

**RAFAEL OLIVEIRA BATISTA**

**INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO TRATADO  
SOBRE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2004**

**RAFAEL OLIVEIRA BATISTA**

**INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO TRATADO  
SOBRE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Aprovada: 26 de fevereiro de 2004.

---

**Prof. Antonio Teixeira de Matos  
(Conselheiro)**

---

**Prof. Everardo Chartuni Mantovani  
(Conselheiro)**

---

**Prof. Cláudio Mudado Silva**

---

**Prof. Brauliro Gonçalves Leal**

---

**Prof. Antônio Alves Soares  
(Orientador)**

**À minha mãe Teresinha Oliveira Batista,  
Dedico.**

**À minha noiva Fabiana Alves Demeu,  
Ofereço.**

## **AGRADECIMENTO**

A Deus, pela minha existência e pela força que me foi concedida nos momentos de fraqueza.

À minha mãe, à minha noiva e às minhas irmãs pelo amor, pela compreensão, pela paciência e pelo incentivo para buscar novos conhecimentos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Programa Nacional de Desenvolvimento e Pesquisa do Café (PNP&D), por ter financiado este trabalho.

Ao Professor Antônio Alves Soares, pela amizade e orientação neste trabalho.

Aos Professores conselheiros Antonio Teixeira de Matos e Everardo Chartuni Mantovani, pela colaboração e assistência durante os trabalhos.

Aos colaboradores Professor Walter Yoshizo Okano, do Departamento de Biologia Animal; Professora Rosane Maria de Aguiar Euclides, do Departamento de Biologia Vegetal; e Professora Maria Cristina Dantas Vanetti, do Departamento de Microbiologia, pela colaboração na realização das análises de laboratório.

Ao funcionário Gilberto Estanislau, pelo incentivo e pela colaboração na realização dos trabalhos de campo.

A todas as pessoas que contribuíram, direta e indiretamente, para a realização deste trabalho.

## **BIOGRAFIA**

RAFAEL OLIVEIRA BATISTA, filho de Teresinha Oliveira Batista e Jorge Luiz Batista, nasceu em Brasília, DF, em 16 de junho de 1979.

Em 1994, iniciou o curso técnico em Agropecuária no Colégio Agrícola Antônio Versiani Athayde, do Núcleo de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), em Montes Claros, MG, concluindo-o em dezembro de 1996.

Em 1997, matriculou-se no Curso de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, graduando-se em maio de 2002.

Em abril de 2002, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, da UFV, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2004.

## CONTEÚDO

	Página
LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE QUADROS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	x
RESUMO.....	xiii
ABSTRACT.....	xvi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. O uso de águas residuárias na agricultura.....	4
2.2. O risco de entupimento de gotejadores.....	6
2.2.1. Fatores físicos de entupimento.....	8
2.2.2. Fatores químicos de entupimento.....	10
2.2.3. Fatores biológicos de entupimento.....	12
2.2.4. Combinação dos fatores de entupimento.....	13
2.2.5. Desempenho de gotejadores entupidos.....	14
2.3. Medidas de controle do entupimento de gotejadores.....	15
2.3.1. Prevenção do entupimento de gotejadores.....	16
2.3.2. Desobstrução de gotejadores.....	18
2.3.3. Cloração.....	20
2.3.4. Interação cloro–solo–planta.....	25
2.4. Uniformidade de aplicação de água.....	26
2.5. Filtração de águas residuárias.....	31

3. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1. Localização e descrição da área experimental.....	33
3.2. Qualidade do esgoto sanitário da lagoa de maturação.....	35
3.2.1. Análises físicas.....	35
3.2.2. Análises químicas.....	36
3.2.3. Análises microbiológicas.....	36
3.2.4. Análises hidrobiológicas.....	37
3.3. Avaliação do desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado em campo.....	38
3.3.1. Caracterização do sistema de irrigação.....	38
3.3.2. Filtração do esgoto sanitário da lagoa de maturação.....	40
3.3.3. Uniformidade de aplicação da água.....	41
3.3.4. Desempenho do filtro de membrana.....	41
3.4. Avaliação do desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado sob plataforma de testes.....	42
3.4.1. Descrição da plataforma de testes.....	42
3.4.2. Descrição dos tratamentos.....	45
3.4.3. Filtração do esgoto sanitário da lagoa de maturação.....	45
3.4.4. Tratamento químico.....	46
3.4.5. Avaliação da uniformidade de aplicação de água.....	46
3.4.6. Avaliação do desempenho do filtro de disco.....	48
3.4.7. Análise estatística.....	48
3.4.8. Análise do material de entupimento.....	49
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50
4.1. Avaliações da qualidade do esgoto sanitário de lagoa de maturação para utilização na agricultura e do risco de obstrução de gotejadores.....	50
4.1.1. Análises físicas e químicas do esgoto sanitário tratado.....	50
4.1.2. Análises microbiológicas do esgoto sanitário tratado.....	54
4.1.3. Análises hidrobiológicas do esgoto sanitário tratado.....	56
4.2. Desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado em campo.....	59
4.2.1. Uniformidade de aplicação de água.....	59
4.2.2. Desempenho do filtro de membrana.....	61
4.3. Desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado sob plataforma de testes.....	64
4.3.1. Uniformidade de aplicação de água.....	64
4.3.1.1. Coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC).....	64
4.3.1.2. Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD).....	68
4.3.1.3. Vazão dos gotejadores.....	72
4.3.1.4. Testes de média e análises de regressão.....	75
4.3.2. Desempenho do filtro de disco.....	81
4.3.3. Descrição do processo de entupimento dos gotejadores.....	84
4.3.4. Avaliação econômica do tratamento químico.....	86
5. RESUMO E CONCLUSÕES.....	88
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91

