, v. 37, p. 1–10, 2019.

AL-MUHAMMAD, J.; TOMAS, S.; AIT-MOUHEB, N.; AMIELH, M.; ANSELMET, F. Experimental and numerical characterization of the vortex zones along a labyrinth milli-channel used in drip irrigation. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, v. 80, p. 1-11, 2019.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. **NBR ISO 9261**: Equipamentos de irrigação agrícola: emissores e tubos emissores: especificações e métodos de ensaio. São Paulo, 2006. 17 p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1976. 174 p. (Irrigation and Drainage Paper, 29, Rev. 1.

BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017. 1504p.

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, n. 1, p. 75 - 88, 2014.

BATISTA, R. O.; SILVA, K. B.; SILVA JÚNIOR, M. J.; SANTOS, D. B.; CUNHA, R. R. Performance of drip emitters for different pressures and application of cashew nuts wastewater. **DYNA**, v. 85, n. 204, p. 38-43, 2018a.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística**: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artemed, 2003.

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

COSTA, D. O.; VALE, H. S. M.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A. SANTOS, D. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 4, p. 1251-1266, 2019.

CUNHA, J. L. O.; SILVA, S. L.; BATISTA, R. O.; MARQUES, B. C. D.; COELHO, D. C. L.; SILVA, K. B. Monitoramento da bioincrustação em fitas gotejadoras aplicando água com distintas temperaturas e salinidades. **Irriga**, v. 25, n. 1, p. 1-13, 2020.

DORIA, C. R. C.; ATHAYDE, S.; MARQUES, E. E.; LIMA, M. A. L.; DUTKAGIANELLI, J.; RUFFINO, M. L.; KAPLAN, D.; FREITAS, C. E. C.; ISAAC, V. N. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. **Ambio**, v. 47, n. 4, p. 453-465, 2018.

FENG, J.; LI, Y.; WANG, W.; XUE, C. Effect of optimization forms of flow path on emitter hydraulic and anti-clogging performance in drip irrigation system. **Irrigation Science**, v. 36, p. 37-47, 2018.

FERRI, L. S.; ROCHA, W. S.; BRAZ FILHO, M. S. P. Tendências e tecnologias sustentáveis na aquicultura: recirculação, aquaponia e bioflocos. **Incap em Revista**, v. 9, p. 66-78, 2018.

GARCÍA NIETO, P. J.; GARCÍA-GONZALO, E.; PUIG-BARGÉS, J.; SOLÉ-TORRES, C.; DURAN-ROS, M.; ARBAT, G. A new predictive model for the outlet turbidity in micro-irrigation sand filters fed with effluents using Gaussian process regression. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 170, p. 1-8, 2020.

GREEN, O.; KATZ, S.; TARCHITZKY, J.; CHEN, Y. Formation and prevention of biofilm and mineral precipitate clogging in drip irrigation systems applying treated wastewater. **Irrigation Science**, v. 36, p. 257-270, 2018.

HAIR JUNIOR, J. F. et al. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre, RS: Bookman, 2009.

HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A.; GONÇALVES, M. P.; GRIS, D. J.; LINS, M. A.; BERGER, J. S. Uniformidade de distribuição na irrigação por gotejamento com água residuária de processamento de mandioca. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 2, p. 545-559, 2018.

KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation design**. Glendora: Rain Bird Sprinkler Manufacturing, 1975.

LÓPEZ, J. R.; ABREU, J. M. H.; REGALADO, A. P.; HERNANDEZ, J. F. G. **Riego localizado**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1992.

MAROUFPOOR, E.; AMINPOUR, Y.; KAMANGAR, B. B.; PUIG-BARGUÉS, J. Clogging rate of pressure compensating emitters in irrigation with rainbow trout fish farm effluent. **Irrigation Science**, v. 38, n. 5, p. 1-11, 2020.

MARQUES, B. C. D.; CUNHA, V. T.; CUNHA, V. T.; SILVA, K. B.; BATISTA, R. O. Desempenho de gotejadores operando com água residuária de laticínios em escala laboratorial. **Irriga**, v. 21, n. 1, p. 140-155, 2016.

MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental**: práticas de laboratório. 1. ed. Viçosa: UFV, 2012. 150p.

MELGAÇO, L. A. O.; QUITES, N. C.; LEÃO, V. A. Uso do fosfogesso como fonte de sulfato para bactérias redutoras de sulfato em um reator contínuo de leito fluidizado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 1, p. 157-165, 2020.

MERRIAM, J. L.; KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation**: a guide for management. Logan: Utah State University, 1978.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Drip units operating with dilute landfill leachate. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 1, p. 163–172, 2016a.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Desempenho de gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído. **Irriga**, v. 21, n. 1, p. 156-171, 2016b.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. F.; LEMOS FILHO, L. C. A.; BATISTA, R. O.; FERREIRA, L. L. N. COSTA, L. R. CAMINHA, M. P. Multivariate statistics applied to irrigation water quality data of a watershed in the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 3 p. 650-58, 2021.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 1. ed. Colombo: Embrapa, 2011.

RAMACHANDRULA, V. R.; KASA, R. R. Non-destructive characterization of physical and chemical clogging in cylindrical drip emitters. **Heliyon**, v. 6, p. 1-11, 2020.

RIBEIRO, M. D.; AZEVEDO, C. A.; SANTOS, D. B.; SZEKUT, F. D.; KLEIN, M. R.; REIS, C. F. Optical microscopy and sem for identifying clogging material in a drip irrigation system. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 997-1007, 2018.

RIBEIRO, T. A. P.; PATERNIANI, J. E. S. Comparação de elementos filtrantes no grau de obstrução em irrigação por gotejamento. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 3, p. 488-500, 2013.

SOLIMAN, A. I. E.; MORAD, M. M.; WASFY, K. I.; MOURS, M. A. M. Utilization of aquaculture drainage for enhancing onion crop yield under surface and subsurface drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 239, p. 1-9, 2020.

SONG, P.; LI, Y.; ZHOU, B.; ZHOU, C.; ZHANG, Z.; LI, J. Controlling mechanism of chlorination on emitter bio-clogging for drip irrigation using reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 184, p. 36–45, 2017.

Statsoft Inc. 2020. **Statistica**: data analysis software system, version 14. Tulsa. Disponível em: <http://www.statsoft.com/>. Acesso em em: 8 abr. 2022.

TRIPATHI, V. K.; RAJPUT, T. B. S.; PATEL, N. Performance of different filter combinations with surface and subsurface drip irrigation systems for utilizing municipal wastewater. **Irrigation Science**, v. 32, p. 379–391, 2014.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. C. L.; FEITOSA, A. P. Hydraulic performance of drippers applying sanitary landfill leachate diluted in water. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 987 – 996, 2018.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; COELHO, D. C. L. Distribution uniformity in drip units applying dilutions of treated water produced by oil exploration. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 6, p. 394-401, 2020.

WAN, J.; BU, H.; ZHANG, Y.; MENG, W. Classification of rivers based on water quality assessment using factor analysis in Taizi River basin, northeast China. **Environ. Earth Sci.**, v. 69, p. 909–919, 2013.

YU, L.; LI, N. LIU, X.; YANG, Q.; LI, Z. A.; LONG, J. Influence of dentation angle of labyrinth channel of drip emitters on hydraulic and anti-clogging performance. **Irrigation and Drainage**, v. 68, p. 256-267, 2019.

YUAN, Y.; OLIVIER, H. Biofilm research within irrigation water distribution systems: Trends, knowledge gaps, and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 673, p. 254–265, 2019.

ZHANG, W.; LV, C.; ZHAO, X.; DONG, A.; NIU, W. The influence mechanism of the main suspended particles of Yellow River sand on the emitter clogging – An attempt to improve the irrigation water utilization efficiency in Yellow River basin. **Agricultural Water Management**, v. 258, p. 1-9, 2021.

ZHANGZHONG, L.; PEILING, Y.; WENGANG, Z.; XIN, Z.; CAIYUAN, W. A kinetic model for the chemical clogging of drip irrigation system using saline water. **Agricultural Water Management**, v. 223, p. 1-9, 2019.

ZHOU, B.; WANG, T.; LI, Y.; BRALTS, V. Effects of microbial community variation on bio-clogging in drip irrigation emitters using reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 194, p. 139–149, 2017a.

ZOCOLER, J. L.; RIBEIRO, P. H. P.; SILVA, N. F.; CUNHA, F. N.; TEXEIRA, M.B.; SOARES, F. A. L. Desempenho de um sistema de irrigação por gotejamento com aplicação de água salina. **Irriga**, Edição Especial, 20 anos Irriga + 50 anos FCA, p. 234-247, 2015.

CAPÍTULO 3 - ANÁLISE CANÔNICA E DISCRIMINANTE COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO ENTUPIMENTO DE GOTEJADORES OPERANDO COM DILUIÇÕES DO EFLUENTE DA AQUICULTURA EM ÁGUA DE POÇO

RESUMO

O entupimento de emissores é a principal limitação para o uso de sistemas de irrigação por gotejamento com águas residuárias. Buscar técnicas para entender os mecanismos de obstrução de emissores é uma alternativa para contornar esse problema. Neste contexto, o objetivo deste capítulo é utilizar os métodos de análise estatística multivariada canônica e discriminante para avaliar a interação entre os atributos de qualidade de água ocasionadores de obstrução e o desempenho hidráulico de gotejadores não autocompensantes operando com diluições de efluente da aquicultura bruto (EA) em água de poço (AP). Para isso, foram montadas cinco bancadas experimentais, na área externa do Laboratório de Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido campus Leste, Mossoró-RN, Brasil, onde foram testadas cinco diluições de EA em AP (D1: 100% de EA; D2: 75% de EA + 25% de AP; D3: 50% de EA + 50% de AP; D4: 25% de EA + 75% de AP; e D5: 100% de AP), para averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores não autocompensantes: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) e NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) após 160 h de funcionamento. O experimento foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2021. A cada 80 horas de operação do sistema, foi avaliado o desempenho hidráulico dos três gotejadores por meio dos indicadores vazão (Q), vazão relativa (QR), redução da vazão relativa (RQR), coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), coeficiente de variação da vazão (CVQ) e coeficiente de uniformidade estatística (Us). Nesse mesmo intervalo, foram quantificados os seguintes atributos do EA diluído em AP: pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , CT, CTT, SST, SDT, Mn^+ , Fe^+ , S^+ , Na^+ , ISL, turbidez e temperatura. As análises estatísticas realizadas foram a matriz de correlação, análise canônica (AC) e análise discriminante (AD). A matriz de correlação mostrou 188 variáveis com correlações significativas. Pela análise canônica, foi perceptível que os atributos de qualidade da água possuem fatores com sentido oposto aos coeficientes de desempenho hidráulico dos três gotejadores, excetuando-se a vazão do gotejador ST, que cresceu junto com as concentrações dos atributos de qualidade da água. Com a análise discriminante, foram montadas três funções de classificação, uma para cada gotejador. A porcentagem de acerto da matriz de classificação dessas funções foi de 100%.

Palavras-chave: Reúso agrícola. Estatística multivariada. Emissores. Obstrução.

CHAPTER 3 - CANONICAL AND DISCRIMINATED ANALYSIS AS A TOOL FOR EVALUATION OF CLOGGED DRIPPERS OPERATING WITH DILUTIONS OF AQUACULTURE EFFLUENT IN WELL WATER

ABSTRACT

Clogging of emitters is the main limitation for the use of wastewater drip irrigation systems. Searching for techniques to understand the emitter obstruction mechanisms is an alternative to circumvent this problem. In this context, the objective of this chapter is to use canonical and discriminant multivariate statistical analysis methods to evaluate the interaction between the clogging water quality attributes and the hydraulic performance of non selfcompensating drippers operating with dilutions of raw aquaculture effluent (EA) in well water (AP). For this, five experimental benches were set up in the external area of the Laboratory of Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido east Campus, Mossoró-RN, Brazil, where five dilutions of EA in AP were tested (D1: 100% of EA; D2: 75% of EA + 25% of AP; D3: 50% of EA + 50% of AP; D4: 25% of EA + 75% of AP; and D5: 100% of AP), to investigate the susceptibility to clogging of three types of non-self-compensating emitters: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) and NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) after 160 h of operation. The experiment was carried out in November and December 2021. Every 80 hours of system operation, the hydraulic performance of the three drippers was evaluated through the indicators flow (Q), relative flow (QR), reduction of relative flow (RQR), coefficient of uniformity of distribution (CUD), coefficient of variation of the flow (CVQ) and statistical uniformity coefficient (Us). In the same interval, the following attributes of the EA diluted in AP were quantified: pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , CT, CTT, SST, ST, Mn^+ , Fe^+ , S^+ , Na^+ , ISL, turbidity and temperature. The statistical analyzes performed were the correlation matrix, canonical analysis (CA) and discriminant analysis (DA). The correlation matrix showed 188 variables with significant correlations. Through the canonical analysis, it was noticeable that the water quality attributes have factors opposite the hydraulic performance coefficients of the three drippers, except for the flow rate of the ST dripper, which grew along with the concentrations of the water quality attributes. With the discriminant analysis, three classification functions were set up, one for each dripper. The percentage of success of the classification matrix of these functions was 100%.

Keywords: Agricultural reuse. Multivariate statistics. Emitters. Obstruction.

1 INTRODUÇÃO

A principal limitação dos sistemas de irrigação por gotejamento é a susceptibilidade ao entupimento dos gotejadores (ZHANG et al., 2021). Por possuírem dimensões reduzidas, os gotejadores sofrem obstrução ocasionada pelos atributos de qualidade da água de irrigação (WANG et al., 2020). No efluente da aquicultura, a concentração desses atributos é elevada e potencializa o processo de entupimento de gotejadores (SOLIMAN et al., 2020).

Basicamente, o entupimento dos gotejadores ocorre quando os atributos de qualidade da água interagem entre si e/ou com as partes internas da tubulação e dos emissores de maneira conjunta ou individual, ocasionando a incrustação e a formação de um biofilme que obstrui os gotejadores, reduzindo o desempenho hidráulico do sistema de irrigação (BATISTA et al., 2018; GREEN et al., 2018; RIBEIRO et al., 2018).

Para isso, é fundamental entender os mecanismos de entupimento de gotejadores para tornar a aplicação via sistemas de irrigação por gotejamento ainda mais eficiente. Uma ferramenta sofisticada e que pode ser de grande valia para compreensão desse processo é a estatística multivariada, recurso que analisa uma gama de variáveis em conjunto e auxilia na caracterização dos objetos da amostra, facilitando o entendimento global dos dados (POPOVIC et al., 2021).

Dois tipos de análises multivariadas são interessantes para a compreensão do processo de entupimento de gotejadores. O primeiro deles é análise de correlação canônica, que avalia a associação entre grupos explicativos e de resposta (BARBOSA et al., 2017). O segundo tipo é a análise discriminante, que identifica as variáveis que melhor diferenciam os grupos e descrevem as funções de classificação que representam a diferença entre os grupos (GOMES; MENDONÇA, 2017).

Apesar de acurada, poucos ou nenhum estudo sobre entupimento de gotejadores utilizam essas técnicas. Nessa conjuntura, o objetivo desse capítulo é utilizar os métodos de análise estatística multivariada para avaliar a interação entre os atributos de qualidade de água ocasionadores de obstrução e o desempenho hidráulico de gotejadores não autocompensantes operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área experimental

O experimento foi conduzido em novembro e dezembro de 2021 na área experimental externa do Laboratório de Construções Rurais e Ambiente do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais do Centro de Engenharias, no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semi-árido (UFERSA), em Mossoró-RN, Brasil (Figura 1), localizada sob as coordenadas geográficas 5°12'13,14" de latitude Sul e 37°19'26,93" de longitude Oeste.



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 1. Imagem da área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiente da UFERSA.

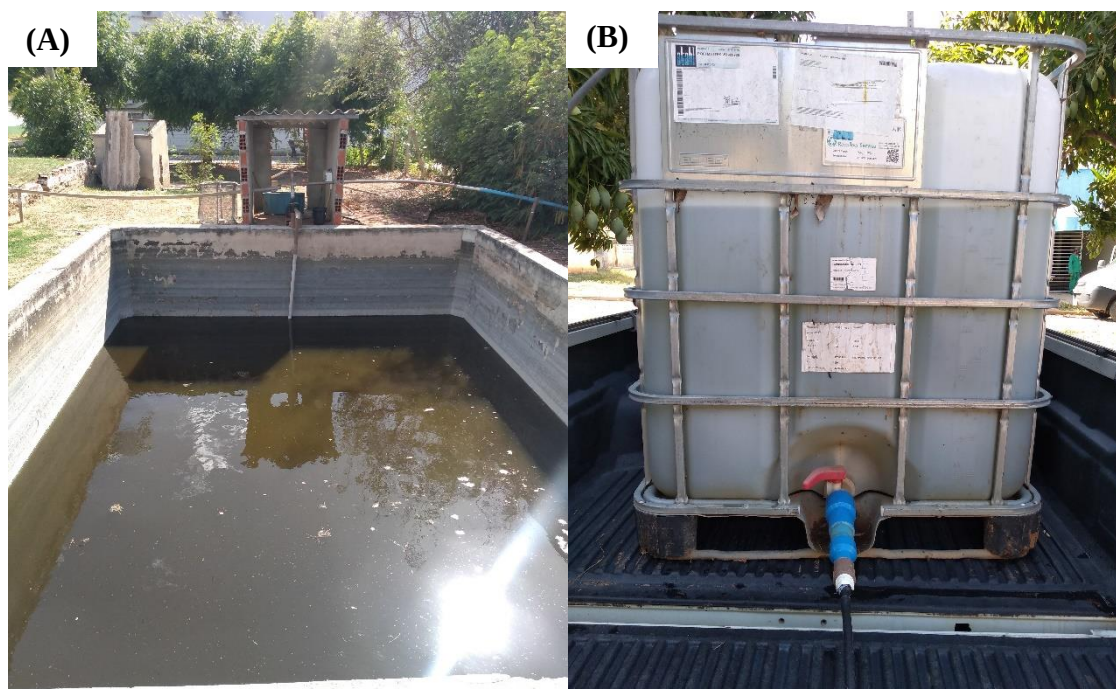
O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSh, seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, tendo precipitação pluviométrica irregular, com média anual de 794 mm (ALVARES et al., 2013).

O efluente da aquicultura é proveniente do Setor de Aquicultura do campus Leste da UFERSA Mossoró (Figura 2A), onde são realizados diversos experimentos

com a produção de organismos aquáticos, tais como Tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*), Tilápia Zanzibar (*Oreochromis urolepis hornorum*), Tambaqui (*Colossoma macropomum*), Tambatinga (*Piaractus brachypomus*) e camarão (*Caridea*), em viveiros com água doce e salina.

A água salina utilizada no setor de aquicultura da UFERSA é procedente da diluição de água doce com a água-mãe das salinas mossoroenses. A água de diluição, assim como a água doce dos viveiros da aquicultura, é oriunda de um poço instalado também no campus Leste da UFERSA Mossoró que é gerenciado pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).

O transporte do efluente do Setor de Aquicultura até a área experimental foi realizado, semanalmente, por meio de uma caixa d'água de 1000 L acoplada a um carro do setor de transportes da UFERSA (Figura 2B).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 2. Tanque de efluente da aquicultura do Setor de Aquicultura da UFERSA (A) e caixa d'água de 1000 L usada no transporte do efluente para área experimental (B).

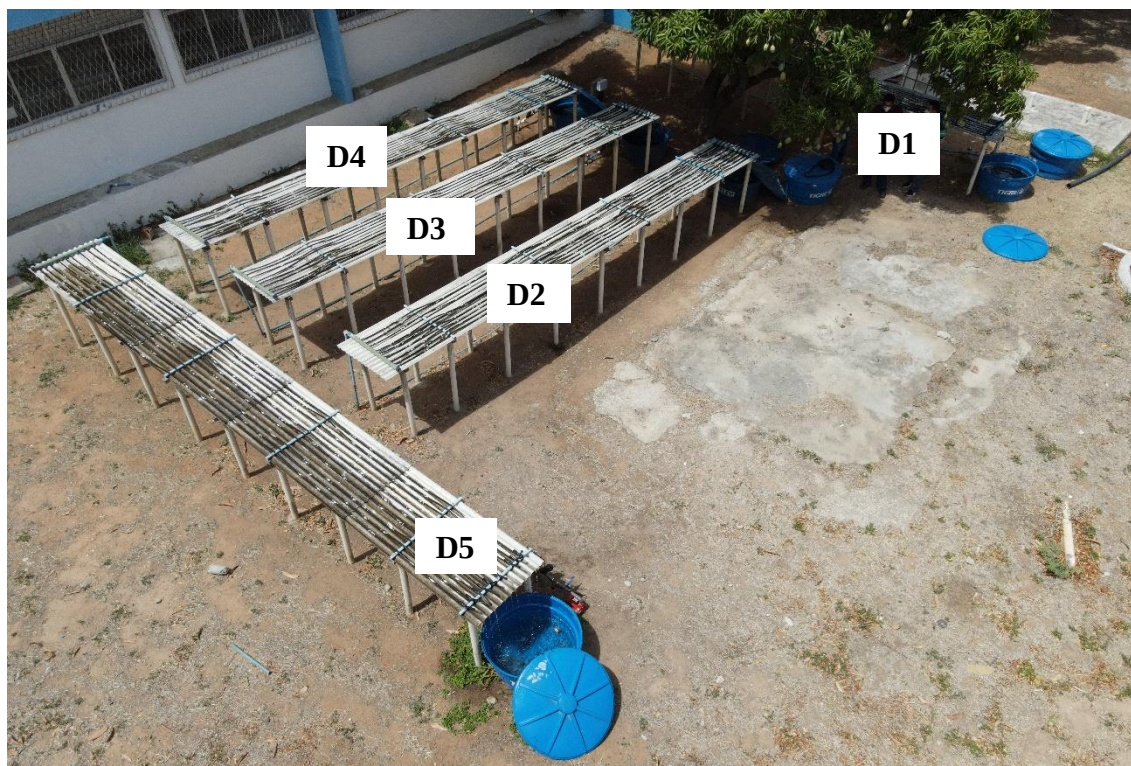
2.2 Delineamento experimental e bancadas de ensaio

O experimento foi executado no Delineamento Inteiramente Casualizado em esquema de parcelas subsubdivididas com três repetições, como recomendado por Batista et al. (2018). Nas parcelas, foram colocadas as cinco diluições de efluente da

aquicultura (EA) em água de poço (AP), para averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores (subparcelas) (Netafim Super Typhoon, Netafim Streamline e NaanDanJain TalDrip), com base nas variações das concentrações dos agentes físicos, químicos e microbiológicos causadores de entupimento, avaliados pelo desempenho hidráulico até completar um total de 160 h segundo a recomendação de Vale et al. (2020). Ao todo, foram realizadas três avaliações de desempenho hidráulico nos tempos de operação (subsubparcelas) 0, 80 e 160 h.

As diluições do efluente da aquicultura em água de poço ficaram da seguinte forma: D1 – 100% de efluente da aquicultura; D2 – 75% de efluente da aquicultura + 25% de água de poço; D3 – 50% de efluente da aquicultura + 50% de água de poço; D4 – 25% de efluente da aquicultura + 75% de água de poço; D5 – 100% de água de poço.

Para executar o experimento, foram montadas cinco bancadas experimentais. Cada uma delas operou com uma diluição de efluente da aquicultura em água de poço e três tipos de emissores. Os emissores e as diluições foram dispostas de forma inteiramente casualizada nas bancadas (Figura 3).

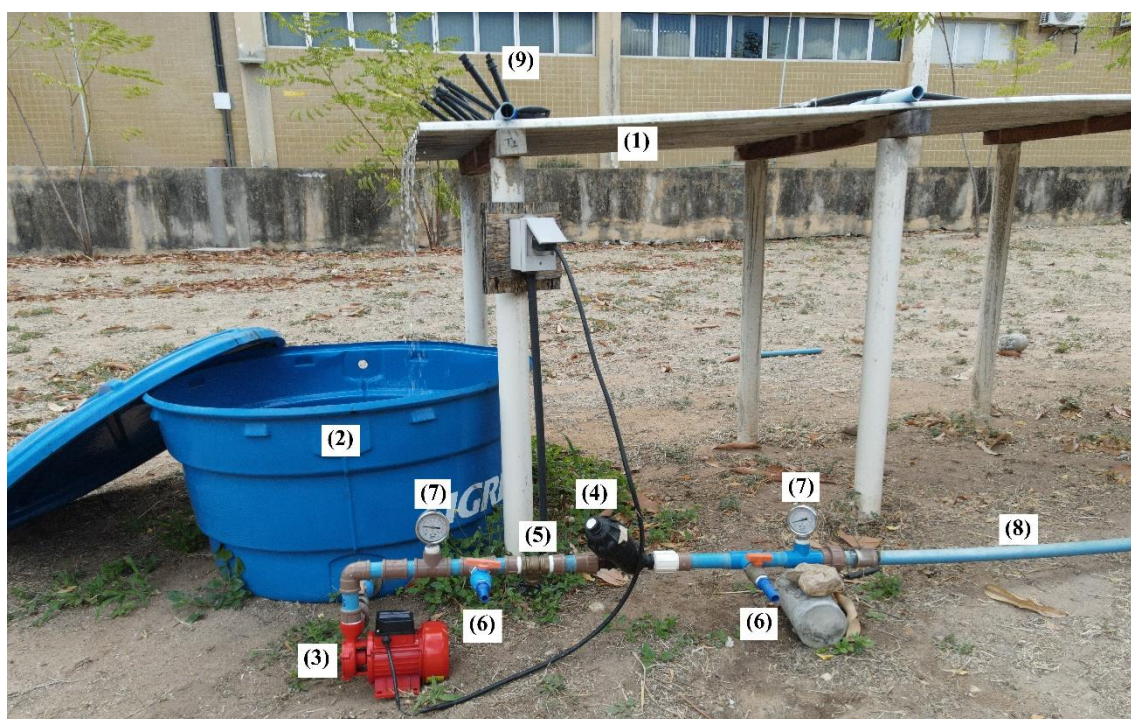


Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 3. Bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores.

As bancadas experimentais possuem área de 8m² (1m de largura por 8 m de comprimento), constituída sobre uma base de madeira para a sustentação de telhas de fibrocimento onduladas instaladas com declividade de 2,5%, para promover a recirculação do efluente.

A jusante de cada bancada, foi instalado um reservatório de 0,31 m³ conectado a um sistema de irrigação por gotejamento dotado de um cabeçal de controle. A Figura 4 apresenta a montagem de uma bancada e seus respectivos equipamentos.



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Legenda: (1) telha de fibrocimento; (2) reservatório de 0,31 m³; (3) motobomba de 0,5 cv; (4) um filtro de disco com aberturas de 130 µm; (5) um registro de gaveta; (6) dois pontos para coleta de amostras do efluente; (7) dois manômetros analógicos de glicerina (0 a 400 kPa) para a leitura da pressão de serviço; (8) uma linha principal de 32 mm, uma linha de derivação de 50 mm e; (9) nove linhas laterais com 8 m de comprimento, com seus respectivos conectores e borrachas de vedação.

Figura 4. Componentes de uma bancada experimental.

Os sistemas de irrigação por gotejamento montados para aplicar as cinco diluições foram divididos em três unidades gotejadoras, seguindo as recomendações de Vale et al. (2020) e Mesquita et al. (2016a). Cada uma dessas unidades possuía três linhas laterais de 8 m de comprimento, tendo sido escolhidos 16 emissores para a avaliação do desempenho hidráulico. A distribuição das linhas laterais e a escolha dos gotejadores avaliados foram realizadas de forma inteiramente casualizada. Os

gotejadores escolhidos para serem avaliados foram destacados com um ponto de tinta branca e barbantes.

As especificações dos gotejadores não autocompensantes utilizados no experimento foram as seguintes:

- Gotejador ST (Figura 5A) – Fabricante: Netafim Super Typhoon; vazão nominal: $1,60 \text{ L h}^{-1}$; coeficiente de vazão: 0,53; expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento: 0,48; área de filtragem: 34 mm^2 ; comprimento do labirinto: 23 mm; coeficiente de variação de fabricação ± 7 ; faixa de pressão recomendada: 60 a 300 kPa; espaçamento entre emissores: 0,30 m.
- Gotejador SL (Figura 5B) – Fabricante: Netafim Streamline; vazão nominal: $1,60 \text{ L h}^{-1}$; coeficiente de vazão: 0,57; expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento: 0,45; área de filtragem: 17 mm^2 ; comprimento do labirinto: 13 mm; coeficiente de variação de fabricação ± 7 ; faixa de pressão recomendada: 90 a 100 kPa; espaçamento entre emissores: 0,30 m.
- Gotejador NJ (Figura 5C) – Fabricante: NaanDanJain TalDrip; vazão nominal: $1,70 \text{ L h}^{-1}$; coeficiente de vazão: 0,56; expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento: 0,46; área de filtragem: $6,0 \text{ mm}^2$; comprimento do labirinto: 44 mm; coeficiente de variação de fabricação ± 5 ; faixa de pressão recomendada: 70 a 300 kPa; espaçamento entre emissores: 0,20 m.



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 5: Gotejador ST (A), gotejador SL (B) e gotejador NJ (C).

2.3 Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

A operação diária do sistema de irrigação durou oito horas em média. No decorrer do experimento, foram realizadas três avaliações de desempenho hidráulico dos emissores a cada 80 h de funcionamento, até completar 160h. Nessas avaliações, se

media o volume de água que saía em três minutos dos 16 gotejadores de cada uma das linhas laterais. Essa medição foi feita com auxílio de recipientes coletores de 200mL e provetas de 100mL, com precisão de 1 mL, seguindo as recomendações da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006) (Figura 6).



Fonte: Acervo do Autor (2022).

Figura 6. Avaliação de desempenho hidráulico dos gotejadores.

Com a obtenção desses dados, a vazão foi calculada utilizando-se a Equação 1.

$$Q = \frac{\text{Vol}}{1000t_{\text{em}}} \cdot 60 \quad (1)$$

Em que:

Q - Vazão do emissor, L.h⁻¹;

Vol - Volume do efluente coletado, mL; e

t_{em} - Tempo de coleta do efluente, minutos.

Na determinação do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras, foram utilizados como indicadores a vazão relativa (QR), redução da vazão relativa (RQR), coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), coeficiente de variação de vazão (CVQ) e coeficiente de uniformidade estatística (Us), representados na Tabela 1 pelas equações 2, 3, 4, 5 e 6.

Tabela 1. Coeficientes de desempenho hidráulico, equações e variáveis.

Coeficiente	Equação	Variáveis	Referência	Nº da equação
Vazão	$Q = \frac{Vol}{1000t_{em}} \cdot 60$	Q – Vazão do emissor, L.h ⁻¹ ; Vol – Volume do efluente coletado, mL; t _{em} – Tempo de coleta do efluente, minutos.	ABNT (2006)	(2)
Vazão relativa	$QR = \frac{q_a}{q_i}$	QR - Vazão relativa, L h ⁻¹ ; q _a - Vazão atual, L h ⁻¹ ; e q _i - Vazão inicial, L h ⁻¹ .	Capra; Scicolone (1998)	(3)
Redução da vazão relativa	$RQR = 100 \left(\frac{q_i - q_a}{q_i} \right)$	RQR - Redução da vazão relativa, %; q _i - Vazão inicial, L h ⁻¹ ; e q _a - Vazão atual, L h ⁻¹ .	Capra; Scicolone (1998)	(4)
Coeficiente de uniformidade de distribuição	$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{\bar{q}}$	CUD-Coeficiente de uniformidade de distribuição, % q _{25%} - Valor médio dos 25% menores valores de vazões dos emissores, L h ⁻¹ ; e q - Vazão média dos emissores, L h ⁻¹ .	Keller; Karmeli (1975)	(5)
Coeficiente de variação de vazão	$CVQ = 100 \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2}{n_e - 1}} \frac{1}{\bar{q}}$	CVQ - Coeficiente de variação da vazão, %; q _i - Vazão de cada emissor, L h ⁻¹ ; q - Vazão média dos emissores, L h ⁻¹ ; e n _e - Número de emissores avaliados.	ASABE (2008)	(7)
Coeficiente de uniformidade estatística	$Us = 100(1-CVQ)$	Us - coeficiente de uniformidade estatístico de aplicação de efluente, %; e CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.	Bralts et al. (1987)	(8)

Fonte: Autoria própria (2022).

A pressão de serviço das unidades gotejadoras foi de 80 ± 10 kPa, que, segundo Batista et al. (2018), é a medida de pressão que potencializa a formação de biofilme nos emissores dos sistemas de irrigação por gotejamento que operam com águas residuárias. O ajuste periódico da pressão de serviço nas unidades gotejadoras foi feito com o auxílio de manômetros graduados de 0 a 400 kPa, tendo classe de exatidão de ± 1% de fundo de escala e dispostos como na Figura 4.

2.4 Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Os atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço foram caracterizados em função da presença de agentes físicos, químicos e microbiológicos. Para isso, foram coletadas amostras das cinco diluições nos reservatórios de cada uma das bancadas no início (0 h), no meio (80 h) e no fim do experimento (160 h).

A primeira parte dessas amostras foi levada para o Laboratório de Solo, Água e Planta do Semiárido (LASAPSA) da UFERSA e, seguindo as recomendações da EMBRAPA (PARRON et al., 2011), de Matos (2012) e do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (BAIRD et al., 2017), para determinar os seguintes atributos: potencial hidrogeniônico (pH) via pHmetro de bancada; condutividade elétrica (CE) por meio do condutivímetro de bancada; cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+) utilizando o fotômetro de chama, carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) por meio do método titulométrico; sólidos suspensos totais (SST) e sólidos totais (ST) pelo método gravimétrico e turbidez (Tur) via turbidímetro de bancada. Ressalta-se que os sólidos dissolvidos totais (SDT) foram obtidos pela diferença entre SST e ST.

Com concentrações de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} e HCO_3^- estabelecidas, foi determinada a tendência para formação de carbonato de cálcio (CaCO_3) com a utilização do Índice de Saturação de Langelier (ISL), proposta por Ayers; Westcott (1976) e apresentado na equação 7.

$$\text{ISL} = \text{pHm} - \text{pHC}$$

(7)

Em que:

ISL - Índice de Saturação de Langelier;

pHm - pH medido; e

pHc - $(\text{pKd} - \text{pKs}) + \text{pCa} + \text{p(Alk)}$.

A segunda parte das amostras foi enviada para o Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Minas Gerais, analisando-se pelo método de adsorção atômica de plasma para quantificar os teores de manganês total (Mn^+), ferro (Fe^+) e enxofre (S^+). Por sua vez, a terceira parte da amostra foi encaminhada para o Laboratório CACIM,

onde foram quantificados os níveis populacionais de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes, utilizando-se a técnica de colilerte, sendo os resultados expressos em unidades formadoras de colônia por 100 mL (UFC 100 mL⁻¹), seguindo as recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (BAIRD et al., 2017).

A determinação da temperatura das diluições do EA em AP foi obtida “in loco” com o auxílio de um termômetro de precisão de 0,5 °C.

2.5 Análise multivariada

Os dados usados como variáveis na análise multivariada foram todos os atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço quantificados no decorrer do período experimental e os coeficientes obtidos pela avaliação de desempenho hidráulico, vazão – Q, vazão relativa – QR, redução da vazão relativa – RQR, coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD, coeficiente de variação da vazão – CVQ e coeficiente de uniformidade estatística – Us, dos gotejadores ST, SL e NJ.

Essas variáveis foram estabelecidas em função das cinco diluições do efluente da aquicultura em água de poço D1, D2, D3, D4 e D5 nos tempos de operação 0, 80 e 160 horas.

As análises multivariadas realizadas foram: matriz de correlação, análise de correlação canônica (AC) e análise discriminante (AD). Para isso, foi utilizado o *Software Statistica 14.0* (StatSoft, 2020).

2.5.1 Matriz de correlação

A matriz de correlação ($p \leq 0,05$) foi utilizada com o objetivo de investigar se os atributos do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico Q, QR, RQR, CUD, CVQ e Us dos três gotejadores não autocompensantes possuem correlações mínimas satisfatórias para fundamentar as análises canônica e discriminante.

Os valores de r encontrados ficam entre 1 e -1, onde quanto mais próximo destes, maior a correlação entre as variáveis analisadas, desse modo, quanto mais próximo de zero menor a correlação. As correlações podem ser qualificadas de acordo com Callegari-Jacques (2003), da seguinte forma:

Se $0,00 < \rho^{\wedge} < 0,30$, existe fraca correlação linear;

Se $0,30 \leq \rho^{\wedge} < 0,60$, existe moderada correlação linear;

Se $0,60 \leq \rho^{\wedge} < 0,90$, existe forte correlação linear e;

Se $0,90 \leq \rho^{\wedge} < 1,00$, existe correlação linear muito forte.

Quando há correlações positivas entre variáveis significa que se uma variável aumenta ou diminui a sua variável correlacionada também cresce ou reduz no mesmo sentido. Por sua vez, as correlações negativas demonstram relação oposta entre as variáveis, ou seja, quando uma variável é elevada a outra variável correlacionada negativamente minora, e vice-versa.

2.5.2 Análise de correlação canônica (AC)

A análise de correlação canônica tem como princípio desenvolver uma correlação linear entre cada conjunto de variáveis para maximizar a correlação entre os dois conjuntos (HAIR JÚNIOR et al., 2009). Neste sentido, o objetivo da utilização da análise canônica nessa pesquisa é correlacionar os dois conjuntos de variáveis quantificados no experimento, os atributos de qualidade da água e os coeficientes de desempenho hidráulico.

Para compor esses dois conjuntos de dados, foi necessária uma seleção entre eles. O primeiro conjunto agrega os atributos de qualidade da água. Na seleção, foram escolhidos os sete atributos com correlações com as variáveis de desempenho hidráulico mais fortes na matriz de correlação ($p \leq 0,05$) e que também são citados por Capra; Scicolone (1998) e Nakayama et al. (2006) como atributos de qualidade com potencial para entupimento de gotejadores. Esses mesmos atributos foram usados nas três análises canônicas realizadas.

O segundo conjunto de variáveis se refere aos coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ. Para que o *software* pudesse processar esses dados na análise canônica com os seis coeficientes Q, QR, RQR, CUD, CVQ e Us, dos três gotejadores, foi necessário realizar três análises canônicas. Cada uma dessas análises utilizou dois coeficientes de desempenho hidráulico dos três gotejadores. Na primeira análise, foram usados os coeficientes QR e CUD, para a segunda análise o Q e Us e para terceira, RQR e CVQ.

Para atestar a correlação entre os pares canônicos formados, foi realizado o teste de chi-quadrado e escolhido o $p \leq 0,05$ como referência de significância.

2.5.3 Análise discriminante (AD)

O objetivo da análise discriminante é gerar funções de classificação (HAIR JÚNIOR et al., 2009), que são uma espécie de modelo a ser usado para determinar a qual diluição do efluente da aquicultura em água de poço a amostra de água pode pertencer de acordo com os atributos de qualidade de água e os coeficientes de desempenho hidráulico analisados.

Para isso, foram usados os dois conjuntos de variáveis, os atributos de qualidade de água e os coeficientes de desempenho hidráulico. As variáveis usadas para o primeiro e para o segundo grupo foram aquelas com correlações significativas mais fortes entre esses dois grupos, na matriz de correlação ($p \leq 0,05$).

Em seguida, foram geradas três funções de classificação com as variáveis escolhidas. As funções de classificação representam as diluições do efluente de aquicultura em água de poço que podem ser aplicadas na operação do sistema de irrigação por gotejamento com os emissores ST, SL e NJ. Em outras palavras, uma função de classificação para cada gotejador avaliado.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises dos atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço no tempo de coleta são apresentados na Tabela 2. Os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 nas avaliações e coletas de amostras realizadas 00, 80 e 160 horas de experimento são apresentados na Tabela 3.

3.1 Matriz de correlação

Os dados das Tabelas 2 e 3 foram utilizados para montar a matriz de correlação de Pearson com $p \leq 0,05$ (Tabela 4). Os valores em vermelho na matriz de correlação representam as correlações significativas entre as variáveis estudadas. É importante lembrar que correlações positivas representam que as variáveis crescem ou descem juntas e correlações negativas representam oposição de crescimento, além disso, quanto mais próximo de 1 ou -1, mais fortes são essas correlações.

Tabela 2. Atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água D1, D2, D3, D4 e D5 nos tempos de 00, 80 e 160 h de funcionamento.

Diluições e tempo de operação	Atributos de qualidade da água																
	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CT	CTT	SST	SDT	Mn ⁺	Fe ⁺	S ⁺	Na ⁺	ISL	Turbidez	Temperatura
D1 – 0 h	7,93	5,88	20,40	33,80	0,14	1,78	180,00	16,00	44,00	6850,00	0,05	0,45	0,11	42,70	-0,20	9,9	30
D2 – 0 h	8,04	5,01	13,50	25,80	0,20	1,76	70,00	12,00	26,00	5608,00	0,00	0,06	0,04	35,03	0,01	3,9	34
D3 – 0 h	8,06	3,60	11,90	17,80	0,25	1,94	120,00	20,00	4,00	3738,00	0,02	0,34	0,10	25,66	0,01	4,8	34
D4 – 0 h	7,92	2,26	5,30	13,10	0,12	1,51	110,00	15,00	14,00	2138,00	0,02	0,11	0,04	15,26	-0,46	5,5	33
D5 – 0 h	7,05	0,52	0,60	0,28	0,05	1,66	20,00	0,00	2,00	452,00	0,00	0,00	0,01	7,98	-2,12	0,23	35
D1 – 80 h	7,62	8,45	16,90	41,80	0,00	1,89	420,00	60,00	6,00	6644,40	0,02	0,06	0,08	70,42	-1,46	4,2	28
D2 – 80 h	7,61	5,37	12,60	17,90	0,00	1,71	70,00	20,00	4,00	4300,00	0,02	0,09	0,08	45,44	-0,14	2,6	29
D3 – 80 h	7,67	4,18	8,70	11,50	0,05	1,66	60,00	30,00	4,00	3246,00	0,00	0,01	0,11	35,55	0,13	1,5	28
D4 – 80 h	7,64	3,34	6,90	11,40	0,07	1,53	150,00	60,00	4,00	2470,00	0,00	0,08	0,08	29,62	-0,24	1,36	27
D5 – 80 h	7,55	0,59	0,67	0,13	0,23	1,42	40,00	10,00	2,00	392,00	0,00	0,04	0,04	6,52	-1,31	0,19	30
D1 – 160 h	7,65	10,33	18,00	54,70	0,00	2,40	460,00	90,00	68,00	7778,00	0,00	0,35	0,23	83,43	-2,27	10,7	29
D2 – 160 h	8,20	5,49	10,00	23,10	0,09	1,72	70,00	20,00	6,00	3878,00	0,01	0,05	0,10	42,84	0,59	3,8	26
D3 – 160 h	8,28	4,26	6,80	21,20	0,15	1,51	60,00	10,00	6,00	2864,00	0,00	0,15	0,19	33,99	0,47	2,5	26
D4 – 160 h	8,47	3,70	6,00	15,70	0,20	1,45	50,00	10,00	4,00	2414,00	0,00	0,03	0,16	31,50	0,62	3	26
D5 – 160 h	8,50	0,67	0,52	0,31	0,33	1,40	70,00	20,00	2,00	308,00	0,00	0,03	0,17	8,60	-0,28	0,5	27

Fonte: Autoria Própria (2022).

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica (dS m⁻¹); Ca²⁺ - cálcio (mmolc L⁻¹); Mg²⁺ - magnésio (mmolc L⁻¹); CO₃²⁻ - carbonato (mmolc L⁻¹); HCO₃⁻ - bicarbonato (mmolc L⁻¹); CT coliformes torais (UFC 100mL⁻¹); CTT – coliformes termotolerantes (UFC 100mL⁻¹); SDT – sólidos dissolvidos totais (mg L⁻¹); SST - sólidos suspensos totais (mg L⁻¹); Mn⁺ – manganês (mg L⁻¹); Fe⁺ – ferro (mg L⁻¹); S⁺ – enxofre (mg L⁻¹); Na⁺ - sódio (mmolc L⁻¹); ISL – índice de saturação de Langelier; Tur – turbidez (UNT); T – temperatura °C; D1 - 100% efluente da aquicultura (EA), D2 - 75% de EA e 25% de água de poço (AP), D3 - 50% de EA e 50% de AP, D4 - 25% de EA e 75% de AP e D5 - 100% de AP.

Tabela 3. Coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ com 00, 80 e 160 h de operação.

Diluições e tempo de operação	Coeficientes de desempenho hidráulico																	
	QR ST	QR SL	QR NJ	CUD ST	CUD SL	CUD NJ	Q ST	Q SL	Q NJ	RQR ST	RQR SL	RQR NJ	CVQ ST	CVQ SL	CVQ NJ	Us ST	Us SL	Us NJ
D1 – 0 h	1,00	1,00	1,00	95,63	93,63	94,42	1,5	1,19	1,32	0,00	0,00	0,00	6,26	7,54	6,52	93,74	92,46	93,48
D2 – 0 h	1,00	1,00	1,00	92,20	95,85	96,40	1,48	1,22	1,34	0,00	0,00	0,00	8,86	5,66	6,72	91,14	94,34	93,28
D3 – 0 h	1,00	1,00	1,00	99,07	97,90	97,87	1,48	1,25	1,37	0,00	0,00	0,00	2,86	3,44	4,3	97,14	96,56	95,7
D4 – 0 h	1,00	1,00	1,00	97,13	96,54	96,98	1,47	1,23	1,35	0,00	0,00	0,00	5,71	6,13	5,88	94,29	93,87	94,12
D5 – 0 h	1,00	1,00	1,00	95,93	97,39	97,76	1,47	1,24	1,34	0,00	0,00	0,00	6,64	6,28	6,92	93,36	93,72	93,08
D1 – 80 h	0,96	0,73	0,90	91,11	92,58	91,49	1,43	1,09	1,35	4,10	8,54	-2,38	8,08	6,95	8,71	91,92	93,05	91,29
D2 – 80 h	0,86	0,82	0,88	77,97	95,26	91,95	1,28	1,21	1,31	13,87	0,10	2,85	37,7	9,94	12,97	62,3	90,06	87,03
D3 – 80 h	1,00	0,81	0,89	95,46	90,11	84,59	1,48	1,2	1,31	0,00	4,06	4,56	5,88	16,49	19,35	94,12	83,51	80,65
D4 – 80 h	1,04	0,88	0,94	95,27	91,42	91,46	1,52	1,29	1,38	-3,74	-5,15	-2,00	5,66	10,26	9,99	94,34	89,74	90,01
D5 – 80 h	0,95	0,80	0,89	92,78	92,74	92,78	1,4	1,18	1,31	4,78	4,96	2,39	6,63	6,53	9,39	93,37	93,47	90,61
D1 – 160 h	0,90	0,63	0,81	84,80	58,70	85,71	1,34	0,95	1,21	10,37	20,61	8,17	21,51	40,24	18,55	78,49	59,76	81,45
D2 – 160 h	0,77	1,02	1,12	74,92	90,72	89,73	1,14	1,21	1,34	23,1	0,24	0,59	59,27	13,19	14,97	40,73	86,81	85,03
D3 – 160 h	0,99	0,73	0,83	94,47	82,16	75,02	1,46	1,08	1,23	0,99	13,75	10,21	9,22	25,33	30,97	90,78	74,67	69,03
D4 – 160 h	1,00	0,79	0,91	95,44	93,24	94,90	1,46	1,16	1,33	0,48	5,76	1,57	8,44	9,64	8,59	91,56	90,36	91,41
D5 – 160 h	0,95	0,79	0,90	94,64	96,14	92,40	1,4	1,17	1,32	4,98	6,23	1,58	7,96	7,09	9,34	92,04	92,91	90,66

Fonte: Autoria Própria (2022).