## LISTA DE TABELAS

	ágina
1 - Critérios para avaliação do potencial de entupimento de gotejadores por fontes de água que abastecem sistemas de irrigação localizada.....	6
2 - Elementos físicos, químicos e biológicos que provocam obstruções nos sistemas de irrigação localizada.....	8
3 - Estruturas químicas e teor de matéria ativa dos principais compostos clorados.....	21
4 - Formas básicas, equações de reações do cloro e seus sais.....	24
5 - Comparação entre os valores de uniformidade estatística (Us) e os de coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC).....	30
6 - Sensibilidade à obstrução de emissores.....	31

## LISTA DE QUADROS

	<b>Página</b>
1 - Características técnicas dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3 utilizados no experimento montado sobre a plataforma de testes.....	43
2 - Resultados de alguns parâmetros utilizados na avaliação da qualidade do esgoto sanitário tratado de fertirrigação, para o período de 13/08 a 11/12 de 2003. ....	52
3 - Resultados dos parâmetros físicos e químicos utilizados na avaliação do risco de obstrução de gotejadores aplicando esgoto sanitário da lagoa de maturação, no período de 13/08 a 11/12 de 2003.....	53
4 - Níveis populacionais dos coliformes totais e fecais de amostras do esgoto sanitário da lagoa de maturação, coletadas durante o período de 13/08 a 11/12 de 2003.....	55
5 - Níveis populacionais de bactérias formadoras de mucilagem em duas amostras do esgoto sanitário da lagoa de maturação, coletadas dias 15/10 e 27/11 de 2003.....	56
6 - Grupos, espécies e níveis populacionais do zooplâncton presente no esgoto sanitário da lagoa de maturação, nas amostras coletadas nos dias 05/10 e 04/11 de 2003.....	58
7 - Filos, gêneros e níveis populacionais do fitoplâncton presente no esgoto sanitário da lagoa de maturação, nas amostras coletadas nos dias 05/10, 04/11 e 24/11 de 2003.....	57
8 - Análise de variância dos valores do CUC.....	68

9 - Análise de variância dos valores de CUD.....	72
10 - Análise de variância dos valores de vazão dos gotejadores.....	75
11 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da fonte de variação modelo das análises de variância.....	76
12 - Valores médios do CUC, CUD e vazão, e os testes de média da fonte de variação tratamento das análises de variância.....	76
13 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tratamento x modelo das análises de variância.....	77
14 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da fonte de variação tempo de operação das análises de variância.....	77
15 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tempo x modelo das análises de variância.....	78
16 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tempo x tratamento das análises de variância.....	79
17 - Custos anuais de distintos tratamentos preventivos, com relação ao risco de obstrução de gotejadores, em sistemas de irrigação por gotejamento que fertirrigam com esgoto sanitário de lagoa de maturação cafeeiros adultos cultivados no município de Viçosa, Minas Gerais.....	87

## LISTA DE FIGURAS

	<b>Página</b>
1 - Croqui do sistema de tratamento do esgoto sanitário bruto e localização da subárea fertirrigada com esgoto sanitário da lagoa de maturação.....	34
2 - Esquema do experimento montado em campo para avaliação do desempenho do sistema de irrigação por gotejamento aplicando esgoto sanitário da lagoa de maturação, e apresentação da parcela escolhida para a coleta dos dados.....	40
3 - Esquema do experimento montado sob a plataforma de testes detalhando os diversos equipamentos do sistema de irrigação por gotejamento, bem como as distintas unidades de irrigação.....	44
4 - Vista frontal da avaliação da uniformidade de aplicação de água em uma das unidades de irrigação.....	47
5 - Variações da temperatura média diária do esgoto sanitário da lagoa de maturação e da temperatura do ar do local de ensaio, durante o período de 13/08 a 11/12 de 2003.....	54
6 - Valores do CUC (a) e do CUD (b) do modelo de gotejador G1, nos tempos de funcionamento de 0, 50, 100 e 120 horas.....	60
7 - Valores da vazão do modelo de gotejador G1, nos tempos de funcionamento de 0, 50, 100 e 120 horas.....	61
8 - Variações das concentrações dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, a montante e a jusante do filtro de membrana e da perda de carga, ocorridas ao longo do dia 25/11 de 2003.....	62