Nota: QR – vazão relativa; CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição (%); Q – vazão (L h⁻¹); RQR – redução da vazão relativa (%); CVQ – coeficiente de variação de vazão (%); Us - coeficiente de uniformidade estatística (%); D1 - 100% efluente da aquicultura (EA), D2 - 75% de EA e 25% de água de poço (AP), D3 - 50% de EA e 50% de AP, D4 - 25% de EA e 75% de AP e D5 - 100% de AP.

Tabela 4. Matriz de correlação ($p \leq 0,05$) entre os atributos de qualidade do efluente de aquicultura em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ nos tempos de operação 00, 80 e 160 h.

	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CT	CTT	SST	SDT	Mn ⁺	Fe ⁺	S ⁺	Na ⁺	ISL	Tur	T	QR ST	QR SL	QR NJ	CUD ST	CUD SL	CUD NJ	Q ST	Q SL	Q NJ	RQR ST	RQR SL	RQR NJ	CVQ ST	CVQ SL	CVQ NJ	US ST	US SL	US NJ	
pH	1,00																																			
CE	-0,03	1,00																																		
Ca ²⁺	-0,02	0,89	1,00																																	
Mg ²⁺	0,02	0,97	0,89	1,00																																
CO ₃ ²⁻	0,64	-0,59	-0,43	-0,48	1,00																															
HCO ₃ ⁻	-0,28	0,81	0,76	0,82	-0,48	1,00																														
CT	-0,20	0,81	0,67	0,84	-0,48	0,77	1,00																													
CTT	-0,22	0,71	0,50	0,66	-0,52	0,66	0,87	1,00																												
SST	-0,06	0,66	0,67	0,76	-0,24	0,73	0,63	0,52	1,00																											
SDT	-0,03	0,94	0,98	0,95	-0,47	0,80	0,74	0,57	0,73	1,00																										
Mn ⁺	-0,01	0,30	0,62	0,37	-0,13	0,21	0,25	-0,05	0,34	0,50	1,00																									
Fe ⁺	0,06	0,47	0,67	0,59	0,00	0,60	0,46	0,28	0,71	0,61	0,66	1,00																								
S ⁺	0,51	0,46	0,25	0,45	0,06	0,31	0,38	0,43	0,42	0,31	-0,07	0,38	1,00																							
Na ⁺	-0,07	0,99	0,84	0,94	-0,63	0,79	0,83	0,75	0,62	0,90	0,24	0,40	0,48	1,00																						
ISL	0,73	-0,15	-0,03	-0,21	0,38	-0,46	-0,54	-0,43	-0,37	-0,11	0,06	-0,10	0,13	-0,20	1,00																					
Tur	0,08	0,73	0,81	0,84	-0,25	0,73	0,66	0,45	0,88	0,82	0,61	0,84	0,39	0,67	-0,16	1,00																				
T	-0,44	-0,24	0,00	-0,13	0,08	0,21	-0,11	-0,29	0,12	-0,02	0,15	0,17	-0,62	-0,30	-0,38	0,10	1,00																			
QR ST	-0,09	-0,33	-0,16	-0,24	0,25	-0,26	-0,10	-0,11	-0,08	-0,19	0,02	0,07	-0,19	-0,35	-0,03	-0,12	0,33	1,0																		
QR SL	-0,03	-0,38	-0,05	-0,31	0,20	-0,18	-0,48	-0,55	-0,17	-0,15	0,30	0,05	-0,67	-0,46	0,27	-0,02	0,58	0,1	1,00																	
QR NJ	0,07	-0,22	0,00	-0,18	0,14	-0,10	-0,33	-0,41	-0,17	-0,07	0,23	-0,03	-0,56	-0,29	0,27	0,02	0,36	-0,2	0,92	1,00																
CUD ST	0,04	-0,46	-0,29	-0,34	0,45	-0,31	-0,16	-0,22	-0,15	-0,33	0,01	0,09	-0,14	-0,48	-0,02	-0,14	0,34	0,9	0,12	-0,10	1,00															
CUD SL	0,06	-0,65	-0,36	-0,65	0,38	-0,64	-0,63	-0,70	-0,71	-0,48	0,18	-0,38	-0,72	-0,67	0,37	-0,53	0,31	0,2	0,65	0,55	0,30	1,00														
CUD NJ	-0,16	-0,33	-0,08	-0,26	0,25	-0,06	-0,15	-0,27	-0,10	-0,14	0,25	-0,02	-0,64	-0,36	-0,16	-0,01	0,64	0,2	0,63	0,57	0,21	0,61	1,00													

Tabela 4 continua na próxima página...

...Continuação da Tabela 4

	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CO ₃ ²	HCO ₃	CT	CTT	SST	SDT	Mn ⁺	Fe ⁺	S ⁺	Na ⁺	ISL	Tur	T	QR ST	QR SL	QR NJ	CUD ST	CUD SL	CUD NJ	Q ST	Q SL	Q NJ	RQR ST	RQR SL	RQR NJ	CVQ ST	CVQ SL	CVQ NJ	US ST	US SL	US NJ	
Q ST	0,42	0,05	-0,30	0,01	0,09	-0,19	-0,02	0,12	-0,09	-0,21	-0,48	-0,24	0,57	0,10	0,16	-0,17	-0,72	-0,4	-0,54	-0,34	-0,37	-0,44	-0,51	1,00												
Q SL	-0,09	-0,64	-0,36	-0,68	0,24	-0,54	-0,68	-0,54	-0,59	-0,49	0,06	-0,29	-0,73	-0,67	0,39	-0,48	0,35	0,2	0,78	0,65	0,23	0,84	0,57	-0,45	1,00											
Q NJ	-0,06	-0,40	-0,17	-0,41	0,18	-0,34	-0,28	-0,26	-0,53	-0,27	0,13	-0,28	-0,71	-0,41	0,22	-0,33	0,30	0,2	0,67	0,67	0,25	0,82	0,74	-0,46	0,83	1,00										
RQR ST	0,09	0,34	0,17	0,25	-0,26	0,27	0,11	0,13	0,09	0,20	-0,02	-0,07	0,20	0,36	0,02	0,13	-0,34	-1,0	-0,08	0,17	-0,94	-0,26	-0,17	0,42	-0,26	-0,24	1,0									
RQR SL	0,13	0,49	0,18	0,52	-0,12	0,43	0,55	0,45	0,46	0,31	-0,21	0,21	0,76	0,52	-0,35	0,34	-0,34	-0,2	-0,81	-0,71	-0,12	-0,81	-0,63	0,50	-0,97	-0,86	0,2	1,00								
RQR NJ	0,15	0,22	0,00	0,21	-0,08	0,18	0,04	0,11	0,30	0,08	-0,27	0,18	0,69	0,24	0,01	0,14	-0,32	-0,2	-0,60	-0,65	-0,16	-0,70	-0,81	0,48	-0,66	-0,93	0,2	0,76	1,00							
CVQ ST	0,09	0,33	0,19	0,22	-0,35	0,20	-0,01	0,07	0,04	0,21	-0,01	-0,10	0,12	0,34	0,19	0,10	-0,34	-0,9	0,07	0,30	-0,95	-0,19	-0,17	0,39	-0,08	-0,14	0,9	-0,01	0,11	1,0						
CVQ SL	-0,01	0,59	0,29	0,56	-0,41	0,53	0,48	0,59	0,60	0,40	-0,23	0,30	0,76	0,61	-0,23	0,43	-0,39	-0,3	-0,64	-0,56	-0,32	-0,97	-0,74	0,48	-0,79	-0,87	0,3	0,80	0,82	0,2	1,0					
CVQ NJ	0,14	0,28	0,02	0,20	-0,27	0,06	0,04	0,18	0,08	0,09	-0,31	-0,03	0,60	0,32	0,17	-0,03	-0,57	-0,2	-0,56	-0,52	-0,28	-0,60	-0,98	0,54	-0,54	-0,77	0,2	0,61	0,86	0,3	0,8	1,0				
US ST	-0,09	-0,33	-0,19	-0,22	0,35	-0,20	0,01	-0,07	-0,04	-0,21	0,01	0,10	-0,12	-0,34	-0,19	-0,10	0,34	0,9	-0,07	-0,30	0,95	0,19	0,17	-0,39	0,08	0,14	-0,9	0,01	-0,11	-1,0	-0,2	-0,3	1,0			
US SL	0,01	-0,59	-0,29	-0,56	0,41	-0,53	-0,48	-0,59	-0,60	-0,40	0,23	-0,30	-0,76	-0,61	0,23	-0,43	0,39	0,3	0,64	0,56	0,32	0,97	0,74	-0,48	0,79	0,87	-0,3	-0,80	-0,82	-0,2	-1,0	-0,8	0,2	1,0		
US NJ	-0,14	-0,28	-0,02	-0,20	0,27	-0,06	-0,04	-0,18	-0,08	-0,09	0,31	0,03	-0,60	-0,32	-0,17	0,03	0,57	0,2	0,56	0,52	0,28	0,60	0,98	-0,54	0,54	0,77	-0,2	-0,61	-0,86	-0,3	-0,8	-1,0	0,3	0,8	1,0	

Fonte: Autoria própria (2022).

Nota: Em vermelho, valores significativos no nível de significância = 0,05 (teste bicaudal).

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica (dS m⁻¹); Ca²⁺ - cálcio (mmol_c L⁻¹); Mg²⁺ - magnésio (mmol_c L⁻¹); CO₃²⁻ -carbonato (mmol_c L⁻¹); HCO₃⁻ - bicarbonato (mmol_c L⁻¹); SDT – sólidos dissolvidos totais (mg L⁻¹); SST - sólidos suspensos totais (mg L⁻¹); CT coliformes torais (UFC 100 ml⁻¹); CTT – coliformes termotolerantes (UFC 100 ml⁻¹); Mn – manganês (mg L⁻¹); Fe – ferro (mg L⁻¹); S – enxofre (mg L⁻¹); Na⁺ - sódio (mg L⁻¹); ISL – Índice de saturação de Langelier; Tur – turbidez (UNT); T – temperatura (°C); QR – vazão relativa; CUD – Coeficiente de uniformidade de distribuição (%); Q – vazão (L h⁻¹); RQR – redução da vazão relativa (%); CVQ – Coeficiente de variação da vazão (%); Us – coeficiente de uniformidade estatística.

A matriz de correlação apresentada na Tabela 4 mostrou a ocorrência de muitas correlações significativas entre os atributos de qualidade da água e os coeficientes de desempenho hidráulico. Foram 619 coeficientes de correlação, dentre as quais 188 obtiveram correlação significativa, sendo 25 delas classificadas como muito fortes, 121 fortes e 42 moderadas, segundo a classificação de Callegari-Jacques (2003).

A matriz de correlação fornece duas informações importantes. A primeira é de que há grande correlação entre os atributos de qualidade do efluente da aquicultura em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico que justifica o uso de outras análises multivariadas como a análise de correlação canônica (AC) e a análise discriminante (AD).

A outra informação se refere à escolha dos sete atributos de qualidade da água com potencial de entupimento dos gotejadores que, segundo Capra; Scicolone (1998) e Nakayama et al. (2006), possuem correlações significativas mais fortes que justifiquem seu uso na análise de correlação canônica. Por esta razão, os atributos escolhidos foram CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , CT, SS, Fe^{+} e S^{+} .

3.2 Análise de correlação canônica (AC)

Para realizar a análise de correlação canônica, foram utilizados dois conjuntos de dados. O primeiro conjunto representa os atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço escolhidos a partir da matriz de correlação (Tabela 4), ao passo que o segundo conjunto representa os coeficientes de desempenho hidráulico Q, QR, RQR, CUD, CVQ e Us dos gotejadores ST, SL e NJ.

Para que a análise canônica pudesse ser realizada com esses dois grupos de variáveis, foi necessário dividir o conjunto de dados do desempenho hidráulico em três e, conseqüentemente, realizar três análises canônicas. Entretanto, o grupo de atributos de qualidade da água foi o mesmo para as três análises, já que o intuito é saber se há correlação canônica significativa entre esse conjunto de dados e os coeficientes de desempenho.

O conjunto de coeficientes de desempenho hidráulico foi dividido da seguinte forma: na análise 1, foram usados a vazão relativa – QR e o coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD dos três gotejadores; na análise 2, a vazão – Q e o coeficiente de uniformidade estatística Us; na análise 3, a redução da vazão relativa – RQR e o coeficiente de variação de vazão – CVQ dos gotejadores ST, SL e NJ.

As três análises de correlação canônicas formaram seis pares canônicos em cada. Entretanto, somente o primeiro par canônico foi significativo com $p \leq 0,05$ no teste de chi-quadrado, para as três análises. O par canônico significativo das três análises estão representados na Tabela 5.

Tabela 5. Análises de correlação canônica com nível de significância ($p \leq 0,05$) entre os atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço e os coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores ST, SL e NJ.

Grupos	Análise canônica 1		Análise canônica 2		Análise canônica 3	
	Variáveis	Par canônico	Variáveis	Par canônico	Variáveis	Par canônico
		1		1		1
Atributos de qualidade da água	CE	-0,67	CE	0,65	CE	0,67
	Ca ²⁺	-0,42	Ca ²⁺	0,34	Ca ²⁺	0,38
	Mg ²⁺	-0,68	Mg ²⁺	0,64	Mg ²⁺	0,67
	CT	-0,64	CT	0,60	CT	0,61
	SST	-0,80	SST	0,69	SST	0,73
	Fe ⁺	-0,45	Fe ⁺	0,34	Fe ⁺	0,37
	S ⁺	-0,62	S ⁺	0,74	S ⁺	0,72
Coeficientes de desempenho hidráulico	QR - ST	0,32	Q - ST	0,51	RQR - ST	0,38
	QR - SL	0,51	Q - SL	-0,83	RQR - SL	0,77
	QR - NJ	0,41	Q - NJ	-0,79	RQR - NJ	0,66
	CUD - ST	0,38	US - ST	-0,30	CVQ - ST	0,31
	CUD - SL	0,97	US - SL	-0,95	CVQ - SL	0,95
	CUD - NJ	0,43	US - NJ	-0,56	CVQ - NJ	0,54
R		0,995		0,999		0,998
(p ≤ 0,05)		0,02		0,00002		0,0003

Fonte: Autoria Própria (2022).

Nota: R - raio canônico; teste chi-quadrado ($p \leq 0,05$); CE - condutividade elétrica (dS m⁻¹); Ca²⁺ - cálcio (mmol_e L⁻¹); Mg²⁺ - magnésio (mmol_e L⁻¹); SST - sólidos suspensos totais (mg L⁻¹); CT coliformes torais (UFC 100 ml⁻¹); Fe⁺ - ferro (mg L⁻¹); S⁺ - enxofre (mg L⁻¹); QR - vazão relativa; CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição (%); Q - vazão (L h⁻¹); RQR - redução da vazão relativa (%); CVQ - coeficiente de variação de vazão (%); Us - coeficiente de uniformidade estatística (%).

A primeira análise canônica apresentada na Tabela 5 mostrou a correlação entre o conjunto de dados com os atributos de qualidade do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço e o conjunto dos coeficientes de desempenho hidráulico, vazão relativa – QR e coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD, dos gotejadores ST, SL e NJ.

Nessa primeira análise canônica, é notável que todos os atributos de qualidade da água presentes no primeiro conjunto são negativos, ao passo que a QR e o CUD dos três gotejadores são positivos. Isso mostra que a queda na concentração desses atributos

nas diluições gera melhoria nos resultados dos coeficientes de desempenho hidráulico dos gotejadores.

Também é perceptível que o atributo de qualidade da água que mais afeta a QR e o CUD dos gotejadores são os sólidos suspensos totais, com um fator de -0,80, e o que menos afeta é o Ca^{2+} com um fator de -0,42. Em outra mão, o coeficiente de desempenho hidráulico mais sensível ao conjunto de atributos de qualidade da água é o CUD do gotejador SL, com fator 0,97, ao passo que o de menor sensibilidade é o QR do gotejador ST, com fator 0,32.

A segunda análise canônica utilizou no conjunto de dados de desempenho hidráulico a vazão - Q e o coeficiente de uniformidade estatística - Us. Como resultado no primeiro conjunto de dados, todos os fatores foram positivos, tendo como fator mais forte o S^+ (0,74) e o mais fraco o Ca^{2+} e o Fe^+ , com valor de 0,34. Esses resultados se opuseram a uma parte das variáveis do segundo conjunto que foram em sua maioria negativas, seguindo uma tendência de queda quando as concentrações dos primeiros atributos aumentam.

A exceção foi a Q do gotejador ST, que também foi positiva, revelando aumento de vazão quando também ocorre incremento na concentração dos atributos no efluente da aquicultura e suas diluições. Q e Us do gotejador SL com os fatores -0,83 e -0,95, respectivamente, foram as mais sensíveis aos atributos de qualidade da água. Para Q e Us do gotejador NJ, os fatores foram -0,79 e -0,56.

A terceira análise canônica avaliou a correlação entre os atributos de qualidade da água escolhidos com os coeficientes redução da vazão relativa - RQR e coeficiente de variação de vazão - CVQ. Para o primeiro conjunto de dados, todos os fatores foram positivos, com destaque para os SST, que tiveram o maior fator (0,73), e o Fe^+ , que obteve o menor fator (0,37). O segundo conjunto de dados também contou com todos os fatores positivos, sendo os maiores para a RQR e CVQ do gotejador SL (0,77 e 0,95) e os menores para a RQR e CVQ do gotejador ST (0,38 e 0,31).

Nesse caso, os fatores estão em sentidos iguais, se diferenciando do resultado das análises canônicas anteriores. Entretanto, é importante salientar que, mesmo estando em sentidos iguais, o comportamento entre os dois conjuntos de dados é oposto e similar ao resultado das análises anteriores, visto que quanto maior for o valor da RQR e do CVQ pior é o desempenho hidráulico dos gotejadores. Isso implica que quanto maior for a concentração desses atributos nas diluições menor será o desempenho hidráulico desses gotejadores.

Ao observar as três análises canônicas, é perceptível que alguns atributos de qualidade da água se destacam em todas elas. O primeiro são os SST, que se destacam com a correlação significativa mais forte em duas dessas análises. Esse atributo tem sido reportado como uma das causas mais comuns de entupimento de gotejadores operando com águas residuárias diversas (VALE et al., 2020; COSTA et al., 2019; MESQUITA et al., 2020), incluindo o próprio efluente da aquicultura (SOLIMAN et al., 2020).

Mesmo sendo um importante agente físico de obstrução, o entupimento de gotejadores por esse tipo de atributo pode ser reduzido por um sistema de tratamento de água residuária com nível mais alto (GREEN et al., 2018) e, principalmente, por um sistema de filtração mais eficiente na remoção das partículas suspensas (GARCÍA NIETO et al., 2020).

O enxofre (S^+) é outro elemento que possui correlação forte no grupo dos atributos de qualidade da água, sendo o mais significativo na segunda análise canônica. O impacto desse elemento nas diluições do efluente da aquicultura em água de poço se dá pela presença de sulfatos e sulfetos na composição da ração utilizada para alimentar os organismos aquáticos cultivados no setor de aquicultura da UFERSA.

Outras pesquisas com sistemas de irrigação operando com efluente aquícola também observaram a presença de enxofre nas formas de sulfato e sulfeto nessa água residuária (SOLIMAN et al., 2020; MAROUFPOOR et al., 2020). Essas substâncias são fontes nutricionais para bactérias (MELGAÇO; QUITES; LEÃO, 2020) que podem se proliferar e formar biofilmes mais robustos e ocasionar entupimento dos gotejadores.

A condutividade elétrica (CE) e o magnésio (Mg^{2+}) obtiveram forte correlação no grupo dos atributos de qualidade da água para as três análises canônicas. Uma das relações entre eles é que os íons de magnésio contribuem para o aumento da CE da água (CUNHA et al., 2020). A concentração alta e a forte correlação desses atributos podem ser explicadas pelo uso de água-mãe das salinas mossoroenses em alguns experimentos montados no setor de aquicultura da UFERSA. Essa água possui grande concentração de sais de magnésio (FERNANDES et al., 2020).

Essa concentração elevada de Mg^{2+} e o alto nível de CE explicam a correlação oposta que esses atributos têm com os coeficientes de desempenho hidráulico que os tornam agentes importantes de entupimento dos gotejadores operando com as diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

A ação do Mg^{2+} nos emissores se dá pela precipitação desse íon no formato de carbonatos de magnésio (Mg -calcita, $CaMgCO_3$; dolomita, $CaMg(CO_3)_2$), que

ocasionam obstrução nas paredes da tubulação e nos emissores; por sua vez, a CE alta indica quantidade de íons presente nas diluições que também podem se precipitar e formar incrustação (ZHANGZHONG et al., 2019). Pesquisas com outros tipos de água residuária, como esgoto doméstico, indicaram alto risco de obstrução dos emissores pelo Mg^{2+} (COSTA et al., 2019) e salinidade (CUNHA et al., 2020).

O nível populacional de coliformes totais (CT) também teve correlação forte (acima de 0,60 nas três análises canônicas) no grupo de atributos de qualidade e oposta ao grupo de coeficientes de desempenho hidráulico, mostrando que o CT é um atributo de grande importância no risco de entupimento dos gotejadores operando com diluições do efluente da aquicultura com água de poço.

A principal ação do CT que propicia a redução do desempenho hidráulico dos gotejadores é pela formação do biofilme (YUAN; OLIVIER, 2019). As bactérias presentes na água expõem um material pegajoso chamado de matriz polimérica autoproduzida (EPS), que as une entre si e às partes internas do sistema de gotejamento, formando o biofilme que cresce e agrega partículas suspensas para torná-lo mais robusto e seguro contra intempéries e também para absorver melhor os nutrientes presentes na água e responsáveis pelo metabolismo bacteriano (ZHOU et al., 2017; GREEN et al., 2018).

Neste contexto, se pode perceber que a formação do biofilme robusto é ocasionador da obstrução que reduz o desempenho hidráulico dos emissores não é formado somente pelos coliformes (agente biológico de entupimento), como também por outros atributos, tais como SST (agente físico de entupimento) e elementos incrustantes como Mg^{2+} e CE (agentes químicos de entupimento), que possuem correlações fortes observadas nas três análises canônicas.

Esses resultados mostram forte interação entre esses atributos, em oposição ao desempenho hidráulico dos gotejadores. Essa relação indica que o entupimento dos gotejadores pode ser ocasionado pela ação conjunta de agentes físicos, químicos e biológicos que tornam o mecanismo de obstrução mais complexo.

Esse tipo de entupimento ocasionado pela ação conjunta de agentes de naturezas distintas foi observado também em outras pesquisas com água residuária do processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018) esgoto doméstico (COSTA et al., 2019), do efluente de laticínios (CUNHA et al., 2017) e do percolado de aterro sanitário (MESQUITA et al., 2020).

O cálcio (Ca^{2+}) e o ferro (Fe^{+}) foram os atributos de qualidade da água com a correlação mais fraca nas três análises canônicas, indicando que a ação desses íons é no desempenho hidráulico dos gotejadores é menor do que os demais atributos. Entretanto, ambos possuem influência na obstrução: o primeiro pela precipitação de carbontato de cálcio (CaCO_3) que causa incrustação (RIBEIRO et al., 2018), ao passo que o segundo se precipita na forma de Fe^{3+} ao ser oxidado, favorecendo também a ocorrência de incrustação e auxiliando na formação do biofilme (CARVALHO et al., 2016).

Por fim, o resultado das três análises canônicas sugere que o desempenho do hidráulico dos gotejadores operando com efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço foi melhor para o ST, seguido do NJ e, por último, o SL. Isso é evidenciado quando os fatores dos coeficientes que representam o gotejador ST possuem os menores fatores em correlação com os atributos de qualidade da água, chegando inclusive a aumentar a vazão que possui o fator no mesmo sentido dos fatores dos atributos de qualidade da água.

Vale et al. (2020) testaram esses mesmos tipos de gotejadores, operando, entretanto, com água produzida do petróleo diluída em água de poço, obtendo os melhores resultados de desempenho hidráulico para o gotejador ST e a menor uniformidade com o gotejador SL. Cunha et al. (2017), com esses mesmos gotejadores operando com efluente de laticínios diluído em água de poço, obtiveram como melhores resultados para a RQR e o CVQ dos gotejadores ST, SL e NJ, nesta sequência.

3.3 Análise discriminante (AD)

As variáveis encontradas nesta pesquisa são de duas categorias: atributos de qualidade da água e coeficientes de desempenho hidráulico dos emissores. Elas estão em função das diluições do efluente da aquicultura em água de poço e dos tempos de operação do sistema de irrigação por gotejamento. Neste sentido, as funções de classificação formadas pela análise discriminante devem contemplar esses dois grupos de variáveis.

Para esses grupos, as variáveis usadas foram obtidas em função da maior correlação significativa entre as variáveis de atributos de qualidade da água e os coeficientes de desempenho hidráulico de acordo com a matriz de correlação (Tabela 4). Assim, foram formadas três funções de classificação. A primeira para o gotejador ST, a segunda para o gotejador SL e a terceira para o gotejador NJ.

Com isso, foi obtida a matriz de classificação para as variáveis amostradas de cada função de classificação gerada. As três matrizes de classificação (Tabela 6) mostram a porcentagem de acerto na classificação das amostras dos para os gotejadores ST, SL e NJ.

Tabela 6. Avaliação da porcentagem de acerto na classificação das amostras dos grupos das diluições (1ª e 2ª matriz) e dos grupos do tempo de operação do sistema (3ª e 4ª matriz), por meio das funções de classificação da análise discriminante

Matriz de classificação – gotejador ST						
Grupos	D1	D2	D3	D4	D5	Porcentagem de acerto
D1	3	0	0	0	0	100
D2	0	3	0	0	0	100
D3	0	0	3	0	0	100
D4	0	0	0	3	0	100
D5	0	0	0	0	3	100
Total	3	3	3	3	3	100
Matriz de classificação – gotejador SL						
Grupos	D1	D2	D3	D4	D5	Porcentagem de acerto
D1	3	0	0	0	0	100
D2	0	3	0	0	0	100
D3	0	0	3	0	0	100
D4	0	0	0	3	0	100
D5	0	0	0	0	3	100
Total	3	3	3	3	3	100
Matriz de classificação – gotejador NJ						
Grupos	D1	D2	D3	D4	D5	Porcentagem de acerto
D1	3	0	0	0	0	100
D2	0	3	0	0	0	100
D3	0	0	3	0	0	100
D4	0	0	0	3	0	100
D5	0	0	0	0	3	100
Total	3	3	3	3	3	100

Fonte: Autoria Própria (2022).

Nota: D1 - 100% efluente da aquicultura (EA), D2 - 75% de EA e 25% de água de poço (AP), D3 - 50% de EA e 50% de AP, D4 - 25% de EA e 75% de AP e D5 - 100% de AP.

A porcentagem de acerto para as três matrizes de classificação foi de 100%. Esse resultado sugere que os grupos formados são distintos entre si. Essa porcentagem de acerto ainda mostrou que a formação dos grupos possui consistência para a confirmação dos valores encontrados para a concentração de magnésio - Mg^{2+} , coliformes totais - CT, sólidos suspensos totais - SST, enxofre - S^+ , temperatura da água - T, e os coeficientes de desempenho hidráulico, vazão - Q, coeficiente de uniformidade de distribuição - CUD e coeficiente de variação de vazão - CVQ dos três gotejadores. As três funções de classificação estão dispostas na Tabela 7.

Tabela 7. Funções de classificação obtidas pela análise discriminante para a caracterização das diluições aplicadas com os gotejadores ST, SL e NJ.

Gotejadores	Diluição	Funções de classificação
ST	D1 =	$-55,82 * (\text{Mg}^{2+}) + 2,88 * (\text{CT}) + 6,31 * (\text{SST}) - 208,93 * (\text{S}^+) + 40,32 * (\text{T}) + 73,12 * (\text{CUD}) + 99,84 * (\text{Q}) + 18,49 * (\text{CVQ}) - 3628,98$
	D2 =	$-62,54 * (\text{Mg}^{2+}) + 3,03 * (\text{CT}) + 6,58 * (\text{SST}) - 135,05 * (\text{S}^+) + 49,11 * (\text{T}) + 73,52 * (\text{CUD}) + 111,65 * (\text{Q}) + 18,28 * (\text{CVQ}) - 3797,34$
	D3 =	$-72,04 * (\text{Mg}^{2+}) + 3,44 * (\text{CT}) + 7,42 * (\text{SST}) - 74,90 * (\text{S}^+) + 56,71 * (\text{T}) + 80,66 * (\text{CUD}) + 127,42 * (\text{Q}) + 19,37 * (\text{CVQ}) - 4617,46$
	D4 =	$-78,93 * (\text{Mg}^{2+}) + 3,73 * (\text{CT}) + 8,35 * (\text{SST}) - 173,51 * (\text{S}^+) + 61,32 * (\text{T}) + 84,93 * (\text{CUD}) + 139,65 * (\text{Q}) + 20,04 * (\text{CVQ}) - 5149,84$
	D5 =	$-89,34 * (\text{Mg}^{2+}) + 4,10 * (\text{CT}) + 9,22 * (\text{SST}) - 116,29 * (\text{S}^+) + 71,52 * (\text{T}) + 88,80 * (\text{CUD}) + 156,93 * (\text{Q}) + 20,36 * (\text{CVQ}) - 5891,40$
SL	D1 =	$46,63 * (\text{Mg}^{2+}) + 1,30 * (\text{CT}) + 11,84 * (\text{SST}) - 1741,92 * (\text{S}^+) - 50,37 * (\text{T}) + 103,86 * (\text{CUD}) + 2111,04 * (\text{Q}) + 80,66 * (\text{CVQ}) - 6734,92$
	D2 =	$42,98 * (\text{Mg}^{2+}) + 1,08 * (\text{CT}) + 9,50 * (\text{SST}) - 1355,47 * (\text{S}^+) - 40,85 * (\text{T}) + 95,67 * (\text{CUD}) + 2122,65 * (\text{Q}) + 76,50 * (\text{CVQ}) - 6066,33$
	D3 =	$39,90 * (\text{Mg}^{2+}) + 1,02 * (\text{CT}) + 8,23 * (\text{SST}) - 1079,09 * (\text{S}^+) - 34,60 * (\text{T}) + 91,14 * (\text{CUD}) + 2076,65 * (\text{Q}) + 74,07 * (\text{CVQ}) - 5702,38$
	D4 =	$39,94 * (\text{Mg}^{2+}) + 1,08 * (\text{CT}) + 8,93 * (\text{SST}) - 1200,91 * (\text{S}^+) - 37,39 * (\text{T}) + 91,97 * (\text{CUD}) + 2040,82 * (\text{Q}) + 73,94 * (\text{CVQ}) - 5649,79$
	D5 =	$34,84 * (\text{Mg}^{2+}) + 1,01 * (\text{CT}) + 7,65 * (\text{SST}) - 932,17 * (\text{S}^+) - 30,20 * (\text{T}) + 85,13 * (\text{CUD}) + 1865,14 * (\text{Q}) + 69,43 * (\text{CVQ}) - 4945,54$
NJ	D1 =	$-2,4 * (\text{Mg}^{2+}) + 0,4 * (\text{CT}) + 7,3 * (\text{SST}) + 1384,6 * (\text{S}^+) - 8,4 * (\text{T}) + 175,1 * (\text{CUD}) + 9543,7 * (\text{Q}) + 188,6 * (\text{CVQ}) - 15291,0$
	D2 =	$-3,5 * (\text{Mg}^{2+}) + 0,3 * (\text{CT}) + 6,9 * (\text{SST}) + 1556,8 * (\text{S}^+) - 4,8 * (\text{T}) + 176,9 * (\text{CUD}) + 9685,6 * (\text{Q}) + 191,8 * (\text{CVQ}) - 15750,7$
	D3 =	$-4,9 * (\text{Mg}^{2+}) + 0,3 * (\text{CT}) + 6,3 * (\text{SST}) + 1884,9 * (\text{S}^+) + 2,9 * (\text{T}) + 171,6 * (\text{CUD}) + 9808,9 * (\text{Q}) + 189,7 * (\text{CVQ}) - 15640,3$
	D4 =	$-4,8 * (\text{Mg}^{2+}) + 0,4 * (\text{CT}) + 6,9 * (\text{SST}) + 1625,4 * (\text{S}^+) - 3,8 * (\text{T}) + 176,5 * (\text{CUD}) + 9652,9 * (\text{Q}) + 191,4 * (\text{CVQ}) - 15680,2$
	D5 =	$-6,5 * (\text{Mg}^{2+}) + 0,4 * (\text{CT}) + 6,5 * (\text{SST}) + 1760,3 * (\text{S}^+) - 0,3 * (\text{T}) + 174,7 * (\text{CUD}) + 9518,3 * (\text{Q}) + 190,3 * (\text{CVQ}) - 15427,3$

Fonte: Autoria Própria (2022).

Nota¹: Variáveis em vermelho foram significativas ($p \leq 0,05$).

Nota²: Mg^{2+} - magnésio (mmol L^{-1}); SST - sólidos suspensos totais (mg L^{-1}); CTT - coliformes termotolerantes ($\text{UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$); S - enxofre (mg L^{-1}); T - temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Q - vazão do gotejador (L h^{-1}); CUD - coeficiente de uniformidade distribuição (%); CVQ - coeficiente de variação de vazão (%); D1 - 100% efluente da aquicultura (EA), D2 - 75% de EA e 25% de água de poço (AP), D3 - 50% de EA e 50% de AP, D4 - 25% de EA e 75% de AP e D5 - 100% de AP

A principal variável discriminante dos modelos formados foi o Mg^{2+} , que foi significativo ($p \leq 0,05$) para as equações dos gotejadores ST e SJ. A representação significativa do magnésio pode ter ocorrido pela alta concentração desse atributo no efluente da aquicultura que é proveniente da água-mãe das salinas usada em alguns

experimentos na produção de organismos aquáticos no setor de aquicultura da UFERSA, possuindo alta concentração de sais, assim como do incremento da ração usada na alimentação desses mesmos organismos na água.

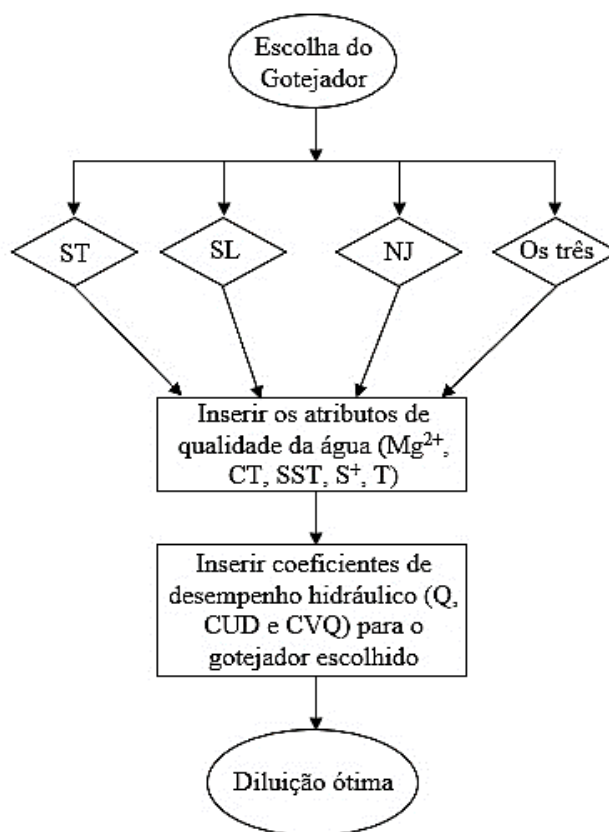
O Mg^{2+} é um atributo que gera risco de obstrução de entupimento de gotejadores devido à precipitação desse elemento em forma de carbonatos de magnésio que causam incrustação nos emissores e nas paredes da tubulação (ZHANGZHONG et al., 2019), como observado em sistemas de irrigação por gotejamento operando com esgoto doméstico tratado (COSTA et al., 2019) e água produzida do petróleo (VALE et al., 2020).

Outra variável discriminante significativa é a vazão (Q) para as funções de classificação do gotejador ST. A vazão é o coeficiente de desempenho hidráulico mais importante por ser o primeiro indicador de um possível entupimento de gotejadores. Essa informação mostra que a vazão é determinante para indicar qual a diluição ideal para operação com o gotejador escolhido, principalmente o ST.

A importância da vazão na determinação da susceptibilidade de entupimento foi observada em trabalhos que utilizaram esse coeficiente para indicar o desempenho hidráulico de gotejadores operando com percolado de aterro sanitário (VALE et al., 2018) efluente de laticínios (CUNHA et al., 2017) e aquicultura (SOLIMAN et al., 2020).

Essas e as demais variáveis (SST, CT, S^+ , T e CVQ) das funções de classificação são os dados de entrada para o modelo, que, ao receber essas informações, calculará qual diluição se encaixa melhor na situação avaliada. Assim, o primeiro passo para o uso das funções de classificação é escolher o tipo de emissor que será usado.

O usuário que já possui algum dos três gotejadores (ST, SL e NJ) pode optar pela função específica do seu emissor ou usar o modelo gerado para os três gotejadores simultaneamente e, após os resultados, escolher qual gotejador irá utilizar. A Figura 7 apresenta a estrutura de uso das funções de classificação geradas pela análise discriminante.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

Figura 7. Algoritmo de uso das funções de classificação geradas pela análise discriminante.

O uso desse modelo é interessante para um irrigante que tem efluente da aquicultura disponível e quer aplicar em alguma cultura que traga rendimento extra à sua atividade. A irrigação com efluente da aquicultura em culturas como a cebola (SOLIMAN et al., 2020), pepino (GROENVELD et al., 2019), sorgo forrageiro (GUIMARÃES et al., 2018) e até mudas de plantas nativas da caatinga como a jurema-branca (ALMEIDA et al., 2017) obtiveram bons resultados e tornaram esse efluente uma alternativa interessante para o reúso agrícola.

Caso as concentrações dos atributos da qualidade da água sejam altas demais para aplicar diretamente na planta, o produtor pode usar uma água de melhor qualidade, como a água de poço, e diluir no efluente para obter uma concentração que tenha o limite de acordo com a legislação, o suporte da cultura e/ou a necessidade do irrigante, valendo-se das funções de classificação gerada para as diluições.

Para exemplificar, caso o irrigante tenha um hipotético volume de efluente da aquicultura e faça análises de qualidade da água mostrando a concentração de Mg^{2+} com $19,23 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$, CT com $130 \text{ UFC } 100 \text{ ml}^{-1}$, $13,07 \text{ mg L}^{-1}$ de SST, $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ de S^{+} , a

temperatura dessa água de irrigação esteja a 29,5 °C (valores médios extraídos dos dados apresentados na Tabela 2).

Além disso, deseje que a operação do sistema opere com um CUD para os três gotejadores com, no mínimo, 80%, considerado bem na classificação de Merriam; Keller (1978), uma vazão cujo limite inferior seja 1,25 L h⁻¹, além de um CVQ com 15%, classificado como razoável por ASABE (2008). O irrigante pode usar as funções de classificação da Tabela 7 para encontrar a diluição ideal para cada um dos três gotejadores disponíveis.

Substituindo esses dados nas funções de classificação, o maior resultado das equações mostrará qual diluição é a melhor para este caso. Logo, para esta situação hipotética, a diluição ideal para o gotejador ST será D2 (75% de efluente da aquicultura + 25% de água de poço), ao passo que para os gotejadores SL e NJ a diluição ideal será D3 (50% de efluente da aquicultura + 50% de água de poço).

Com esse resultado, o irrigante tem oportunidade de escolher qual a melhor diluição para sua necessidade e escolher o gotejador que melhor se encaixe na diluição escolhida. Essa oportunidade para melhorar o planejamento da irrigação é uma excelente alternativa para minimizar problemas futuros de entupimento, facilitando, dessa forma, remediar e evitar maiores perdas econômicas (CAMARGO et al., 2014).

3 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos na análise de correlação canônica indicaram que o grupo de atributos de qualidade da água (CE, Ca²⁺, Mg²⁺, CT, SST, Fe⁺ e S⁺) teve influência inversa no desempenho hidráulico dos emissores.

Além disso, a interação desse grupo de atributos indica que o entupimento dos gotejadores operando com diluições do efluente da aquicultura em água de poço ocorre pela ação combinada de agentes de natureza física, química e biológica

De acordo com esta mesma análise, o desempenho hidráulico do gotejador ST foi menos sensível ao grupo de atributos qualidade das diluições do efluente da aquicultura em água de poço. Enquanto o mais sensível foi gotejador SL.

A porcentagem de acerto das matrizes de classificação geradas na análise discriminante para as diluições foi de 100%.

Com as funções de classificação geradas, o usuário tem a oportunidade de escolher qual a melhor diluição de efluente da aquicultura em água de poço para sua necessidade e optar pelo gotejador que melhor se encaixe na diluição determinada.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, J. P. N.; FREITAS, R. M. O.; NOGUEIRA, M. W.; OLIVEIRA, F. A.; FERREIRA, H.; LEITE, M. S. Production of *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke seedlings irrigated with fish farming wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 6, p. 386-391, 2017.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

AMERICAN SOCIETY FOR AGRICULTURAL ENGINEERING - ASAE EP405.1 APR1988 (R2008). **Design and installation of microirrigation systems**. ASABE, St. Joseph, MI, 2008, 5p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR ISO 9261**: Equipamentos de irrigação agrícola: emissores e tubos emissores: especificações e métodos de ensaio. São Paulo: ABNT, 2006. 17 p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1976. 174 p. (Irrigation and Drainage Paper, 29, Rev. 1.

BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017. 1504p.

BARBOSA, M. L.; SILVA, T. G. F.; ZOLNIER, S.; SILVA, S. M. S.; MORAIS, J. E. F.; ASSIS, M. C. S. Association of morphological and water factors with irrigated forage cactus yield. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 9, p. 600-605, 2017.

BATISTA, R. O.; SILVA, K. B.; SILVA JÚNIOR, M. J.; SANTOS, D. B.; CUNHA, R. R. Performance of drip emitters for different pressures and application of cashew nuts wastewater. **DYNA**, v. 85, n. 204, p. 38-43, 2018.

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

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística**: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artemed, 2003. 255p.

CAMARGO, A. P.; MOLLE, B.; TOMAS, S.; FRIZZONE, J. A. Assessment of clogging effects on lateral hydraulics: proposing a monitoring and detection protocol. **Irrigation Science**, v. 32, p. 181-191, 2014.

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

CARVALHO, L. C. C.; COELHO, R. D.; TEXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; SILVA, N. F.; SOARES, F. A. L.; VIDAL, V. M.; MORAIS, W. A. Entupimento de emissores autocompensantes com aplicação de sulfato e óxido de ferro. **Científica**, v. 44, n. 3, p. 385-402, 2016.

COSTA, D. O.; VALE, H. S. M.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; SANTOS, D. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 4, p. 1251-1266, 2019.

CUNHA, M. E.; MARQUES, B. C. D.; BATISTA, R. O.; COSTA, A. G.; CUNHA, R. R.; ANDRADE, A. T. S. Obstrução de gotejadores operando com efluente de laticínios diluído. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 11, n. 4, p. 1517-1527, 2017.

CUNHA, J. L. O.; SILVA, S. L.; BATISTA, R. O.; MARQUES, B. C. D.; COELHO, D. C. L.; SILVA, K. B. Monitoramento da bioincrustação em fitas gotejadoras aplicando água com distintas temperaturas e salinidades. **Irriga**, v. 25, n. 1, p. 1-13, 2020.

FERNANDES, R. T. V.; CUNHA, G. N.; PINTO, A. R. M.; FRANÇA, C. J. B.; SILVA, J. M. C. I., NASCIMENTO, L.; DIAS, N. S.; OLIVEIRA, J. F. Capacidade de diluição de efluentes da indústria salineira em estuários de regiões semiáridas. **Revista de gestão & sustentabilidade ambiental**, v. 9, n. 3, p. 217-234, 2020.

GARCÍA NIETO, P. J.; GARCÍA-GONZALO, E.; PUIG-BARGÉS, J.; SOLÉ-TORRES, C.; DURAN-ROS, M.; ARBAT, G. A new predictive model for the outlet turbidity in micro-irrigation sand filters fed with effluents using Gaussian process regression. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 170, p. 1-8, 2020.

GOMES, M. C. R.; MENDONÇA, L. A. R. Análise estatística multivariada aplicada em amostras de água subterrânea da região do Cariri, sul do Estado do Ceará. **Pesquisas em Geociências**, v. 44, n. 3, p. 453-465, 2017.

GREEN, O.; KATZ, S.; TARCHITZKY, J.; CHEN, Y. Formation and prevention of biofilm and mineral precipitate clogging in drip irrigation systems applying treated wastewater. **Irrigation Science**, v. 36, p. 257-270, 2018.

GROENVELD, T.; KHON, Y. Y.; GROSS, A.; LAZAROVITCH, N. Optimization of nitrogen use efficiency by means of fertigation management in an integrated aquaculture-agriculture system. **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 401-408, 2019.

GUIMARÃES, M. J. M.; SIMÕES, W. L.; CÂMARA, T. J. R.; SILVA, C. U. C. WILLADINO, L. Antioxidant defenses of irrigated forage sorghum with saline aquaculture efluente. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 1, p. 135-142, 2018.

HAIR JUNIOR, J. F. et al. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p.

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

MAROUFPOOR, E.; AMINPOUR, Y.; KAMANGAR, B. B.; PUIG-BARGUÉS, J. Clogging rate of pressure compensating emitters in irrigation with rainbow trout fish farm effluent. **Irrigation Science**, v. 38, n. 5, p. 1-11, 2020.

MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório**. 1.ed. Viçosa: UFV, 2012. 150p.

MELGAÇO, L. A. O.; QUITES, N. C.; LEÃO, V. A. Uso do fosfogesso como fonte de sulfato para bactérias redutoras de sulfato em um reator contínuo de leito fluidizado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 1, p. 157-165, 2020.