9 - Variações da eficiência de remoção dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, pela passagem no elemento filtrante, ocorridas ao longo do dia 25/11 de 2003.....	63
10 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T1.....	66
11 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T2.....	66
12 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T3.....	67
13 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T4.....	67
14 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T1.....	70
15 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T2.....	70
16 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T3.....	71
17 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T4.....	71
18 - Vazão média, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T1.....	73
19 - Vazão média, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T2.....	73
20 - Vazão média, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T3.....	74
21 - Vazão média, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T4.....	74
22 - Valores médios das variáveis dependentes CUC, CUD e vazão ao longo do tempo, dos modelos de gotejadores M1(a), M2(b) e M3(c) no tratamento T1, e respectivos modelos de regressão, a 0,1(***) e 5%(*) de probabilidade, pelo teste “t”.....	80

23 - Variações das concentrações de sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, a montante e a jusante do filtro de disco e da perda de carga, ocorridas ao longo do dia 18/11 de 2003.....	82
24 - Variações da eficiência de remoção dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, pela passagem no elemento filtrante, ocorridas ao longo do dia 18/11 de 2003.....	82
25 - Detalhe do material causador de entupimento preso nas ranhuras de um dos discos do elemento filtrante.....	83
26 - Amostras dos modelos de gotejadores M1 (a), M2 (b) e M3 (c) sem e com a presença do biofilme.....	85
27 - Relação entre as concentrações de dicloroisocianurato de sódio e cloro residual livre no esgoto sanitário da lagoa de maturação.....	86

## RESUMO

BATISTA, Rafael Oliveira, M. S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2004. **Influência da aplicação de esgoto sanitário tratado sobre sistemas de irrigação por gotejamento.** Orientador: Antônio Alves Soares. Conselheiros: Antonio Teixeira de Matos e Everardo Chartuni Mantovani.

O presente trabalho é parte do projeto integrado de tratamento de esgoto e agricultura irrigada do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (DEA/UFV) e foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento utilizados na aplicação de esgoto sanitário de lagoa de maturação, bem como identificar os principais fatores de obstrução de gotejadores e verificar a eficiência do tratamento químico na prevenção do entupimento destes. Este trabalho foi realizado na Estação-Piloto de Tratamento de Esgoto (EPTE), localizada numa das áreas experimentais do DEA/UFV, em Viçosa, Minas Gerais. A EPTE foi abastecida com esgoto sanitário bruto de um conjunto residencial, que recebeu tratamento em três etapas. A primeira consistia na remoção dos sólidos de elevada massa específica, por meio de um desarenador. Em seguida, o esgoto sanitário foi disposto sobre faixas cultivadas com capim Tifton 85, para redução da sua carga orgânica. Após o tratamento secundário, o esgoto sanitário foi lançado em lagoa de maturação, com a finalidade de remover os agentes patogênicos presentes. O esgoto sanitário

dessa lagoa abasteceu dois sistemas de irrigação por gotejamento, um montado em campo fertirrigando cafeeiros e o outro montado sobre uma plataforma de testes, construída ao lado da lagoa. Durante o período de ensaio, foram realizadas análises físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas do esgoto sanitário da lagoa de maturação. O sistema de irrigação montado em campo constou de um filtro de membrana automático autolimpante de 550 mesh e de gotejadores do modelo G1 (não-autocompensante). Fizeram-se quatro avaliações da uniformidade de aplicação de água, nos tempos de funcionamento de 0, 50, 100 e 120 horas, verificando-se, também, a eficiência de remoção dos sólidos suspensos pelo elemento filtrante. O sistema de irrigação montado sobre a bancada de testes constou de quatro unidades de irrigação, cada uma com os modelos de gotejadores: M1 (não-autocompensante), M2 (autocompensante) e M3 (não-autocompensante); todas com filtração comum em filtro de disco de 120 mesh. As unidades de irrigação receberam os seguintes tratamentos: T1, sem aplicação de produtos químicos; T2, com acidificação (pH 6,6) e cloração (0,4 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre); T3, com acidificação (pH 6,6) e cloração (1,0 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre); e T4, com acidificação (pH 6,6) e cloração (1,9 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre). Os produtos químicos foram aplicados por uma hora, a cada 35 horas de funcionamento das unidades de irrigação. As avaliações da uniformidade de aplicação de água foram realizadas a cada 80 horas de funcionamento das unidades de irrigação. Durante o período de ensaio, realizou-se um teste para verificação da eficiência de remoção dos sólidos suspensos pelo elemento filtrante do filtro de disco. As unidades de irrigação funcionaram por um período de 560 horas. Decorrido esse tempo, foram retiradas amostras dos gotejadores para análise, em laboratório, do material causador de entupimento. Diante dos resultados, conclui-se que: o sistema de irrigação por gotejamento montado em campo apresentou decréscimo na uniformidade de aplicação de água ao longo do tempo, devido à obstrução dos gotejadores, mesmo com a utilização de um sistema de filtragem de 550 mesh e a abertura dos finais de linhas a cada duas semanas. Após 120 horas de funcionamento, o modelo de gotejador G1 apresentou reduções no CUC, no CUD e na vazão de 4,49; 10,58; e 4,56%, respectivamente. A uniformidade de aplicação de água também apresentou redução considerável ao longo do período de ensaio no experimento montado sobre a plataforma de testes,