MERRIAM, J. L.; KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation: a guide for management**. Logan: Utah State University, 1978. 271 p.

MESQUITA, F. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. L.; SILVA, K. B.; SOUTO, A. G. L.; MARTINS, E. L.; JAPIASSÚ, A.; DINIZ, A. A. Quality of the Diluted Landfill Leachate in Water Supply Used in the Performance of Drippers. **International Journal of Plant & Soil Science**, v. 32, n. 2, p. 85-93, 2020.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Drip units operating with dilute landfill leachate. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 1, p. 163-172, 2016.

NAKAYAMA, F. S.; BOMAN, B. J.; PITTS, D. MAINTENANCE. IN: LAMM, F. R.; AYARS, J. E.; NAKAYAMA, F. S. (org.). **Microirrigation for crop production: design, operation, and management**. Amsterdam: Elsevier, 2006. Cap.11, p. 389-430.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 1. ed. Colombo: Embrapa, 2011. 70p.

POPOVIC, N. T.; KLJUSURIC, J. G.; STRUNJAK-PEROVIC, I.; BARISIC, J.; PALIC, D. LJUBIC, B. B. BABIC, S.; COZ-RAKOVAC, R. Association of wastewater determinants with fish hematological and plasma biochemical responses: Multivariate analysis approach. **Aquaculture Reports**, v. 21, p. 1-7, 2021.

RIBEIRO, M. D.; AZEVEDO, C. A.; SANTOS, D. B.; SZEKUT, F. D.; KLEIN, M. R.; REIS, C. F. Optical microscopy and sem for identifying clogging material in a drip irrigation system. **Rev. Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 997-1007, 2018.

SOLIMAN, A. I. E.; MORAD, M. M.; WASFY, K. I.; MOURS, M. A. M. Utilization of aquaculture drainage for enhancing onion crop yield under surface and subsurface drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 239, p. 1-9, 2020.

Statsoft Inc. 2020. **Statistica**: data analysis software system, version 14. Tulsa. Disponível em <http://www.statsoft.com/> Acesso em em: 8 abr. 2022.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. C. L.; FEITOSA, A. P. Hydraulic performance of drippers applying sanitary landfill leachate diluted in water. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 987 – 996, 2018.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; COELHO, D. C. L. Distribution uniformity in drip units applying dilutions of treated water produced by oil exploration. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 6, p. 394-401, 2020.

WANG, T.; GUO, Z.; SHEN, Y.; CUI, Z.; GOODWIN, A. Accumulation mechanism of biofilm under different water shear forces along the networked pipelines in a drip irrigation system. **Scientific Reports**, v. 10, p. 1-13, 2020.

YUAN, Y.; OLIVIER, H. Biofilm research within irrigation water distribution systems: Trends, knowledge gaps, and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 673, p. 254–265, 2019.

ZHANG, W.; LV, C.; ZHAO, X.; DONG, A.; NIU, W. The influence mechanism of the main suspended particles of Yellow River sand on the emitter clogging – An attempt to improve the irrigation water utilization efficiency in Yellow River basin. **Agricultural Water Management**, v. 258, p. 1-9, 2021.

ZHANGZHONG, L.; PEILING, Y.; WENGANG, Z.; XIN, Z.; CAIYUAN, W. A kinetic model for the chemical clogging of drip irrigation system using saline water. **Agricultural Water Management**, v. 223, p. 1-9, 2019.

ZHOU, B.; WANG, T.; LI, Y.; BRALTS, V. Effects of microbial community variation on bio-clogging in drip irrigation emitters using reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 194, p. 139–149, 2017.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diluição em água de poço se mostrou uma excelente alternativa para utilização de efluente da aquicultura com gotejadores não autocompensantes, uma vez que esse tipo de água residuária apresenta atributos (SDT, Mg^{2+} , CE e Fe^{+}) com alta concentração e risco severo de obstrução, os quais, ao serem diluídos, reduzem o risco de entupimento dos emissores, como observado na avaliação de desempenho hidráulico.

Além disso, a avaliação de desempenho hidráulico indicou que o tempo de operação para redução da vazão e uniformidade nas diluições com maior fração de efluente da aquicultura foi menor do que para as diluições com menor fração desse efluente, como é o caso da D4 (25% de EA mais 75% de AP), que, após 160 h horas de funcionamento, teve seus coeficientes de uniformidade classificados como excelentes para os três tipos de gotejadores.

O filtro de disco obteve ótimo resultado na remoção de turbidez e principalmente SST, sem que essa eficiência resultasse em redução do desempenho da pressão e vazão que poderia acarretar maior entupimento dos gotejadores.

O gotejador ST obteve os melhores resultados de desempenho hidráulico, seguido pelo gotejador NJ e, posteriormente, pelo gotejador SL. Além disso, análise estatística mostrou que o comportamento do gotejador ST com relação aos atributos de qualidade da água analisados nesta pesquisa é diferente dos gotejadores NJ e SL.

O enxofre se mostrou um atributo limitante para o entupimento dos gotejadores SL e NJ, que, pelo indicado na análise multivariada, reduz o desempenho hidráulico desses emissores quando ocorre aumento de sua concentração nas diluições do efluente da aquicultura em água de poço.

A análise multivariada se mostrou uma ótima alternativa para entender o mecanismo de entupimento de gotejadores, que pode se dar pela ação individual de um atributo ou pela dinâmica de um grupo de atributos com naturezas distintas, como mostraram os resultados das análises de componentes principais, fatorial e canônica.

A clareza dos resultados obtidos pela análise multivariada para o entendimento do processo de entupimento dos emissores é indicativa de que o uso dessa ferramenta deve ser expandido para outras pesquisas referentes à obstrução de gotejadores.

O uso da MEV como metodologia para entender o processo de entupimento de gotejadores também foi importante, principalmente por indicar as regiões mais

susceptíveis à incrustação, além de deixar evidente a dimensão do entupimento dos emissores.

Uma informação relevante obtida pelas imagens da MEV foi de que o processo de incrustação se inicia nas paredes do labirinto dos gotejadores. Sabendo disso, os fabricantes de gotejadores podem utilizar essa informação e projetar emissores com um formato de labirinto diferente e até testar materiais de fabricação que dificultem a agregação de elementos incrustantes nos gotejadores.

Uma sugestão para pesquisas futuras na área é tentar identificar, por meio das micrografias obtidas pela MEV, os atributos presentes no material incrustado aos gotejadores e confrontá-los com os resultados obtidos na análise multivariada.

APÊNDICE A¹

¹Artigo produzido com dados coletados no experimento que foi interrompido devido ao decreto do isolamento social para o combate a pandemia da Covid-19.

APÊNDICE A - DESEMPENHO HIDRÁULICO DE GOTEJADORES NÃO AUTOCOMPENSANTES OPERANDO POR 20 HORAS COM DILUIÇÕES DE EFLUENTE DA AQUICULTURA

RESUMO

A aquicultura é uma atividade de grande importância para os brasileiros, mas que possibilita a geração de resíduos líquidos que podem gerar impactos ambientais negativos. Uma das alternativas para contornar este problema é o reúso agrícola empregando-se sistemas de irrigação localizada. Os atributos físico-químicos e biológicos, bem como as características construtivas dos emissores de sistemas de irrigação localizados, potencializam o problema da obstrução. Assim, objetivou-se com o presente estudo avaliar o desempenho de três gotejadores não autocompensantes operando com o efluente da aquicultura bruto (EA) e diluído em água de poço (AP), bem como caracterizar os agentes físico-químicos e biológicos de obstrução presentes nas diluições. Para isso, foram montadas cinco bancadas experimentais, na área externa do Laboratório de Construções Rurais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido campus Leste, Mossoró-RN, Brasil, onde foram testadas cinco diluições de EA em AP (D1 - 100% de EA mais 0% de AP; D2 - 75% de EA mais 25% de AP; D3 - 50% de EA mais 50% de AP; D4 - 25% de EA mais 75% de AP; e D5 - 0% de EA mais 100% de AP), para averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores não autocompensantes: Netafim Super Typhoon-ST ($1,6 \text{ L h}^{-1}$), Netafim Streamline-SL ($1,6 \text{ L h}^{-1}$) e NaanDanJain TalDrip-NJ ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) após 20 h de funcionamento. No início do experimento, foram quantificados os seguintes atributos do EA e diluições em AP: pH, CE, Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Mn, RAS, sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), coliformes totais (CT) e Índice de Saturação de Langelier (ISL). A análise de desempenho hidráulico foi realizada por meio dos seguintes indicadores: vazão (Q), vazão relativa (QR), redução da vazão relativa (RQR), e os coeficientes de uniformidade de distribuição (CUD), variação de vazão (CVQ) e uniformidade estatística (Us). Dentre os atributos analisados, o Mg^{2+} teve risco severo para as diluições com maior fração de efluente (D1, D2 e D3) e o pH, que teve risco severo para as diluições com as menores frações de efluentes da aquicultura (D4 e D5). Os demais tiveram o risco classificados como médio e baixo. Quanto ao desempenho hidráulico, a vazão (Q) dos gotejadores SL e NJ aumentou e a do ST reduziu nas diluições D3 e D5. QR indicou obstrução para os gotejadores SL e NJ, mas para o ST indicou tendência a entupimento em D3 e D5. A indicação do RQR foi semelhante à vazão relativa. O CUD dos três gotejadores foi classificado com excelente. O CVQ dos três gotejadores foi classificado com bom exceto para o NJ operando com D2, que foi razoável. O Us dos três gotejadores foi classificado como excelente, excetuando o NJ operando com D2, que foi classificado como bom.

Palavras-chave: Entupimento. Resíduo líquido. Emissores. Reúso agrícola.

APPENDIX A - HYDRAULIC PERFORMANCE OF NON-SELF COMPENSATING DRIPPERS OPERATING FOR 20 HOURS WITH AQUACULTURE EFFLUENT DILUTIONS

ABSTRACT

Aquaculture is an activity of great importance for Brazilians, but it allows the generation of liquid waste that can generate negative environmental impacts. One of the alternatives to overcome this problem is agricultural reuse using localized irrigation systems. The physical-chemical and biological attributes, as well as the constructive characteristics of the emitters of localized irrigation systems potentiate the problem of obstruction. Thus, the objective of the present study was to evaluate the performance of three non-self-compensating drippers operating with raw aquaculture effluent (EA) and diluted in well water (AP), as well as to characterize the physical-chemical and biological agents of obstruction present in the dilutions. For this, five experimental benches were set up in the external area of the Rural Buildings Lab of the Federal Rural University of Semi-arid, East Campus, Mossoró-RN, Brazil, where five dilutions of EA in AP were tested (D1 - 100% EA plus 0% PA; D2 - 75% EA plus 25% PA; D3 - 50% EA plus 50% PA; D4 - 25% EA plus 75% AP; and D5 - 0% EA plus 100% AP), to investigate the clogging susceptibility of three types of non-self-compensating emitters: Netafim Super Typhoon-ST (1.6 L h^{-1}), Netafim Streamline-SL (1.6 L h^{-1}) and NaanDanJain TalDrip-NJ (1.7 L h^{-1}) after 20 h of operation. At the beginning of the experiment, the following attributes of EA and PA dilutions were quantified: pH, EC, Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Mn, RAS, total suspended solids (SST), total dissolved solids (SDT), total coliforms (CT) and Langelier's Saturation Index (ISL). Hydraulic performance analysis was performed using the following indicators: flow (Q), relative flow (QR), relative flow reduction (RQR), and distribution uniformity coefficients (CUD), flow variation (CVQ) and statistical uniformity (Us). Among the attributes analyzed, Mg^{2+} had a severe risk for the dilutions with the highest effluent fraction (D1, D2 and D3) and the pH that had a severe risk for the dilutions with the lowest aquaculture effluent fractions (D4 and D5), the others had the risk classified as medium and low. As for the hydraulic performance, the flow rate (Q) of the SL and NJ drippers increased and that of the ST reduced in the D3 and D5 dilutions. QR indicated obstruction for the SL and NJ drippers, but for the ST it indicated a tendency to clog in D3 and D5. The RQR indication was similar to the relative flow. The CUD of the three drippers was rated excellent. The CVQ of the three drippers was classified as good except for the NJ operating with D2, which was reasonable. The Us of the three drippers was classified as excellent, except for the NJ operating with D2, which was classified as good.

Keywords: Clogging. Liquid waste. Emitters. Agricultural reuse.

1 INTRODUÇÃO

Todas as atividades humanas causam impactos ambientais e um dos recursos naturais mais afetados é a água, seja pela escassez provocada pelo consumo indiscriminado ou pela poluição causada pelo lançamento de efluentes nos corpos hídricos. Além disso, a preocupação quanto a esse cenário é elevada quando se tem em vista um quadro de mudanças climáticas que tende a agravar ainda mais a situação (CASTRO et al., 2018).

Como a água é um recurso essencial à vida, toda essa problemática de escassez, poluição e mudanças climáticas motivou a discussão sobre a conservação dos recursos hídricos a um lugar de destaque, e é neste contexto que o reúso agrícola ganha relevância por ser uma alternativa que permite o uso racional da água, minimiza os impactos do lançamento de águas residuárias no ambiente, além de melhorar os aspectos socioeconômicos das partes interessadas (LYU et al., 2016; TESSARO et al., 2016).

O reúso agrícola é a utilização de águas residuárias provenientes de uma atividade humana qualquer na agricultura por meio da irrigação; para esta prática, os sistemas de irrigação por gotejamento são os mais sustentáveis devido à 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 (BATISTA et al., 2014a).

A principal limitação dos sistemas de gotejamento é o entupimento de emissores. Um gotejador típico possui uma seção do canal do labirinto na ordem de 1 mm², pequena área que torna o emissor muito susceptível ao entupimento por partículas sólidas suspensas e dissolvidas não capturadas na filtragem, precipitação de elementos e substâncias químicas, bem como à ação de microrganismos presentes na água residuária utilizada na irrigação (CARVALHO et al., 2015; AL-MUHAMMAD et al., 2019).

O resultado do entupimento de gotejadores é a diminuição da uniformidade do sistema e o aumento do custo devido à necessidade de manutenção e redução da durabilidade do emissor; além do mais, um baixo desempenho de operação acarreta perda na produtividade devido à redução da aplicação de água pelos gotejadores obstruídos (BATISTA et al., 2014a; AL-MUHAMMAD et al., 2019; ABIOYE et al., 2020).

Os problemas impostos pelo entupimento dos gotejadores operando com águas residuárias se tornaram um fator limitante ao reúso agrícola, que tem a irrigação por gotejamento como uma ferramenta para minimização dos seus impactos. Na tentativa de contornar esta situação, muitas pesquisas foram realizadas para entender os mecanismos e níveis de entupimento de emissores operando com vários tipos de efluentes, como esgoto doméstico bruto e tratado (PEI et al., 2014; COSTA et al., 2019), percolado de aterro sanitário (VALE et al., 2018a,b; MESQUITA et al., 2020), laticínios (CUNHA et al., 2017), suinocultura (BATISTA et al., 2014a,b), processamento da castanha de caju (BATISTA et al., 2018), aquicultura (SOLIMAN et al., 2020) processamento da mandioca (HERMES et al., 2018) e água produzida do petróleo (VALE et al., 2020).

Dentre esses efluentes, o da aquicultura merece destaque por seu aspecto socioeconômico, ao ter o Brasil como um dos principais produtores de pescado do mundo, com uma produção 476.512 toneladas em 2013, sendo que deste total 29,53% foram provenientes da região Nordeste (BRASIL, 2015). Em outra via, os atributos deste efluente tem enorme potencial para o reúso agrícola, que, em um manejo adequado, pode minimizar os impactos produzidos nesta atividade (JERÔNIMO et al., 2016; OTTINGER et al., 2016; NG et al., 2018).

Tendo em vista o potencial do efluente aquícola para o reúso agrícola e a necessidade de elevar a eficiência da sua aplicação via irrigação por gotejamento, objetivou-se com o presente estudo avaliar o desempenho de três gotejadores não autocompensantes operando com diluições de efluente da aquicultura, bem como caracterizar os atributos físico-químicos e microbiológicos ocasionadores de entupimento em emissores.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área experimental

Este trabalho foi realizado no mês de março de 2020 na área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambientais do Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais do Centro de Engenharias, no Campus Leste da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) em Mossoró-RN, Brasil, localizada sob as coordenadas geográficas 5°12'13,14" de latitude Sul e 37°19'26,93" de longitude Oeste.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSh, sendo seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, tendo

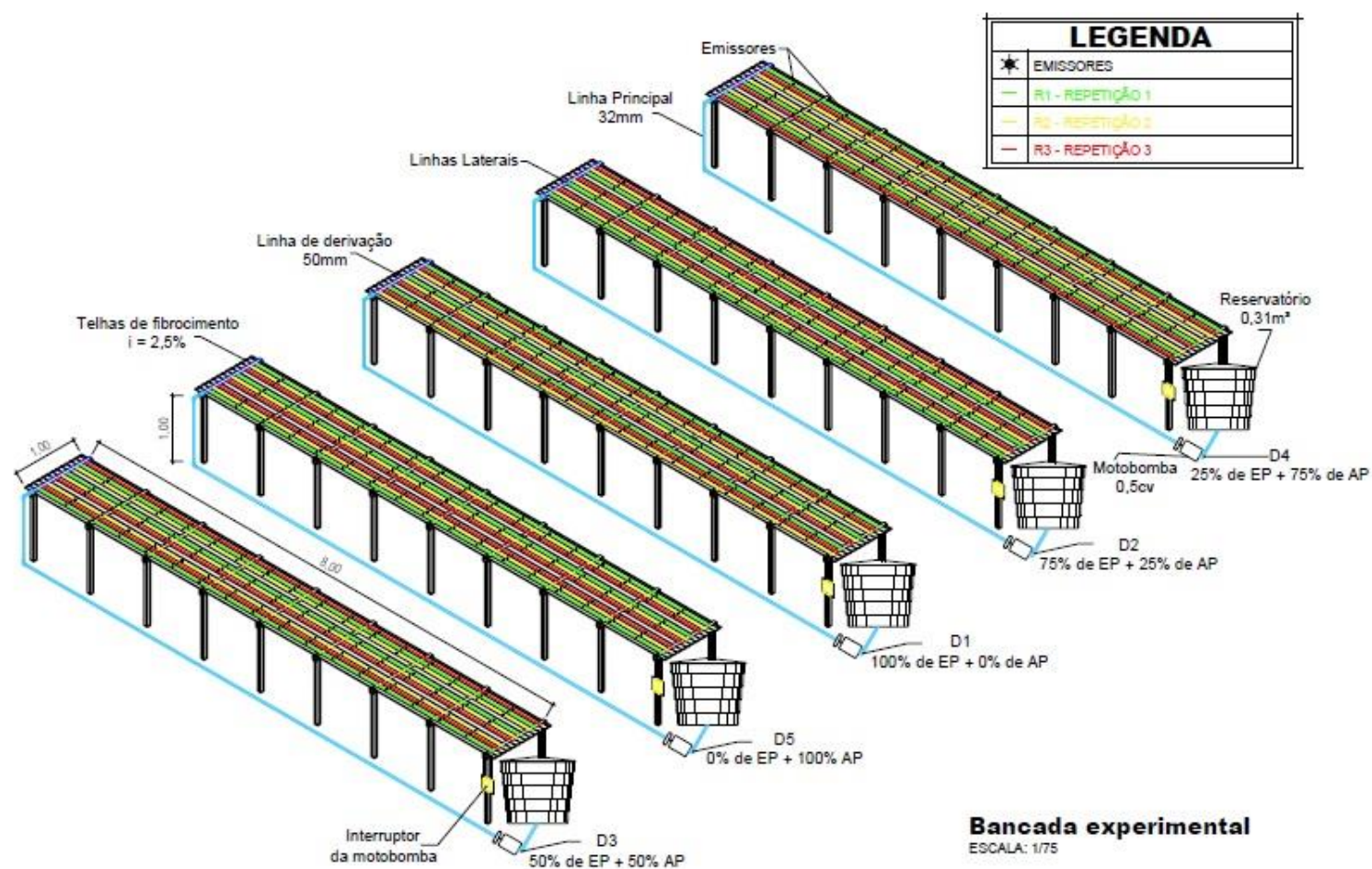
precipitação pluviométrica irregular, com média anual de 794 mm (ALVARES et al., 2013).

O efluente aquícola foi coletado no Setor de Aquicultura do campus Leste da UFERSA Mossoró, ao passo que a água de diluição foi proveniente de um poço instalado também no campus Leste da UFERSA Mossoró gerenciado pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN).

2.2 Delineamento experimental e montagem das bancadas de ensaio

O experimento foi realizado no Delineamento Inteiramente Casualizado em esquema de parcelas subsubdivididas com três repetições, conforme proposto por Batista et al. (2018). Nas parcelas, foram dispostas as cinco diluições de efluente da aquicultura-EA em água de poço-AP (D1 - 100% de EA; D2 - 75% de EA mais 25% de AP; D3 - 50% de EA mais 50% de AP; D4 - 25% de EA mais 75% de AP; e D5 - 100% de AP), para nas subparcelas averiguar a suscetibilidade ao entupimento de três tipos de emissores (Netafim Super Typhoon, Netafim Streamline e NaanDanJain TalDrip), com base nas variações dos valores dos agentes físicos, químicos e microbiológicos ocasionadores de obstrução, avaliados pelo desempenho hidráulico, após dois tempos de operação (subsubparcelas) de 0 e 20h.

Para isso, foram montadas cinco bancadas experimentais para avaliação do desempenho hidráulico dos emissores (Figura 1). Cada bancada operou com uma diluição de efluente da aquicultura em água de poço e três tipos de emissores. Deve-se ressaltar que tanto as diluições de efluente da aquicultura quanto os tipos de emissores foram distribuídos de forma inteiramente casualizada nas bancadas.



Fonte: Autoria Própria (2021).

Figura 1. Layout de projeto da área experimental com a disposição das parcelas e respectivos tratamentos.

Cada uma das bancadas experimentais, ocupou uma área de 8m² (1m de largura por 8 m de comprimento) e foi constituída de uma base de madeira para a sustentação de telhas de fibrocimento onduladas instaladas com declividade de 2,5% para possibilitar a recirculação do efluente. A jusante, cada bancada tinha um reservatório de 0,31 m³ acoplado a um sistema de irrigação por gotejamento composto por uma motobomba de 0,5 cv, um filtro de disco com aberturas de 130 µm, um registro de gaveta, dois pontos para coleta de amostras do efluente, dois manômetros analógicos de glicerina (0 a 400 kPa) para a leitura da pressão de serviço, uma linha principal de 32 mm, uma linha de derivação de 50 mm e nove linhas laterais com 8 m de comprimento, com seus respectivos conectores e borrachas de vedação.

O sistema de irrigação por gotejamento de cada bancada experimental foi dividido em três unidades gotejadoras, seguindo as recomendações de Marques et al. (2016) e Mesquita et al. (2016a). Cada unidade gotejadora constou de três linhas laterais de 8 m de comprimento de um único fabricante de emissor, onde em cada linha lateral foram destacados 16 emissores equidistantes para a avaliação do desempenho hidráulico. Na Tabela 1, são apresentadas as especificações técnicas dos gotejadores não autocompensantes que foram utilizados nos ensaios experimentais e estão entre os mais comercializados no semiárido brasileiro.

Tabela 1. Especificações técnicas dos gotejadores não autocompensantes ensaiados com diluições de efluente da aquicultura.