que constou de três modelos de gotejadores. Após 560 horas de funcionamento ocorreram reduções nos valores do CUC, do CUD e da vazão dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3 de 3,63, 7,50 e 11,86%; de 16,96, 31,98 e 20,18%; e de 12,53, 25,92 e 19,53%, respectivamente. Verificou-se, que o modelo de gotejador M1 foi o mais resistente ao entupimento devido provavelmente, à arquitetura interna de seu labirinto, que manteve um regime de escoamento turbulento suficiente para minimizar a deposição de partículas orgânicas em seu interior. Em média, a eficiência de remoção dos sólidos suspensos foi semelhante à dos filtros de membrana e de disco, sendo algumas comunidades zoo e fitoplanctônicas e larvas de insetos os principais fatores de obstrução dos sistemas de filtração. O esgoto sanitário da lagoa de maturação apresentou componentes físicos, químicos e biológicos causadores dos entupimentos, com potencial variando de moderado a severo. No entanto, o fator principal de entupimento foi a formação de um biofilme, de coloração verde, resultante da interação entre colônias de bactérias e algas. No experimento montado sobre a bancada de testes, os distintos tratamentos químicos (T2, T3 e T4) mostraram-se eficientes com relação à inibição de bactérias aglomeradoras de partículas orgânicas. No entanto, estudos devem ser conduzidos para uma avaliação precisa da sustentabilidade ambiental do derivado clorado utilizado.

## ABSTRACT

BATISTA, Rafael Oliveira, M. S., Universidade Federal de Viçosa, February, 2004.  
**Influence of treated sanitary wastewater application on drip irrigation systems.** Adviser: Antônio Alves Soares. Committee members: Antonio Teixeira de Matos and Everardo Chartuni Mantovani.

The present work is part of the integrated sewage treatment and irrigated agriculture project of the Universidade Federal de Viçosa's Agricultural Engineering Department (DEA/UFV). It was developed to evaluate drip irrigation system performances used in the application of sanitary wastewater coming from maturation ponds, as well as to identify dripper clogging main causes and test chemical treatment efficiency in preventing it. The work was carried out at the Sewer Treatment Pilot Plant (EPTE), DEA/UFV's experimental area, Viçosa, Minas Gerais. EPTE was supplied with raw sanitary sewer from a residential area that was treated in three stages. The first consisted of high specific mass solids removal, by means of a grit tank. Following, the sanitary wastewater was disposed on strips cultivated with Tifton 85 grass, for organic load reduction. After the secondary treatment, wastewater was directed to the maturation pond to remove pathogens. The sanitary wastewater from the pond supplied two drip irrigation systems, one in the field for coffee fertirrigation and the other on top of a test platform, built beside the pond. During the experimental time, the wastewater from the maturation pond was

analyzed physically, chemically, microbiologically and hydrobiologically. The system installed in the field consisted of a 550 mesh automatic autocleaning membrane filter and (non-autocompensating) G1 drippers. Four evaluations for uniformity of water application, at the operation times 0, 50, 100 and 120 h were performed, and the efficiency of suspended solids removal by filtering was verified. The irrigation system installed on a test platform consisted of four irrigation units, each with the dripper models: M1 (non-autocompensating), M2 (autocompensating) and M3 (non-autocompensating), all of them with common filtration in a 120 mesh disk filter. The irrigation units had the following treatments: T1, without chemical product application; T2, with acidification (pH 6,6) and chlorination (0,4 mg L<sup>-1</sup> of free residual chlorine); T3, with acidification (pH 6,6) and chlorination (1,0 mg L<sup>-1</sup> of free residual chlorine); and T4, with acidification (pH 6,6) and chlorination (1,9 mg L<sup>-1</sup> of free residual chlorine). The chemical products were applied for one hour, at every 35 hours of irrigation system operation. The evaluations for uniformity of water application were carried out at every 80 hours of system operation. During the experimental time, a test to verify the efficiency of suspended solids removal by the disk filter was carried out. The irrigation units worked for 560 hours. After that time, dripper samples were collected for analysis of the material causing clogging, in laboratory. The results led to the following conclusions: the drip irrigation system installed in the field presented a decrease in the uniformity of water application with the time due to dripper clogging, even using a 550 mesh filtering system and open ends every two weeks. After 120 hours of operation, G1drippers presented reductions in CUC, CUD and in 4,49; 10,58; and 4,56% flow, respectively. The uniformity of water application also had considerable reduction during the experimental period in the experiment installed on the test platform, which consisted of three dripper models. After 560 hours operation, there were reductions in the values of CUC, of CUD and flow of dripper models M1, M2 and M3 of 3,63; 7,50; and 11,86%; of 16,96; 31,98; and 20,18%; and of 12,53; 25,92; and 19,53%, respectively. It was verified that dripper model M1 was the most resistant to clogging probably due to its labyrinth (flow-path) internal architecture, which maintained a regime of turbulent flow enough to minimize internal organic particle deposition. On average, efficiency of suspended solids removal was similar for both the membrane filter and the disk filter, being some zoo and phytoplankton communities and insect