Gotejador	Fabricante	Q* (L h ⁻¹)	k*	x*	A* (mm ²)	L (mm)	CVf* (%)	P* (kPa)	EE* (m)
ST	Netafim Super Typhoon	1,60	0,53	0,48	34,0	23	± 7	60 - 300	0,30
SL	Netafim Streamline	1,60	0,57	0,45	17,0	13	± 7	90 - 100	0,30
NJ	NaanDanJain TalDrip	1,70	0,56	0,46	6,0**	44**	± 5	70 - 300	0,20

Q-Vazão nominal; k-coeficiente de vazão; x-expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento; A-Área de filtragem; L-Comprimento do labirinto; CVf-Coefficiente de variação de fabricação; P-Faixa de pressão recomendada; e EE-Espaçamento entre emissores. *Informações técnicas obtidas dos catálogos dos fabricantes dos emissores. **Medido com paquímetro digital, tendo precisão de 0,01 mm.

Fonte: Adaptado de Marques et al. (2016).

2.3 Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

As unidades gotejadoras operaram oito horas diárias até completar um total de 20 horas de funcionamento. Durante o experimento, foram realizadas duas avaliações de desempenho hidráulico dos emissores, a primeira no início do experimento (0h) e a segunda ao completar 20h. Nessas avaliações, foram determinadas as vazões dos 16 gotejadores, por linha lateral, de cada unidade gotejadora por meio do tempo de coleta de efluente de três minutos, recipientes coletores de 200mL e provetas de 100mL, com precisão de 1mL, seguindo as recomendações da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006). Com a obtenção desses dados, a vazão foi calculada utilizando-se a Equação 1.

$$Q = \frac{\text{Vol}}{1000t_{\text{em}}} \cdot 60 \quad (1)$$

Em que:

Q - Vazão do emissor, L.h-1;

Vol - Volume do efluente coletado, mL; e

tem - Tempo de coleta do efluente, minutos.

Na determinação do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras, foram utilizados como indicadores a vazão relativa (QR), a redução da vazão relativa (RQR), o coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), o coeficiente de variação de vazão (CVQ) e o coeficiente de uniformidade estatística (Us), representados pelas equações 2, 3, 4, 5 e 6, respectivamente.

$$QR = \frac{q_a}{q_i} \quad (2)$$

Em que:

QR - Vazão relativa, L h⁻¹;

q_a - Vazão atual, L h⁻¹; e

q_i - Vazão inicial, L h⁻¹.

$$RQR = 100 \left(\frac{q_i - q_a}{q_i} \right) \quad (3)$$

Em que:

RQR - Redução da vazão relativa, %;

q_i - Vazão inicial, L h⁻¹; e

q_a - Vazão atual, L h⁻¹.

$$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{\bar{q}} \quad (4)$$

Em que:

CUD - Coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

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

$\bar{q}$ - Vazão média dos emissores, L h⁻¹. q

$$CVQ = 100 \frac{\sqrt{\sum_{i=0}^n \frac{(q_i - \bar{q})^2}{n_e - 1}}}{\bar{q}} \quad (5)$$

Em que:

CVQ - Coeficiente de variação da vazão, %;

q_i - Vazão de cada emissor, L h⁻¹;

q - Vazão média dos emissores, L h⁻¹; e

n_e - Número de emissores avaliados.

$$U_s = 100(1 - CVQ) \quad (6)$$

Em que:

U_s - coeficiente de uniformidade estatístico de aplicação de efluente, %; e

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.

Os valores e a classificação de todos os coeficientes de desempenho hidráulicos estão referenciados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores e classificação dos coeficientes de desempenho hidráulico.

Coeficiente de desempenho hidráulico	Classificação	Referência
Vazão relativa – QR	QR = 1 – Ausência de entupimento QR > 1 – Aumento da vazão QR < 1 – Redução da vazão	Cararo et al. (2006)
Redução da vazão relativa – RQR	RQR > 0 – Redução de vazão RQR < 0 – Aumento da vazão	Mesquita et al. (2016b)
Coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD	CUD < 70% - Ruim 70% < CUD < 80% - Regular 80% < CUD < 90% - Bom CUD > 90% - Excelente	Merriam; Keller (1978)
Coeficiente de variação de vazão – CVQ	CVQ < 10% - Bom 10% < CVQ < 20% - Razoável CVQ > 20% - Inaceitável	ASABE (2008)
Coeficiente de uniformidade estatística – Us	Us < 60% - Inaceitável 60% < Us < 70% - Ruim 70% < Us < 80% - Razoável 80% < Us < 90% - Bom Us > 90% - Excelente	Favetta; Botrel (2001)

Fonte: Autoria Própria (2021).

As unidades gotejadoras operaram com a pressão de serviço de 100 ± 10 kPa, recomendada por Batista et al. (2018), valor que minimiza a formação de biofilme nos emissores nas linhas laterais de sistemas de irrigação que operam com águas residuárias. O ajuste periódico da pressão de serviço nas unidades gotejadoras foi feito com o auxílio de manômetros graduados de 0 a 400 kPa, tendo classe de exatidão de $\pm 1\%$ de fundo de escala.

2.4 Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Paralelamente à avaliação de desempenho hidráulico dos emissores, foi analisado o risco de obstrução dos gotejadores pela caracterização do efluente da aquicultura e suas diluições em função da presença de agentes físicos, químicos e microbiológicos. As amostras utilizadas para a caracterização foram coletadas a jusante do sistema de filtração no momento inicial do experimento.

Uma parte dessas amostras foi encaminhada para o Laboratório de Solo, Água e Planta do Semiárido (LASAPSA) da UFERSA e, seguindo as recomendações da EMBRAPA (PARRON et al., 2011) e de Matos (2012), foram determinados os seguintes atributos: potencial hidrogeniônico (pH) via pHmetro de bancada; condutividade elétrica (CE), por meio do condutivímetro de bancada; sódio (Na^+) via fotômetro de chama, cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), carbonato (CaCO_3) e bicarbonato (HCO_3^-), por meio do método titulométrico; e sólidos suspensos totais (SST) e sólidos

totais (ST) pelo método gravimétrico; os teores de sólidos dissolvidos totais foram obtidos pela diferença entre SST e ST (BAIRD et al., 2017).

Os níveis populacionais de coliformes totais (CT) foram quantificados no Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal da UFERSA, utilizando-se a técnica de tubos múltiplos, sendo os resultados expressos em Número Mais Provável por mL (NMP 100 mL⁻¹).

Com os valores de Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CO₃²⁻ e HCO₃⁻, será determinada a tendência para formação de carbonato de cálcio (CaCO₃) com a utilização do Índice de Saturação de Langelier (ISL), proposto por Ayers; Westcot (1976) e apresentado na equação 7.

$$ISL = pH_m - pH_c \quad (7)$$

Em que:

ISL - Índice de Saturação de Langelier;

pH_m - pH medido; e

pH_c - (pK_d - pK_s) + pCa + p(Alk).

Também com os valores de Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, foi calculada a Razão da adsorção de sódio (RAS) de acordo com a equação 8.

$$RAS = \frac{Na^+}{\left(\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}} \right)} \quad (8)$$

Em que:

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

Na⁺ - Concentração de sódio na amostra, mmol_c L⁻¹;

Ca²⁺ - Concentração de cálcio na amostra, mmol_c L⁻¹ e;

Mg²⁺ - Concentração de magnésio na amostra, mmol_c L⁻¹.

Outra parte das amostras foi encaminhada ao Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal (LIPOA) da UFERSA, para quantificar os níveis populacionais de coliformes totais (CT), seguindo as recomendações do *Standard*

Methods for the Examination of Water and Wastewater (BAIRD et al., 2017). A determinação da temperatura das diluições do efluente da aquicultura será obtida “in loco” com o auxílio de um termômetro de precisão de 0,5 °C.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análises dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço

Os atributos físicos, químicos e microbiológicos da água residuária da aquicultura e suas diluições em água de poço foram medidos no início do experimento no tempo de 0h e são apresentados na Tabela 3 juntamente com os valores padrões para uso agrícola e o nível de risco de obstrução de gotejadores.

Tabela 3. Valores dos atributos físico-químicos e microbiológicos presentes nas diluições de efluente da aquicultura em água de poço e os padrões de uso agrícola e risco de obstrução de gotejadores.

Atributos	Diluições					Uso Agrícola	Risco de obstrução
	D1	D2	D3	D4	D5		
pH	7,40	7,57	7,76	8,07	8,51	5,0-9,0 ⁽¹⁾	D1 a D3 risco médio D4 e D5 risco severo ⁽⁴⁾
CE (dS m ⁻¹)	3,96	3,25	2,48	1,50	0,58	<3,0 ⁽¹⁾	D1 a D4 risco médio D5 risco menor ⁽⁴⁾
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,84	0,70	0,55	0,40	0,26	<0,05 ⁽³⁾	n.c.
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	20,53	16,31	12,19	7,73	4,68	<3,0 ⁽²⁾	n.c.
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	12,16	9,90	7,20	4,12	0,60	1,0-5,0 ⁽²⁾	D1 a D5 risco menor ⁽⁵⁾
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	17,72	12,85	8,14	3,81	0,07	<5,25 ⁽²⁾	D1 a D4 risco severo D5 risco menor ⁽⁵⁾
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	20,40	15,60	11,40	6,40	1,80	0-30 ⁽³⁾	n.c.
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	0,20	0,40	0,40	0,40	0,60	<0,05 ⁽³⁾	n.c.
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	3,20	3,30	3,00	3,10	3,30	<0,7 ⁽²⁾	n.c.
Fe ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,005	0,004	0,003	0,001	0,00	<0,179 ⁽³⁾	D1 a D5 risco menor ^(4;5)
Mn ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,0011	0,0007	0,0004	0,0004	0,00	<0,0073 ⁽³⁾	D1 a D5 risco menor ^(4;5)
RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	5,30	4,80	4,40	3,90	8,10	<6,0 ⁽²⁾	n.c.
SDT (mg L ⁻¹)	2593,7	1930,0	1280,0	646,36	150,0	<2000 ⁽³⁾	n.c.
SS (mg L ⁻¹)	44,00	32,00	26,00	4,00	4,00	<100 ⁽¹⁾	D1 a D5 risco menor ^(4;5)
CT (NMP mL ⁻¹)	>110	24,00	46,00	>110	<0,03	< 1000 CT 100ml ⁻¹ (1)	n.c.
Temperatura °C	30,5	29,0	28,0	27,5	28,0	n.c.	n.c.
ISL	-28,0	0,01	0,24	0,56	0,14	n.c.	D1 tendência a corrosão D2 a D5 tendência a incrustação ⁽⁶⁾

Fonte: Autoria Própria (2021).

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato; HCO₃⁻ - bicarbonato; RAS - razão de adsorção de sódio; SDT – sólidos dissolvidos totais; SS - sólidos suspensos e CT coliformes torais. ⁽¹⁾Resolução COEMA nº 2/2017, referente ao reúso externo de efluentes não sanitários com fins agrícolas e florestais; ⁽²⁾Ribeiro et al. (1999); ⁽³⁾Almeida (2010); ⁽⁴⁾Nakayama et al. (2006); ⁽⁵⁾Capra & Scicolone (1998); ⁽⁶⁾ López et al. (1992); n.c. - não classificado. D1 - 100% efluente da aquicultura (EA), D2 - 75% de EA e 25% de água de poço (AP), D3 - 50% de EA e 50% de AP, D4 - 25% de EA e 75% de AP e D5 - 100% de AP.

O valor do pH das diluições variou entre 7,40 em D1 até 8,51 em D5. Assim, se observa que quanto menor a fração do efluente da aquicultura em água de poço, menor o resultado do pH neste intervalo. De acordo com a resolução COEMA nº 2/2017, referente ao reúso externo de efluentes não sanitários com fins agrícolas e florestais, esses valores de pH são adequados para o reúso agrícola (CEARÁ, 2017).

Os resultados do pH também foram usados para avaliar o risco de obstrução de gotejadores, verificando-se que os valores obtidos nas diluições D4 e D5 têm risco severo e as diluições de D1 a D3 possuem um risco médio (NAKAYAMA et al., 2006). Estes resultados demonstraram que em relação ao pH o efluente da aquicultura, além de estar de acordo com os limites para o uso agrícola, possui menor risco de obstrução de gotejadores quando comparado a outras águas residuárias que tiveram o pH como o principal agente de entupimento, tais quais o percolado de aterro sanitário com pH entre 8,73 e 9,43 (VALE et al., 2018a) e água produzida do petróleo diluída em água tratada com pH entre 8,47 e 8,7 (VALE et al., 2020).

Os valores da Condutividade elétrica (CE) das diluições estão no intervalo entre 3,96 e 0,58 dS m⁻¹. Os valores altos de CE nas diluições com as maiores frações de efluente da aquicultura ocorrem devido a qualidade da água utilizada no setor de aquicultura da UFERSA, onde são realizadas diversas pesquisas com produção aquícola em ambientes aquáticos de alta salinidade, o que influencia a qualidade final do efluente e tendo uma diferença enorme para os valores de salinidade observadas em outras pesquisas que testaram aplicação de efluentes da aquicultura via irrigação por gotejamento, como Maroufpoor et al. (2020) e Manbari et al. (2020), que obtiveram valores de CE com 0,3 dS m⁻¹.

Quanto à relação entre estes valores de CE e o uso agrícola, as diluições D1 e D2 têm grau de restrição de uso severo, D3 e D4 restrição de uso moderado e D5 (100% de água de poço) nenhuma restrição (ALMEIDA, 2010). Sobre o risco de obstrução de gotejadores, os valores de CE das diluições D1 a D4 foram de risco médio e o D5 baixo risco (CAPRA; SCICOLONE, 1998).

Os valores dos íons de potássio (K⁺) e sódio (Na⁺) ficaram no intervalo de 0,84 a 0,26 mmolc L⁻¹ para o primeiro, e 20,53 a 4,68 mmolc L⁻¹, para o segundo. Em ambos os casos houve redução da concentração à medida que a fração do efluente da aquicultura era reduzida nas diluições. As concentrações de sódio estão dentro do intervalo usual de irrigação, que é de 0 a 40 mmolc L⁻¹, entretanto os valores da

concentração de potássio estão fora do intervalo de 0,0 a 0,05 mmol_c L⁻¹ (ALMEIDA, 2010).

Para a concentração de cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺) nas diluições, quanto maior a fração do efluente aquícola maior o seu resultado, sendo que para o primeiro intervalo os valores foram de 12,16 a 0,6 mmol_c L⁻¹, ao passo que o segundo está no intervalo de 17,72 a 0,07 mmol_c L⁻¹. Os valores de cálcio para as diluições D2 e D3 possuem dano potencial às culturas de nível médio, ao passo que a diluição D5 possui risco de dano severo, mas as diluições D4 e D4 com maiores concentrações de água de poço não apresentam risco potencial à cultura; para o Magnésio, as diluições de D1 a D3 apresentam risco potencial às culturas, ao passo que para as diluições D4 e D5 esse risco não existe (RIBEIRO et al., 1999).

Com relação ao risco de obstrução de gotejadores, a concentração de Ca²⁺ representa um risco baixo, por sua vez, as concentrações de Mg²⁺ encontradas nas diluições com frações do efluente da aquicultura (D1 a D4) possuem risco severo de entupimento, ao passo que D5, que tem 100% de água de poço, possui o risco baixo (CAPRA; SCICOLONE, 1998).

Quanto aos valores de cloreto (Cl⁻), os resultados mostraram que à medida que a fração da água de poço cresce nas diluições com efluente da aquicultura, a concentração de cloreto diminui, obtendo os resultados entre 20,4 e 1,8 mmol_c L⁻¹. Todos estes valores estão dentro do intervalo de água usual para irrigação, que, segundo Almeida (2010), está entre 0 e 30 mmol_c L⁻¹.

Os valores de carbonato (CO₃²⁻) e bicarbonato (HCO₃⁻), diferentemente dos demais atributos já apresentados, diminuiram de acordo com o aumento da fração de efluente da aquicultura, principalmente em relação ao carbonato que ficou no intervalo de 0,2 a 0,6 mmol_c L⁻¹. Os resultados de bicarbonato mostraram essa mesma tendência, porém não ocorreu de forma gradual, tendo como maior valor de concentração as diluições D2 e D5 (100% de água de poço), ambas com 3,30 mmol_c L⁻¹.

Os valores de carbonato e bicarbonato estão acima dos limites para uso agrícola em todas as diluições, de acordo com Ribeiro et al. (1999) e Almeida (2010). Quanto à obstrução de gotejadores, não existe um intervalo que estabeleça o risco de ocorrência, entretanto a pesquisa de Ribeiro et al. (2018) concluiu que o carbonato de cálcio (CaCO₃) foi um dos principais agentes de entupimento de gotejadores operando com água residuária.

As concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn) também diminuiram de acordo

com a redução da fração do efluente da aquicultura na diluição com água de poço. Os valores de Fe ficaram num intervalo de 0,005 a 0,0 mmol_c L⁻¹, ao passo que os valores de Mn estão num intervalo de 0,0011 a 0,0 mmol_c L⁻¹. De acordo com Almeida (2010), tanto as concentrações de Fe quanto as de Mn estão abaixo de limite de toxicidade. Quanto ao risco de obstrução de gotejadores, os valores das concentrações de Fe e Mn das diluições são considerados como risco baixo por Nakayama et al. (2006) e Capra; Scicolone (1998).

Com os dados de sódio (Na⁺), cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺), foram calculados os valores da razão de adsorção de sódio (RAS). Os resultados das diluições D1 a D4, todas com frações de efluente da aquicultura, ficaram dentro do intervalo de 3,0 a 6,0 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}, como risco moderado de danos à cultura, porém o valor da RAS na diluição D5 com 100% de água de poço foi de 8,10 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}, superior às diluições com efluente da aquicultura e classificada como risco severo de danos às culturas (> 6,0 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}) (RIBEIRO et al., 1999).

Os sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos suspensos (SS) reduziram à medida que a fração de efluente da aquicultura diminuía na diluição com água de poço. Os valores para o primeiro ficaram no intervalo de 2593,7 a 150,0 mg L⁻¹, ao passo que os valores do segundo estão no intervalo de 44,0 a 4,0 mg L⁻¹. Para o uso agrícola, somente a concentração dos SDT da D1 ficou acima do limite de 2000 mg L⁻¹ recomendado por Almeida (2010); quanto aos SS, todas as diluições estão abaixo do limite de 100 mg L⁻¹ recomendado pela Resolução COEMA nº 2/2017, referente ao reúso externo de efluentes não sanitários com fins agrícolas e florestais (Ceará, 2017).

Quanto ao risco de obstrução de gotejadores pelos sólidos suspensos, todas as diluições de efluente da aquicultura em água de poço foram classificadas como risco baixo de acordo com Nakayama et al. (2006) e Capra; Scicolone (1998). Com essa classificação de risco de obstrução pela concentração de SS, o efluente da aquicultura mostrou maior potencial para utilização via irrigação por gotejamento do que outras águas residuárias classificadas como alto risco de entupimento, tais como a doméstica (COSTA et al., 2019), a de laticínios (CUNHA et al., 2017), do processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018), percolado de aterro sanitário (MESQUITA et al., 2020), além da água produzida do petróleo (VALE et al., 2020).

O atributo microbiológico analisado nas diluições do efluente da aquicultura em água de poço foi dos coliformes totais (CT). As diluições D5 e D4 foram as que tiveram os maiores resultados (< 110 NMP mL⁻¹), ao passo que D5 teve o menor resultado (0,03

NMP mL⁻¹), já nas diluições D2 e D3 o nível populacional de coliformes foi de 24 e 46 NMP mL⁻¹, respectivamente. Todas as diluições com as frações de efluente da aquicultura possuem níveis populacionais de coliformes acima do limite de 1000 CT 100 mL⁻¹ estabelecido pela Resolução COEMA nº 2/2017, referente ao reúso externo de efluentes não sanitários com fins agrícolas e florestais (Ceará, 2017).

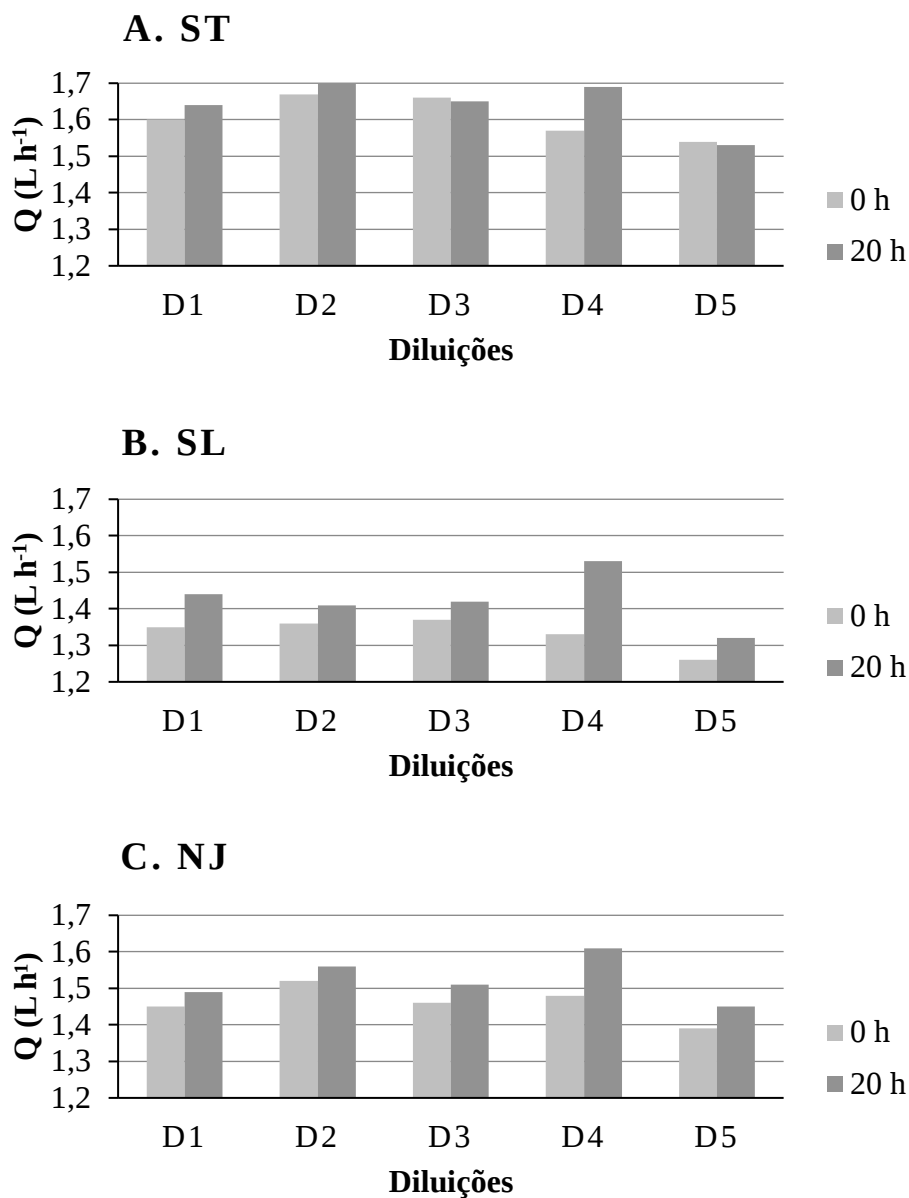
Com relação ao risco de obstrução de gotejadores, a classificação apresentada por Nakayama et al. (2006) aponta que as diluições D2, D3 e D5 têm risco baixo, ao passo que D1 e D4 têm risco moderado a alto. Algumas pesquisas apontaram que o número de coliformes foram agentes de entupimento importantes em gotejadores operando com água residuária, tais como a doméstica (COSTA et al., 2019) e suinocultura (COSTA et al., 2014), mas foram de baixo risco em outras águas, como laticínios (CUNHA et al., 2017) e processamento da castanha do caju (BATISTA et al., 2018).