larvae the main causes of the filtering system's clogging. Sanitary sewer derived from the maturation pond presented physical, chemical and biological components causing clogging, varying from moderate to severe potential. However, the main clogging factor was the formation of a green biofilm resultant of the interaction between bacterial and algae colonies. Chemical treatments (T2, T3 and T4) were efficient to inhibit organic particle flocculating bacteria in the experiment installed on the test platform. However, studies ought to be carried out for a precise evaluation of the chlorine product environmental sustainability.

## 1. INTRODUÇÃO

Na América Latina e no Caribe, diariamente, cerca de 40 milhões de metros cúbicos de esgoto são descarregados nos rios, lagos e mares. Sabe-se que menos de 10% desse volume recebe tratamento antes de ser lançado em corpos hídricos receptores, ou antes de ser usado na fertirrigação de áreas cultivadas (LEON SUEMATSU e CAVALLINI, 1999).

A utilização de águas residuárias na agricultura é uma alternativa para o controle da poluição das águas superficiais e subterrâneas, disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento da produção agrícola. Entretanto, para que isso possa se tornar uma prática viável, é preciso que sejam desenvolvidas técnicas de tratamento, aplicação e manejo de águas residuárias.

Segundo VON SPERLING (1996), o problema da presença de organismos patogênicos nas águas residuárias pode ser minimizado com a utilização de lagoas de maturação, nas quais predominam condições ambientais adversas à sobrevivência dos patógenos.

Se, por um lado, a utilização das águas residuárias na agricultura minimiza o problema da contaminação dos corpos hídricos receptores, por outro, em razão das pequenas dimensões dos orifícios dos gotejadores, a qualidade hídrica torna-se um fator essencial, uma vez que a formação de biofilme, resultante da interação entre bactérias e algas, pode provocar obstruções, reduzindo, consideravelmente, a uniformidade de aplicação de água e, conseqüentemente, a eficiência do sistema.

Os altos níveis de nutrientes existentes nos esgotos sanitários das lagoas de maturação favorecem a proliferação de várias espécies de bactérias, de zooplâncton (organismos aquáticos de origem animal) e de fitoplâncton (organismos aquáticos de origem vegetal), que representam um risco potencial para o entupimento de gotejadores e de sistemas de filtragem.

Recomenda-se que antes da realização de um projeto de irrigação por gotejamento, sejam feitas análises físicas, químicas e microbiológicas na fonte de água disponível, a fim de auxiliar a escolha das técnicas de pré-tratamento da água de fertirrigação que previnam o entupimento dos gotejadores.

Os métodos de prevenção desses entupimentos devem envolver tanto aspectos relacionados ao manejo do sistema (filtragem, inspeção de campo e lavagem de redes de distribuição), quanto medidas de tratamento químico da água de fertirrigação (GILBERT e FORD, 1986).

Estudos conduzidos com águas residuárias têm demonstrado que somente filtragem não previne a obstrução de gotejadores, particularmente quando nessas águas predominam bactérias formadoras de mucilagem.

A cloração consiste no processo mais eficiente para inibição do desenvolvimento de bactérias no interior dos gotejadores, e sua eficiência pode ser melhorada com a adição de ácidos, devido ao aumento da concentração de ácido hipocloroso, que é a forma de cloro residual livre com maior poder germicida.

Tendo em vista a importância da utilização de águas residuárias na agricultura, este trabalho teve como objetivos:

- Identificar os principais fatores (físicos, químicos e biológicos) causadores de entupimento de gotejadores em sistemas de irrigação por gotejamento utilizados na aplicação de esgoto sanitário de lagoa de maturação.
- Avaliar a uniformidade de aplicação de água em dois sistemas de irrigação por gotejamento. O primeiro foi montado no campo, para a fertirrigação de cafeeiros com água residuária, e possuía um único modelo de gotejador G1 (não-autocompensante). O segundo sistema constava de linhas laterais com três modelos de gotejadores: modelo M1 (não-autocompensante), modelo M2 (autocompensante) e modelo M3 (não-autocompensante). Essas linhas foram montadas sobre uma plataforma de testes abastecida pela mesma fonte de água.
- Avaliar a eficiência de distintos tratamentos químicos, no que se refere à prevenção do entupimento de gotejadores. Para isso, a plataforma de testes foi dividida em quatro unidades de irrigação, todas com filtragem comum em filtro de disco de 120 mesh, que receberam os seguintes tratamentos: tratamento T1 (sem aplicação de produtos químicos), tratamento T2 (acidificação mantendo um valor de pH médio de 6,6 e cloração para obtenção de um nível de 0,4 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre no final das linhas laterais), tratamento T3 (acidificação mantendo um valor de pH médio de 6,6 e cloração para obtenção de um nível de 1,0 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre no final das linhas laterais) e tratamento T4 (acidificação mantendo um valor de pH médio de 6,6 e cloração para obtenção de um nível de 1,9 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre no final das linhas laterais).
- Avaliar o desempenho dos sistemas de filtragem, utilizados tanto no experimento de campo quanto na plataforma de testes, com relação à remoção dos sólidos suspensos.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. O uso de águas residuárias na agricultura**

A industrialização e o rápido crescimento demográfico urbano têm contribuído muito para incrementar a poluição ambiental. A utilização de águas residuárias na agricultura minimiza uma fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, sendo de grande importância nas regiões áridas e semi-áridas, onde a escassez de água faz com que se aproveitem todos os recursos hídricos disponíveis.

Segundo BARTONE e ARLOSOROFF (1987), até a metade da década de 80, existiam no mundo cerca de 2 milhões de hectares recebendo a aplicação de águas residuárias. Atualmente o aumento das áreas fertirrigadas com esse recurso é atribuído, sobretudo, à disponibilidade permanente dessa fonte de água, à presença de grandes quantidades de nutrientes, ao aumento de produtividade das culturas, à melhoria da qualidade dos solos e à ampliação de fronteiras agrícolas.

A grande preocupação mundial quanto à utilização de águas residuárias na agricultura consiste nos níveis de contaminações microbiológicas dos alimentos, o que pode representar grandes riscos à saúde humana. Por essa razão, a Organização Mundial de Saúde (OMS) estabeleceu limites para a fertirrigação com águas residuárias, como: concentrações de coliformes fecais abaixo de  $10 \text{ CF mL}^{-1}$  e de ovos de helmintos menor que uma unidade por litro (WHO, 1989). Outro impacto econômico com relação à contaminação dos mananciais é a elevação nos custos do tratamento de água para abastecimento público, devido ao uso de maior quantidade de compostos químicos durante o processo de desinfecção (LEON SUEMATSU e CAVALLINI, 1999). Outros dois parâmetros primordiais para detectar o nível de contaminação das águas residuárias são a demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ) e a demanda química de oxigênio (DQO).

A opção tecnológica para o controle de patógenos presentes em águas residuárias corresponde à utilização de lagoas de maturação como pós-tratamento de esgotos sanitários secundários. Nessas lagoas predominam condições ambientais adversas para as bactérias patogênicas, como a incidência de radiação ultravioleta, a elevação do pH, o aumento da concentração de oxigênio dissolvido, as variações da temperatura da água e a predação por outros organismos. O processo de remoção dos agentes patogênicos completa-se com a sedimentação dos ovos de helmintos e dos cistos de protozoários (VON SPERLING, 2002).

## 2.2. O risco de entupimento de gotejadores

O entupimento de gotejadores é o maior problema associado com sistemas de irrigação por gotejamento, particularmente quando estes aplicam águas residuárias (ADIN et al., 1991; FEIGIN et al., 1991; SAGI et al., 1995).

Atualmente, não se dispõe de um método seguro para avaliar o risco de entupimento pelo uso de determinada água de irrigação. A dificuldade reside no fato de que alguns fatores intervenientes são variáveis, por exemplo, a temperatura, que afeta a formação de precipitados e o desenvolvimento de microrganismos (PIZARRO CABELLO, 1990). No sentido de dar uma orientação de caráter quantitativo, BUCKS et al. (1979) propuseram uma classificação da água de irrigação indicando critérios relativos ao risco de entupimento de gotejadores, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Critérios para avaliação do potencial de entupimento de gotejadores por fontes de água que abastecem sistemas de irrigação localizada

Fatores	Risco de entupimento		
	Baixo	Moderado	Severo
<b>Físico</b>			
Sólidos suspensos ( $\text{mg L}^{-1}$ )	< 50	50 – 100	> 100
<b>Químico</b>			
pH	< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0
Sólidos dissolvidos ( $\text{mg L}^{-1}$ )	< 500	500 – 2.000	> 2.000
Manganês ( $\text{mg L}^{-1}$ )	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Ferro total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Sulfeto de hidrogênio ( $\text{mg L}^{-1}$ )	< 0,2	0,2 – 2,0	> 2,0
<b>Biológico</b>			
População bacteriana ( $\text{n}^\circ \text{mL}^{-1}$ )	< $1 \times 10^4$	$1 \times 10^4$ – $5 \times 10^4$	> $5 \times 10^4$

Fonte: BUCKS et al. (1979).