Os valores para o Índice de Saturação de Langelier (ISL) das diluições de D1 a D5 foram de -0,28, 0,01, 0,24, 0,56 e 0,14, respectivamente. De acordo com López et al. (1992), os limites para classificação do ISL são os seguintes: ISL > 0 tendência à incrustação, ISL < 0 tendência à corrosão, ISL = 0 equilíbrio iônico. Assim, para as diluições de efluente da aquicultura em água de poço, a D1 possui tendência à corrosão, ao passo que as demais possuem tendência à incrustação.

3.2 Análise do desempenho hidráulico das unidades gotejadoras operando com diluições de efluente da aquicultura em água de poço

3.2.1 Vazão dos gotejadores – Q

A Figura 2 apresenta o gráfico da vazão dos gotejadores em função do tempo de funcionamento das unidades gotejadoras ST, SL, NJ operando com as diluições: D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.



Nota: ST – Gotejador Netafim Super Typhoon, SL – Gotejador Netafim Streamline, NJ – Gotejador NaanDanJain, D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Figura 2. Gráficos da vazão (Q) em função ao tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

A vazão média dos gotejadores ST (Figura 2A) no tempo 0h foi de 1,6, 1,67, 1,66, 1,57, 1,54 L h⁻¹, para as diluições D1, D2, D3, D4 e D5, respectivamente. No tempo 20 h, a vazão medida para os gotejadores ST operando com as mesmas diluições foi de 1,64, 1,7, 1,65, 1,69 e 1,53 L h⁻¹, respectivamente.

Passadas as 20 h de operação do sistema, foi observada redução da vazão do gotejador ST operando com as diluições D3 e D5 de 0,60 e 0,65%, respectivamente, ao

passo que para as demais diluições houve aumento da vazão dos gotejadores ST de 2,5% para D1, 1,8% para D2 e 7,64% para D4.

Para os gotejadores SL (Figura 2B), a vazão medida nos tempos de operação inicial (0h) e final (20h) para diluições D1, D2, D3, D4, D5 foi de 1,35 e 1,44 L h⁻¹; 1,36 e 1,41 L h⁻¹; 1,37 e 1,42 L h⁻¹; 1,33 e 1,53 L h⁻¹; 1,26 e 1,32 L h⁻¹, respectivamente.

Ao final das 20 h de operação, foi observado aumento da vazão medida em todos os gotejadores SL operando com as diluições do efluente da aquicultura em água de poço. O aumento da vazão em D1 foi de 6,67%, em D2, 3,68%; D3, 3,65%; D4, 15,04% e, por fim, D5 com um aumento de 4,76%.

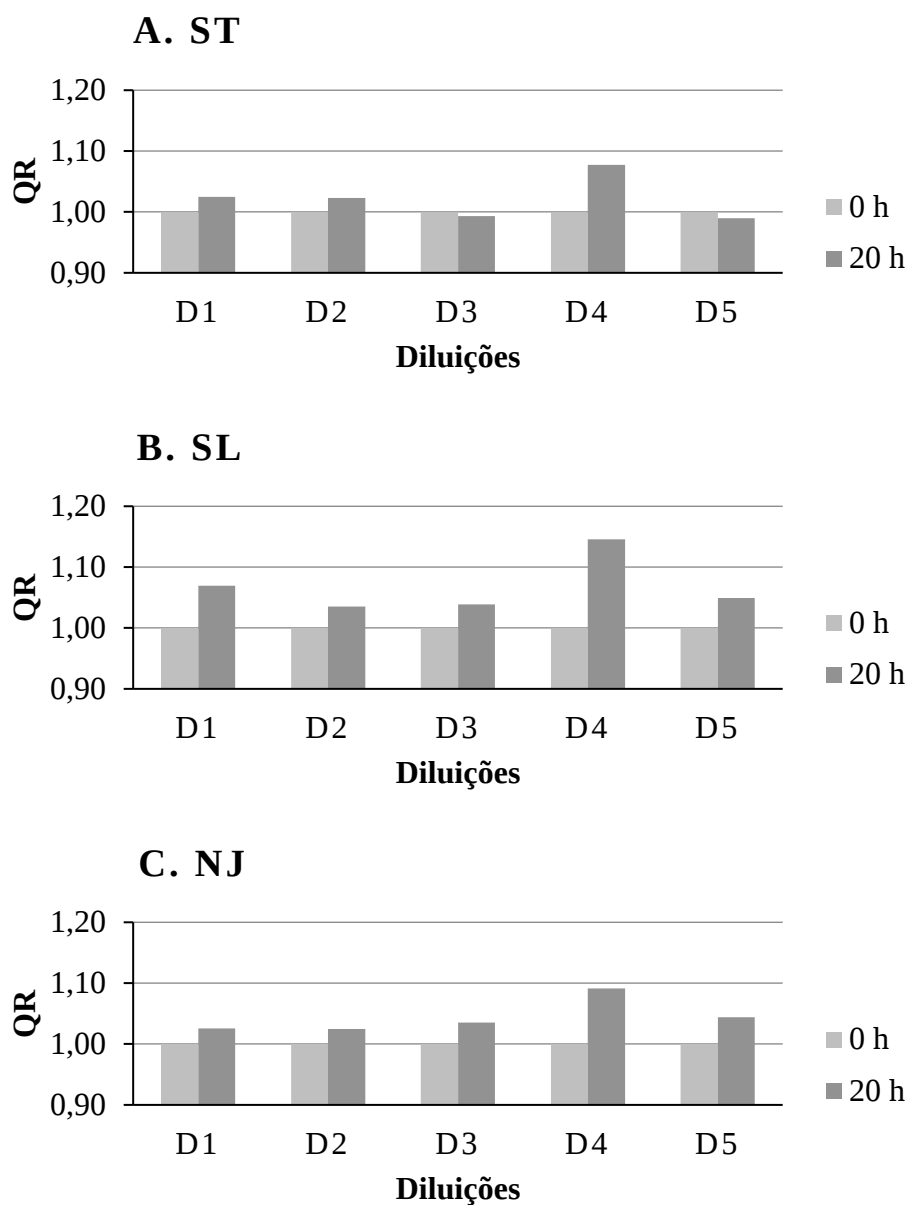
Os valores obtidos na medição da vazão dos gotejadores NJ (Figura 2C) foram de 1,45, 1,52, 1,46, 1,48 e 1,39 L h⁻¹ no tempo inicial (0h) para suas respectivas diluições de D1 a D5. Para o tempo final (20h), a vazão medida nos gotejadores operando nas diluições de D1 a D4 foi de 1,49, 1,56, 1,51, 1,61 e 1,45 L h⁻¹, respectivamente.

Para o gotejador NJ operando com as diluições do efluente da aquicultura em água de poço, foi observado que após as 20 h de operação do sistema houve aumento da vazão dos emissores para todas as diluições D1, D2, D3, D4, D5 na ordem de 2,76, 2,63, 3,42, 8,78 e 4,32%, respectivamente.

Esses resultados diferem dos trabalhos de Cunha et al. (2017) e Fernandes et al. (2014). O primeiro realizado com os emissores ST, SL e NJ, porém com água residuária de laticínios verificou redução da vazão após 40 h de operação. Por sua vez, o segundo, que testou um emissor não autocompensante operando com água residuária do processamento da castanha do caju, observou redução da vazão após 20 h de funcionamento.

3.2.2 Vazão relativa – QR

A Figura 3 apresenta os valores obtidos para vazão relativa (QR) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando por 20 h com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.



Nota: ST – Gotejador Netafim Super Typhoon, SL – Gotejador Netafim Streamline, NJ – Gotejador NaanDanJain, D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Figura 3. Gráficos da vazão relativa (QR) em função ao tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST, SL e NJ aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

De acordo com a Figura 3A, os valores da vazão relativa (QR) para as diluições D1, D2 e D4 aumentaram de 1,00, no tempo 0 h, para 1,03, 1,02 e 1,08, no tempo de 20 h, sendo este aumento na ordem de 2,50, 2,30, 7,70%, respectivamente, ao passo que para as diluições D3 e D5 os valores de QR foram 0,99 para ambos, representando 1,0% de redução da QR entre os tempos 0 e 20 h.

A figura 3B apresenta os valores da QR para o gotejador SL. Em todas as diluições de efluente de aquicultura em água de poço, houve acréscimo de QR do tempo inicial ao final, na ordem de 6,9, 3,9, 3,9, 14,6 e 4,9%, que em valores absolutos para as diluições de D1 a D5 foram de 1,07, 1,04, 1,04, 1,15 e 1,05, respectivamente.

Por sua vez, a figura 3C mostra os valores da QR para o gotejador NJ operando com as diluições D1, D2, D3, D4, D5. Inicialmente, o valor da QR foi 1,0 para todas as diluições e posteriormente 1,03, 1,03, 1,04, 1,09 e 1,04, para suas respectivas diluições. Todos elas apresentaram aumento na QR na ordem de 2,6, 2,5, 3,5, 9,1, 4,4%.

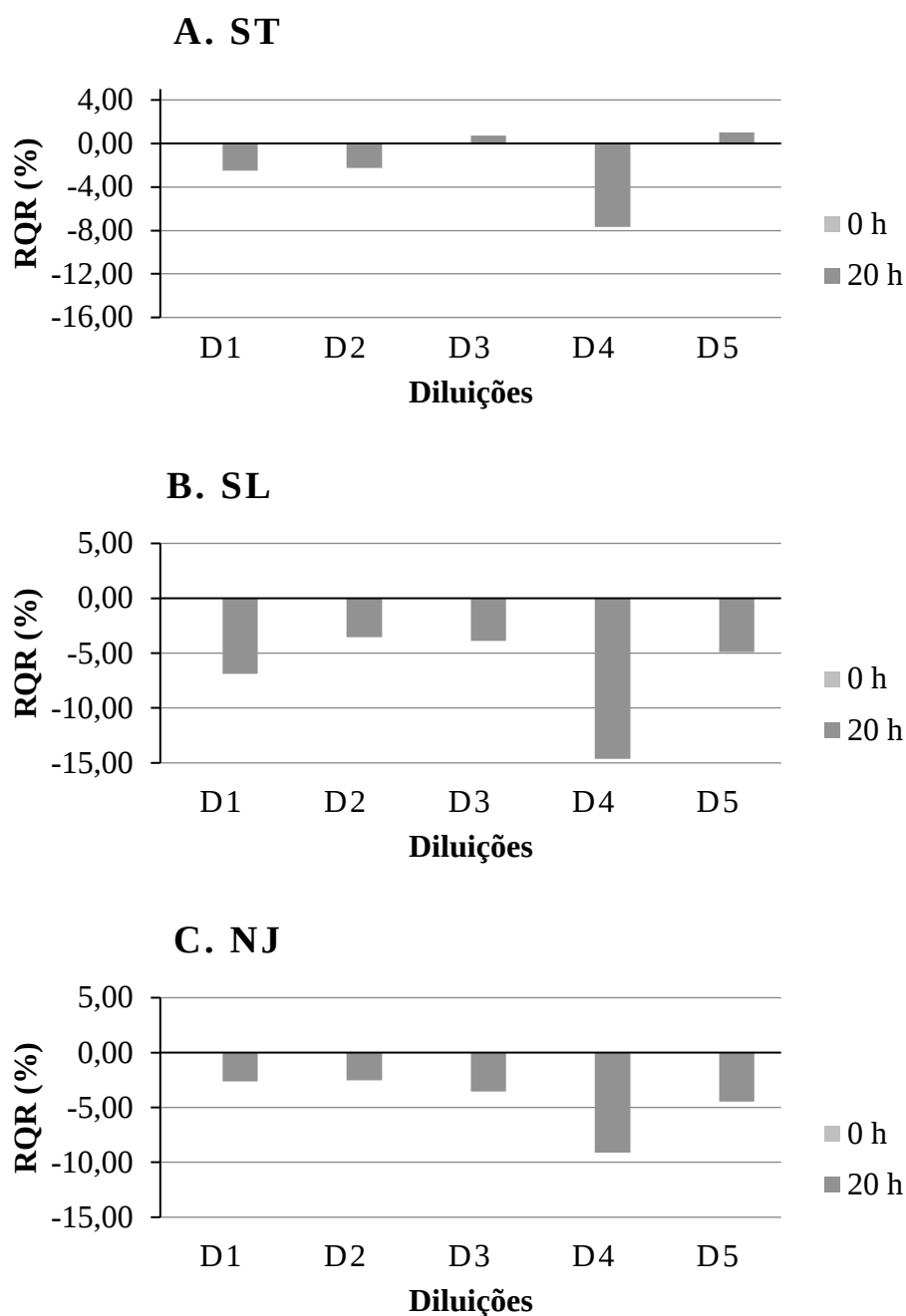
De acordo com Mesquita et al. (2016b) valores de QR iguais a 1 representam ausência de entupimento, valores de $QR > 1$ demonstram danos causados aos gotejadores, e $QR < 1,00$ indicam entupimento dos gotejadores, acarretando a redução da vazão. Assim, para as diluições do efluente da aquicultura em água de poço apresentado na Figura 3, somente o gotejador ST operando com as diluições D3 e D5 apresentou entupimento, enquanto os demais gotejadores apresentam danos, possivelmente causados pela dilatação em virtude da temperatura do efluente.

Estes resultados se assemelham aos obtidos por Mesquita et al. (2016b), que obtiveram uma vazão relativa maior do que um nas primeiras 20 h de funcionamento de uma subunidade gotejadora com emissores não autocompensantes operando com percolado de aterro sanitário diluído.

Quanto à classificação de Capra; Scicolone (1998) apresentada na Tabela 2, o QR dos emissores operando com efluente da aquicultura e diluições em água de poço para os três gotejadores ST, SL e NJ foi classificada como alto. Esse resultado também corroborou com Mesquita et al. (2016b), que obtiveram valores de QR classificados como altos para um gotejador não autocompensante operando com percolado de aterro sanitário diluído.

3.2.3 Redução da vazão relativa – RQR

A Figura 4 apresenta os resultados da redução da vazão relativa (RQR) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, medidas com 0 e 20 h de funcionamento.



Nota: ST – Gotejador Netafim Super Typhoon, SL – Gotejador Netafim Streamline, NJ – Gotejador NaanDanJain, D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Figura 4. Gráficos da redução da vazão relativa (RQR) em função do tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST, SL e NJ aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

O valor da RQR inicial, no tempo 0 h, é sempre zero para todos os gotejadores, devido à vazão inicial utilizada no cálculo da Equação 3 ser igual ao valor da vazão

atual. Assim, somente no decorrer da operação do sistema os valores da RQR começam a sofrer alterações. Para o gotejador ST, somente a RQR das diluições D3 e D5 foi positiva, com os valores de 0,73 e 1,03%. As demais diluições, D1, D2 e D4, foram negativas, com os respectivos valores de -2,5, -2,28, -7,67%.

Os outros dois gotejadores SL e NJ ficaram com os valores de RQR negativos em todas as diluições. Os resultados do primeiro foram -6,87, -3,52, -3,89, -14,62 e -4,91%, ao passo que os valores de RQR do segundo foram -2,65, -2,55, -3,54, -9,13 e -4,44%, para as respectivas diluições D1, D2, D3, D4 e D5.

Pela classificação de Mesquita et al. (2016a), o valor de RQR, quando superior a zero ($RQR > 0$), indica entupimento dos gotejadores ocasionado pela redução da vazão dos emissores, ao passo que valores de RQR inferiores a zero ($RQR < 0$) são indicativos de algum tipo de dano nas partes dos gotejadores em função do aumento da vazão dos emissores. Neste caso, somente o valor de RQR do gotejador ST operando com as diluições D3 e D5 ficou acima de 0, indicando a redução da vazão e provável entupimento, ao passo que para as demais diluições de ST e todas as outras dos gotejadores SL e NJ foram inferiores a 0, indicando obstrução do emissor e aumento da vazão.

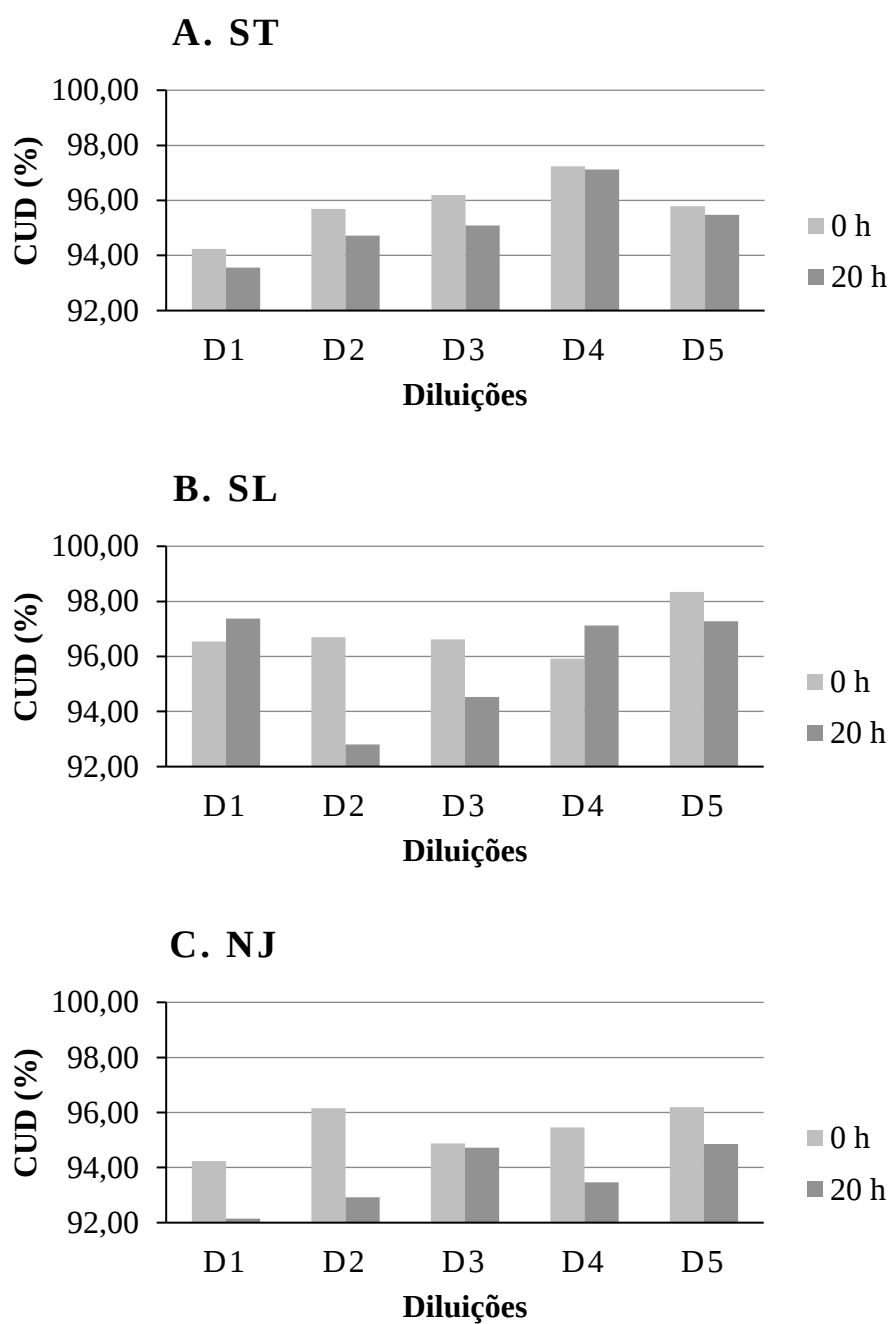
Esses mesmos gotejadores não autocompensantes (ST, SL e NJ), porém, operando com percolado de aterro sanitário em uma faixa de pressão em torno de 140 kPa, foram avaliados por Vale et al. (2018), tendo os resultados mostrado que após 20 h de funcionamento os valores de RQR foram predominantemente positivos, indicando uma redução de vazão, sendo, portanto, diferente do comportamento do RQR para esses gotejadores operando com água residuária da aquicultura.

Outro valor de referência de RQR que expressa o grau de entupimento de gotejadores é sugerido por Capra; Scicolone (1998) como: baixo (menor que 61%), médio (entre 61 e 79%) e alto (maior que 79%). Logo, para este caso todos os gotejadores ST, SL e NJ operando com as diluições de D1 a D5 foram classificados como grau de entupimento baixo.

Estes resultados corroboraram com Costa et al. (2019) em seu trabalho com emissores não autocompensantes operando com água residuária doméstica tratada e Vale et al. (2018b) com os mesmos tipos de emissores operando com percolado de aterro sanitário, que também obtiveram valores menores 61% para o RQR indicando baixo entupimento para o funcionamento de 20 h.

3.2.4 Coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD

A Figura 5 apresenta os resultados do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, medidas com 0 e 20 h de funcionamento.



Nota: ST – Gotejador Netafim Super Typhoon, SL – Gotejador Netafim Streamline, NJ – Gotejador NaanDanJain, D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Figura 5. Gráficos do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) em função ao tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

O coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) do gotejador ST operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5, nos tempos 0h e 20 h estão apresentados na Figura 5A. Para D1, o valor no tempo 0 foi de 93,23% e no tempo 20 h foi de 93,56%, uma redução de 0,71%. Em D2, os valores de CUD reduziram 1,0% do valor inicial ao final, sendo o primeiro 95,69% e o segundo 94,73%. Na D3, os valores de CUD no tempo 0 e 20 h foram, respectivamente, 96,2 e 95,09%, tendo redução na ordem de 1,15%. Na D4, houve redução de somente 0,10%, com o valor de CUD inicial de 97,23% e o final de 97,13%. Na D5, o CUD inicial foi de 95,79% e o final de 95,47%, de forma que a redução foi na ordem de 0,33%.

A Figura 5B apresenta os valores do CUD para o gotejador SL. A diluição D1 teve redução de 0,86% do CUD, registrando-se o valor de 96,55% no tempo 0 h e 97,38% no tempo 20 h. Na D2, os valores do CUD inicial e final foram, respectivamente, 96,69 e 92,81%, com redução na ordem de 4,02%. Na diluição D3, o valor inicial do CUD foi de 96,63% e o final foi de 94,53%, com redução percentual de 2,17%. Na D4, o valor do CUD no início do projeto foi de 95,93% e de 97,13% no final, representando aumento no valor do CUD na ordem de 1,25%. Na D5, houve redução do CUD inicial com 98,34% para o final com 97,28%, na ordem de 1,08%.

O gotejador NJ teve seus valores de CUD representados na Figura 5C. Na D1, o CUD foi inicialmente 94,25% e reduziu 2,22% até chegar a 92,15% após 20h de operação. A D2 apresentou um CUD inicial de 96,16% e final de 92,92%, em uma redução de 3,38%. Na D3, a redução da CUD foi somente de 0,16%, com seu valor inicial de 94,88% e final de 94,73%. O CUD na D4 foi de 95,46% com 0h até 93,47% com 20 h de funcionamento, representando redução de 2,09%. Por fim, D5 teve o valor de CUD inicial de 96,19% e final de 94,85%, reduzindo 1,39% de um para o outro.

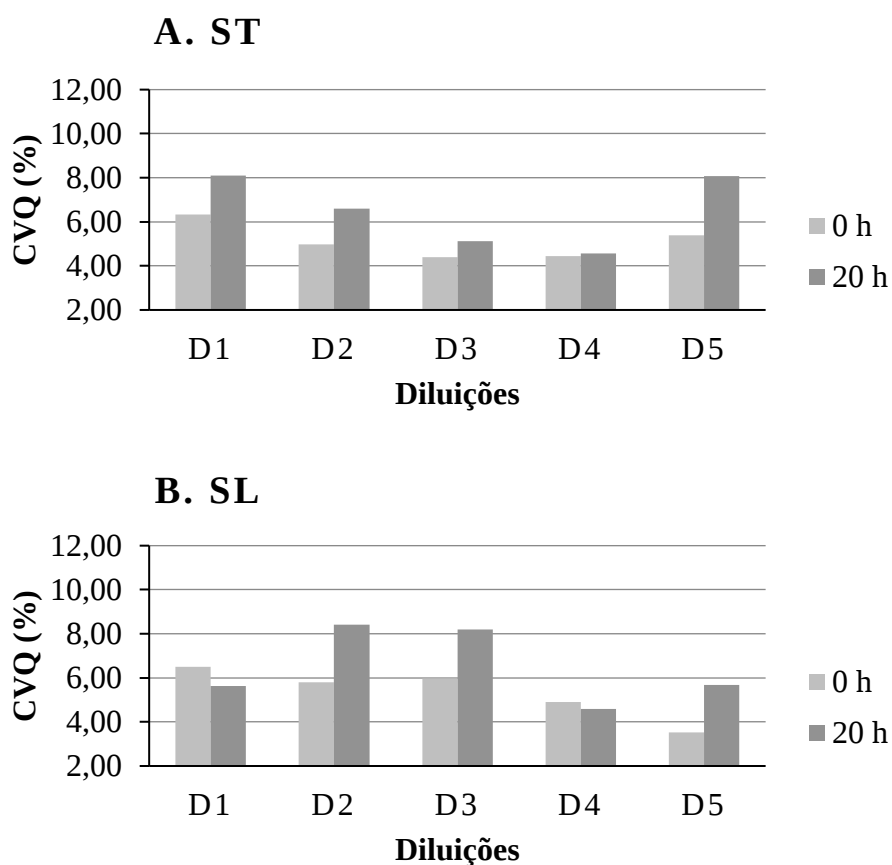
O critério geral para interpretação dos valores de CUD apresentado por Merriam; Keller (1978), para sistemas de irrigação que estejam em operação por um ou mais anos é de: menor que 70%, ruim; 70 e 80%, regular; entre 80 e 90%, bom; maior que 90%, excelente. Para este caso, todos os gotejadores operando com as cinco

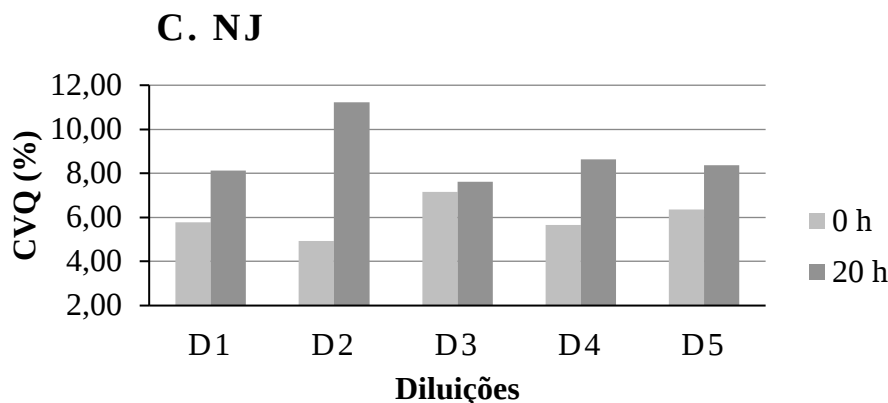
diluições por 20 h apresentaram valores de CUD acima de 90%, sendo classificados como excelentes.

Estes resultados foram semelhantes ao de Vale et al. (2020), que trabalharam com os emissores ST, SL e NJ operando com água produzida do petróleo diluída em água de poço, obtendo um CUD excelente para todos estes gotejadores após 40 h de funcionamento do sistema.

3.2.5 Coeficiente de variação de vazão – CVQ

A Figura 6 apresenta os resultados do coeficiente de variação de vazão (CVQ) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, medidas com 0 e 20 h de funcionamento.





Nota: ST – Gotejador Netafim Super Typhoon, SL – Gotejador Netafim Streamline, NJ – Gotejador NaanDanJain, D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Figura 6. Gráficos do coeficiente de variação da vazão (CVQ) em função do tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

De acordo com a Figura 6A, todos os valores do coeficiente de variação de vazão (CVQ) do gotejador ST para as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 nos tempos de operação 0 até 20 h cresceram e foram 6,34 e 8,11%, 4,98 e 6,60%, 4,40 e 5,12%, 4,45 e 5,56% e por fim, 5,38 e 8,08%, respectivamente.

A Figura 6B mostra que os valores de CVQ dos gotejadores SL operando com as diluições D1 e D4 reduziram de 6,5 e 4,9% a 5,63% e 4,6% do tempo inicial ao final, respectivamente, ao passo que CVQ dos mesmos emissores SL operando com as diluições D2, D3 e D5 no tempo inicial foram de 5,8, 5,96 e 3,52% e cresceram para 8,42, 8,19 e 5,69% respectivamente.

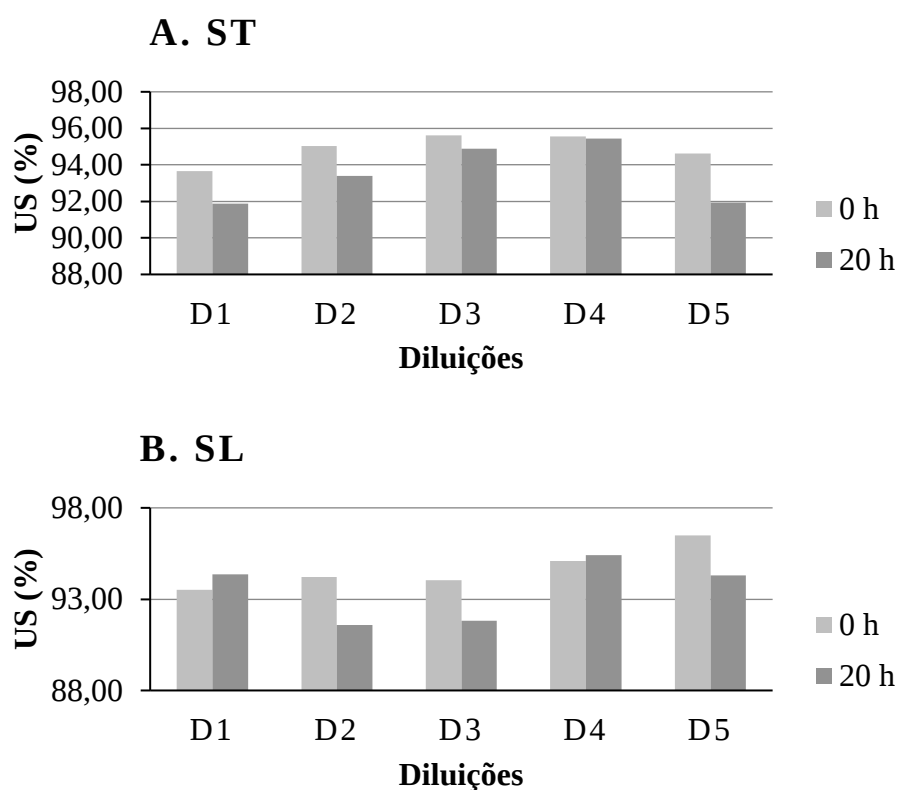
Os valores do CVQ do gotejador NJ foram apresentados na Figura 6C. No tempo inicial, os valores para as diluições de D1 até D5 foram, respectivamente, 5,79, 4,92, 7,15, 5,66, 6,37%, ao passo que os valores do CVQ ao final do experimento foram maiores em todas as diluições de D1 a D5 com os seguintes valores: 8,13, 11,22, 7,63, 8,64, e 8,36%, respectivamente.

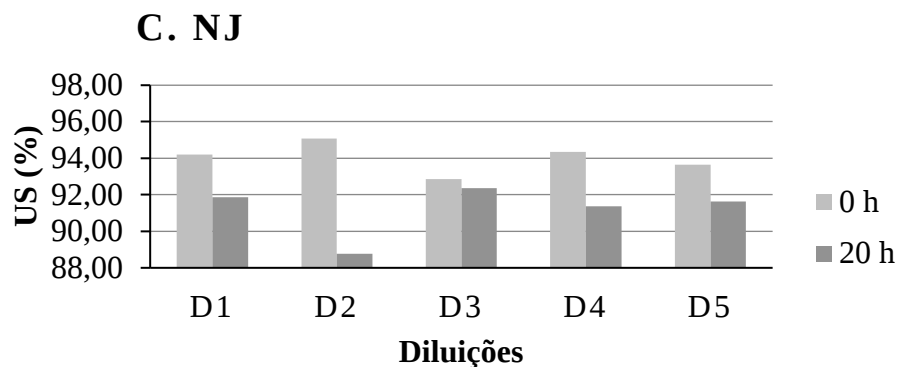
A classificação do CVQ é sugerida pela norma ASAE EP 405 com os seguintes valores: maior que 20%, inaceitável; entre 10 e 20%, razoável; menor que 10%, bom (ASABE, 2008). Assim, somente para o gotejador NJ operando com a diluição D2 com 20 h de funcionamento, o CVQ foi classificado como razoável, ao passo que os demais gotejadores operando com as diversas diluições, no tempo inicial e final, tiveram os valores de CVQ classificados como bons.

Muitas pesquisas estudaram a influência de diversos tipos de águas residuárias no CVQ dos gotejadores não autocompensantes. Para dois deles, Cunha et al. (2017), com os gotejadores ST, SL, NJ, operando, porém, com efluentes de laticínios funcionando por 40 h, e o de Batista et al. (2016), com outros dois tipos de emissores operando com água residuária da suinocultura por 20 h, os resultados de CVQ foram classificados como bons, sendo semelhantes ao de emissores operando com efluente da aquicultura e diluições.

3.2.6 Coeficiente de uniformidade estatística – Us

A Figura 7 apresenta os resultados do coeficiente de uniformidade estatística (Us) dos gotejadores ST (A), SL (B) e NJ (C) operando com as diluições D1 – 100% de efluente da aquicultura, D2 - 75% de efluente da aquicultura e 25% de água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% de água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço, medidas com 0 e 20 h de funcionamento.





Nota: ST – Gotejador Netafim Super Typhoon, SL – Gotejador Netafim Streamline, NJ – Gotejador NaanDanJain, D1 – 100% efluente da aquicultura, D2 – 75% de efluente da aquicultura e 25% água de poço, D3 – 50% de efluente da aquicultura e 50% água de poço, D4 – 25% de efluente da aquicultura e 75% de água de poço, D5 – 100% de água de poço.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Figura 7. Gráficos do coeficiente de uniformidade estatística (Us) em função do tempo de operação das unidades gotejadoras dotadas dos emissores ST (A), SL (B) e NJ (C) aplicando diluições de efluente da aquicultura em água de poço.

O coeficiente de uniformidade estatística Us para o gotejador ST operando com as diluições D1, D2, D3, D4 e D5 no tempo inicial (0 h) e final (20 h) são apresentados na Figura 7A, com os respectivos valores 93,66 e 91,89%, 95,02 e 93,40%, 95,6 e 94,88%, 95,55 e 95,44% e 94,62 e 91,92%.

Na Figura 7B, estão os respectivos valores para o Us do gotejador SL operando com as diluições de D1 a D5 no tempo inicial (0 h) 93,50, 94,20, 94,04, 95,10 e 96,48%, além dos respectivos valores de Us operando com estas diluições para o tempo final (20 h), que foram 94,37, 91,58, 91,81, 95,40, 94,31%.

Por sua vez, os valores de Us do gotejador NJ operando com as diluições de D1 a D5 nos tempos iniciais (0h) e finais (20h) são apresentados com seus respectivos pares na Figura 7C com os respectivos valores 94,21 e 91,87%, 95,08 e 88,78%, 92,85 e 92,37%, 94,34 e 91,36% e, por fim, 93,63 e 91,64%.

A classificação dos valores de uniformidade estatística (Us) é sugerida por Favetta; Botrel (2001) como: menor que 60%, inaceitável; entre 60 e 70%, ruim; entre 70 e 80%, razoável; entre 80 e 90%, bom; e maior que 90%, excelente. Portanto, somente o gotejador NJ operando por 20 h com a diluição D2 foi classificado como bom (88,78%), e os demais gotejadores ST, SL e o NJ com as outras diluições tiveram o Us classificado como excelente para todos os tempos de funcionamento.

Mesquita et al. (2016a) também encontraram valores excelentes de Us para um gotejador não autocompensante operando com percolado de aterro sanitário por 20 h de

funcionamento. Vale et al. (2020), em um experimento com os mesmos gotejadores ST, SL e NJ, porém operando com água produzida do petróleo e suas diluições, encontraram resultados excelentes e bons para um funcionamento de 40 h. Batista et al. (2014b), com sua pesquisa de gotejadores não autocompensantes operando com água residuária da suinocultura, também encontraram resultados excelentes de Us após 20 h de funcionamento.

4 CONCLUSÕES

Dentre os atributos do efluente da aquicultura e suas diluições em água de poço, Mg^{2+} teve risco severo para todas as diluições com fração de efluente da aquicultura (D1 a D4) e o pH, que teve risco severo para as diluições com as menores frações de efluentes da aquicultura (D4 e D5); os demais tiveram o risco classificado como médio ou baixo.

O índice de saturação de Langelier (ISL) para o efluente da aquicultura (D1) apresenta tendência à corrosão, ao passo que para as diluições com água de poço (D2, D3, D4 e D5) o ISL tem tendência à incrustação.

A vazão (Q) dos gotejadores SL e NJ aumentou após 20h de funcionamento para todos os tratamentos, ao passo que o gotejador ST teve aumento de vazão para os tratamentos D1, D2 e D3 e redução de vazão nos tratamentos D3 e D5 após 20 h de funcionamento.

A vazão relativa (QR) cresceu para todos os gotejadores após 20 h de funcionamento, exceto para o gotejador ST operando com as diluições D3 e D5, que tiveram redução da QR na ordem de 0,70 e 1,0%. Esse acréscimo da QR acima de 1,0 indica dano nos gotejadores possivelmente causado pela dilatação dos emissores em virtude da temperatura do efluente e suas diluições.

A redução da vazão relativa (RQR) ficou abaixo de zero para os gotejadores SL e NJ operando com todas as diluições após 20 h de funcionamento. Somente o gotejador ST operando com os tratamentos D3 e D5 obteve os respectivos valores 0,73 e 1,03% acima de zero, resultado que indica entupimento.

O coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) ficou acima de 90% para todos os gotejadores operando com as cinco diluições após 20 h de funcionamento, resultado que classifica os gotejadores como excelentes.

O coeficiente de variação de vazão (CVQ) ficou abaixo de 10%, resultado que classifica os gotejadores como bons para todas as diluições de efluente da aquicultura em água de poço, exceto para o gotejador NJ operando com a diluição D2 após 20 h de funcionamento que teve o CVQ 11,22%, classificado como razoável.

O coeficiente de uniformidade estatística (Us) ficou acima de 90% para todos os gotejadores operando com os tratamentos D1 a D5 após 20 h, resultado que é classificado com excelente. Somente o gotejador NJ operando com a diluição D2, que teve o valor de Us 88,78% e foi classificado como bom.

REFERÊNCIAS

ABIOYE, E. A.; ABIDIN, M. S. Z.; MAHMUD, M. S. A.; BUYAMIN, S.; ISHAK, M. H. I.; RAHMAN, M. K. I. A.; OTUOZE, A. O.; ONOTU, P.; RAMLI, M. S. A. A review on monitoring and advanced control strategies for precision irrigation. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 173, p. 1-22, 2020.

ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: EMBRAPA, 2010.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

AL-MUHAMMAD, J.; TOMAS, S.; AIT-MOUHEB, N.; AMIELH, M.; ANSELMET, F. Experimental and numerical characterization of the vortex zones along a labyrinth milli-channel used in drip irrigation. **International Journal of Heat and Fluid Flow**, v. 80, p. 1-11, 2019.

AMERICAN SOCIETY FOR AGRICULTURAL ENGINEERING - ASAE EP405.1 APR1988 (R2008). **Design and installation of microirrigation systems**. ASABE, St. Joseph, MI, 2008, 5p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR ISO 9261**: Equipamentos de irrigação agrícola: emissores e tubos emissores: especificações e métodos de ensaio. São Paulo, 2006. 17 p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1976. 174 p. (Irrigation and Drainage Paper, 29, Rev. 1.)

BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017. 1504p.

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, n. 1, p. 75-88, 2014a.

BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, R. A.; SANTOS, D. B.; CUNHA, F. F.; MEDEIROS, S. S. Modelos empíricos da aplicação de água residuária de suinocultura por gotejadores sob pressões de serviço. **Irriga**, v. 21, n. 4, p. 648-661, 2016.

BATISTA, R. O.; SILVA JÚNIOR, M. J.; SANTOS, D. B.; CUNHA, F. F.; MESQUITA, F. O.; FREIRE, F. G. C. Gotejadores aplicando proporções de tempo de irrigação com efluente da suinocultura e água de abastecimento. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 6, p. 1746-1756, 2014b.

BATISTA, R. O.; SILVA, K. B.; SILVA JÚNIOR, M. J.; SANTOS, D. B.; CUNHA, R. R. Performance of drip emitters for different pressures and application of cashew nuts wastewater. **DYNA**, v. 85, n. 204, p. 38-43, 2018.

BRASIL. **Plano de Desenvolvimento da Aquicultura Brasileira – 2015/2020**. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura, 2015. p.61.

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

CARARO, D. C.; BOTREL, T. A.; HILLS, D. J.; LEVERENZ, H. L. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 22, p. 251-257, 2006.

CARVALHO, L. C. C.; COELHO, R. D.; TEXEIRA, M. B.; SOARES, F. A. L.; CUNHA, F. N.; SILVA, N. F. Suscetibilidade ao entupimento de diferentes tubos gotejadores convencionais submetidos a aplicação de sulfato ferroso via água de irrigação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 9, n. 1, p. 14-23, 2015.

CASTRO, A. L. A.; ANDRADE, E. P.; COSTA, M. A.; SANTOS, T. L.; UGAYA, C. M. L.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 72, p. 126–136, 2018.

Ceará. **Resolução COEMA Nº 2 de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2017.

COSTA, D. O.; VALE, H. S. M.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; SANTOS, D. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 4, p. 1251-1266, 2019.

CUNHA, M. E.; MARQUES, B. C. D.; BATISTA, R. O.; COSTA, A. G.; CUNHA, R. R.; ANDRADE, A. T. S. Obstrução de gotejadores operando com efluente de laticínios diluído. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 11, n. 4, p. 1517-1527, 2017.

FAVETTA, G. M.; BOTREL, T. A. Uniformidade de sistemas de irrigação localizada: validação de equações. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 2, p. 427-430, 2001.

FERNANDES, R. K. A.; BATISTA, R. O.; SILVA, S. K. C.; OLIVEIRA, J. F.; PAIVA, L. A. L. Vazão de gotejadores aplicando água residuária da castanha de caju. **Irriga**, v. 19, n. 4, p. 585-597, 2014.

HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A.; GONÇALVES, M. P.; GRIS, D. J.; LINS, M. A.; BERGER, J. S. Uniformidade de distribuição na irrigação por gotejamento com água residuária de processamento de mandioca. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 2, p. 545-559, 2018.

JERÔNIMO, M. K.; GOMES, M. B.; SOUSA, C. E.; BRITO, T. O. S.; ALVARENGA, E. M. Perspectivas de viabilidade econômica e ambiental: Integração entre a piscicultura e fruticultura irrigada em São João do Piauí (PI). **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 5, p. 103-109, 2016.

LÓPEZ, J. R.; ABREU, J. M. H.; REGALADO, A. P.; HERNANDEZ, J. F. G. **Riego localizado**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1992.

LYU, S.; CHEN, W.; ZHANG, W.; FAN, Y.; JIAO, W. Wastewater reclamation and reuse in China: Opportunities and challenges. **Journal of Environmental Sciences**, v. 39, p. 86–96, 2016.

MARQUES, B. C. D.; CUNHA, V. T.; CUNHA, V. T.; SILVA, K. B.; BATISTA, R. O. Desempenho de gotejadores operando com água residuária de laticínios em escala laboratorial. **Irriga**, v. 21, n. 1, p. 140-155, 2016.

MATOS, A. T. **Qualidade do meio físico ambiental**: práticas de laboratório. 1.ed. Viçosa: UFV, 2012. 150p.

MERRIAM, J. L.; KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation**: a guide for management. Logan: Utah State University, 1978. 271 p.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Drip units operating with dilute landfill leachate. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 1, p. 163–172, 2016a.

MESQUITA, F. O.; ALVES, S. M. C.; BATISTA, R. O.; DANTAS, T. B.; DI SOUZA, L. Desempenho de gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído. **Irriga**, v. 21, n. 1, p. 156-171, 2016b.

MESQUITA, F. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. L.; SILVA, K. B.; SOUTO, A. G. L.; MARTINS, E. L.; JAPIASSÚ, A.; DINIZ, A. A. Quality of the Diluted Landfill Leachate in Water Supply Used in the Performance of Drippers. **International Journal of Plant & Soil Science**, v. 32, n. 2, p. 85-93, 2020.

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

NG, L. Y.; NG, C. Y.; MAHMOUDI, E.; ONG, C. B.; MOHAMMAD, A. W. A review of the management of inflow water, wastewater and water reuse by membrane technology for a sustainable production in shrimp farming. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 27-44, 2018.

OTTINGER, M.; CLAUSS, K.; KUENZER, C. Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments - A review. **Ocean & Coastal Management**, v. 119, p. 244-266, 2016.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 1. ed. Colombo: Embrapa, 2011. 70p.

PEI, Y.; LI, Y.; LIU, Y.; ZHOU, B.; SHI, Z.; JIANG, Y. Eight emitters clogging characteristics and its suitability under on-site reclaimed water drip irrigation. **Irrigation Science**, v. 32, p. 141–157, 2014.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. (org.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais, 1999. 359p.

RIBEIRO, M. D.; AZEVEDO, C. A.; SANTOS, D. B.; SZEKUT, F. D.; KLEIN, M. R.; REIS, C. F. Optical microscopy and sem for identifying clogging material in a drip irrigation system. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 997-1007, 2018.

SOLIMAN, A. I. E.; MORAD, M. M.; WASFY, K. I.; MOURSY, M. A. M. Utilization of aquaculture drainage for enhancing onion crop yield under surface and subsurface drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 239, p. 1-9, 2020.

TESSARO, D.; SAMPAIO, S. C.; CASTALDELLI, A. P. A. Wastewater use in agriculture and potential effects on meso and macrofauna soil. **Ciência Rural**, v. 46, n. 6, p. 976-983, 2016.

VALE, H. S. M.; BATISTA, R. O.; COSTA D. O.; LEMOS FILHO, L. C. A.; SANTOS, D. B.; SILVA, P. C. M. Detecção do entupimento em gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 3, p. 975-993, 2018b.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; COELHO, D. C. L.; FEITOSA, A. P. Hydraulic performance of drippers applying sanitary landfill leachate diluted in water. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 987-996, 2018a.

VALE, H. S. M.; COSTA, D. O.; BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; COELHO, D. C. L. Distribution uniformity in drip units applying dilutions of treated water produced by oil exploration. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 6, p. 394-401, 2020.