A sensibilidade ao entupimento é uma consideração muito importante na seleção do gotejador. Dois parâmetros críticos relacionados à sensibilidade de obstrução são o tamanho da passagem para o líquido em escoamento e a velocidade da água através dessa passagem. Geralmente, gotejadores com tamanho de seção transversal inferior a 1,5 mm apresentam alguma sensibilidade à obstrução. Porém, velocidades que oscilam entre 4,0 e 6,0 m s<sup>-1</sup> reduzem o entupimento nas estreitas passagens dos gotejadores (KELLER e BLIESNER, 1990). Por meio de avaliações experimentais, RESENDE et al. (2000a) verificaram que o entupimento por causa biológica estava mais relacionado à arquitetura interna dos gotejadores do que a parâmetros de vazão e diâmetro do orifício. Existem muitos fatores físicos, químicos e biológicos nas águas superficiais, subterrâneas e residuárias com elevado potencial de entupimento, particularmente de gotejadores. Tais fatores de entupimento estão apresentados na Tabela 2 e, freqüentemente, encontram-se inter-relacionados. Por essa razão, o problema é agravado, especialmente quando mais de um fator de obstrução está presente na água de fertirrigação (FEIGIN et al., 1991).

Tabela 2 - Elementos físicos, químicos e biológicos que provocam obstruções nos sistemas de irrigação localizada

Físicos (Sólidos em suspensão)	Químicos (Precipitados)	Biológicos (Bactérias e algas)
1 Partículas inorgânicas: (a) Areia (b) Silte (c) Argila (d) Resíduo plástico 2 Partículas orgânicas: (a) Plantas aquáticas (fitoplâncton) (b) Animais aquáticos (zooplâncton) (c) Bactéria	1 Carbonatos de cálcio ou magnésio 2 Sulfato de cálcio 3 Metais pesados 4 Hidróxidos, óxidos, carbonatos, silicatos e sulfetos 5 Óleo e outros lubrificantes 6 Fertilizantes: (a) Fosfato (b) Amônia líquida (c) Ferro, cobre, zinco e manganês	1 Filamentos 2 Lodos 3 Deposições microbianas: (a) Ferro (b) Enxofre (c) Manganês

Fonte: BUCKS et al. (1979), adaptado por FEIGIN et al. (1991).

### **2.2.1. Fatores físicos de entupimento**

Os sólidos suspensos que podem entupir as pequenas passagens dos gotejadores, na maioria das vezes, possuem componentes orgânicos e inorgânicos. Geralmente, partículas maiores que 1/10 do diâmetro da passagem do escoamento de água no gotejador representam risco potencial de entupimento (KELLER e BLIESNER, 1990).

Problemas de entupimentos ocasionados somente por partículas inorgânicas presentes em esgoto sanitário de lagoa de estabilização são relatados por TAYLOR et al. (1995). Esses autores verificaram que, do total de gotejadores estudados, apenas 6% foram bloqueados por partículas inorgânicas.

ADIN et al. (1991) afirmaram que a severidade do entupimento, muitas vezes, depende mais do tamanho do que da quantidade de partículas na água de irrigação. Por meio da distribuição do tamanho de partículas, ADIN et al. (1988) constataram, nos esgotos sanitários de reservatórios superficiais, que 98% das partículas eram menores do que 10  $\mu\text{m}$ , podendo estas representar grande potencial de entupimento se o fator biológico estiver presente. SHANNON et al. (1982) constataram deposições de partículas inorgânicas no final das linhas laterais bloqueando até 33% da área de seção transversal.

As algas e outros microrganismos podem, também, criar problemas de entupimento em sistemas de irrigação localizada, principalmente quando seu desenvolvimento é estimulado por excessos de nutrientes, como o nitrogênio ou o fósforo, freqüentemente encontrados em águas residuárias (AYERS e WESTCOT, 1999).

ADIN et al. (1991) consideraram as algas como um grupo de partículas de alto potencial indireto de obstrução, particularmente aquelas com tamanho superior a 50  $\mu\text{m}$ . Identificaram no esgoto sanitário de reservatório superficial algas das espécies *Ankistrodesmus*, *Chlorella*, *Coelastrium*, *Dictyosphaerium*, *Oocystis* e *Tetrahedon*, com tamanho variando de 3 a 50  $\mu\text{m}$ .

SAGI (1992) constatou elevadas concentrações de partículas orgânicas com diâmetros oscilando de 20 a 600  $\mu\text{m}$  em esgotos sanitários de reservatórios superficiais. Tais partículas foram representadas, principalmente, por algas dos gêneros *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Spirolina* e zooplâncton dos grupos *Rotifera*, *Copepoda* e *Cladocera*.

ADIN et al. (1991) constataram ovos de *Dafnia* (efípios) e larvas (com 1 cm de comprimento) dentro de gotejadores autocompensantes que aplicavam esgoto sanitário não-filtrado. Os ovos de *Dafnia* possuíam tamanhos médios de 500  $\mu\text{m}$ , obstruindo as passagens do escoamento de água nos interiores dos gotejadores.

Além das partículas inorgânicas e orgânicas, resíduos plásticos e pequenos organismos podem bloquear os gotejadores de sistemas de irrigação localizada (GILBERT et al., 1981; ADIN et al., 1991). GILBERT et al. (1981) relataram que a presença de resíduos plásticos do próprio sistema é a causa mais comum de obstrução, sendo estes responsáveis por 26% dos entupimentos observados no estudo.

### 2.2.2. Fatores químicos de entupimento

Obstruções deste tipo são provocadas pela precipitação no interior dos sistemas de irrigação de substâncias dissolvidas que atravessam os filtros ou pela evaporação da água dos gotejadores, durante o intervalo das irrigações. As precipitações mais freqüentes ocorrem com o cálcio (carbonatos e sulfatos de cálcio) e o ferro (LÓPEZ et al., 1992). Outros elementos químicos como o manganês e o enxofre podem ocasionar problemas de obstrução, pois na sua forma oxidada também geram precipitados de baixa solubilidade (PIZARRO CABELLO, 1990).

A combinação de altas temperaturas e de maiores valores de pH favorece a precipitação química, principalmente nas águas de irrigação com excesso de sais. Nessas condições ocorre a precipitação de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) que por sua vez, acumula-se gradualmente nas passagens de água dos gotejadores (HILLS et al., 1989).

NAKAYAMA (1986) relatou que a diminuição na concentração de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) dissolvido na água de irrigação também ocasiona a precipitação do carbonato de cálcio devido, especificamente, ao aumento de pH. Em contrapartida, as águas duras com elevadas quantidades de sulfeto de hidrogênio geralmente não apresentam problemas de precipitações por causa da acidificação do meio, o que minimiza a precipitação de carbonato de cálcio (PITTS et al., 1990).

De acordo com CORDEIRO et al. (2003), no município de Viçosa, Minas Gerais, freqüentemente, surgem problemas de obstrução de gotejadores, em sistemas de irrigação por gotejamento abastecidos com águas superficiais contendo elevada concentração de ferro. Esses autores constataram variações na concentração de ferro total presente na água de irrigação ao longo do tempo, devido ao processo de solubilização do ferro no solo, pelas condições anaeróbicas, durante o período chuvoso, que provocou a lixiviação e o

carreamento desse elemento químico para o lençol freático e, posteriormente, para rios e lagos.

O íon ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) na sua forma solúvel, pode facilmente ser oxidado a íon férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) por ferrobactérias filamentosas, como *Gallionella*, *Leptothrix*, *Toxothrix*, *Cremonothrix* e *Sphaerotilus*, especialmente nas concentrações de  $\text{Fe}^{2+}$  acima de  $0,4 \text{ mg L}^{-1}$  (GILBERT e FORD, 1986). Bactérias não-filamentosas dos gêneros *Pseudomonas* e *Enterobacter* também podem precipitar o ferro solúvel ( $\text{Fe}^{2+}$ ) (FORD, 1993). Posteriormente, o  $\text{Fe}^{3+}$  forma o hidróxido férrico  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , que é um precipitado com elevado potencial de entupimento de gotejadores (APHA, 1998).

O íon ferroso apresenta uma particularidade, descrita por THEIS e SINGER (1974), que consiste na sua capacidade de associar-se a determinados materiais orgânicos, formando complexos resistentes ao efeito da oxidação, mesmo com a presença de oxigênio dissolvido na água.

Segundo RALPH e STEVENSON (1995), a taxa de oxidação do íon ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) por ferrobactérias está relacionada ao valor do pH da água de irrigação. Esses autores concluíram que a maior taxa de oxidação de íon ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) ocorreu particularmente nos testes realizados em pH 5,8.

As espécies de sulfobactérias *Thiothrix nivea* e *Beggiatoa* sp., também, possuem a capacidade de formar precipitados, porém pela oxidação de sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) a enxofre elementar (S), mesmo nas águas com pequenas concentrações de oxigênio dissolvido (FORD e TUCKER, 1975).

### 2.2.3. Fatores biológicos de entupimento

Segundo PIZARRO CABELLO (1990), a temperatura, a matéria orgânica solúvel e o pH são fatores que influenciam tanto o crescimento das populações bacterianas, quanto o desenvolvimento de mucilagens. Pesquisas comprovam que as temperaturas compreendidas entre 20 e 30 °C favorecem a formação de muco microbiano, que podem desenvolver-se também sob baixas temperaturas. As bactérias que oxidam o ferro (ferrobactérias) e o enxofre (sulfobactérias) contribuem para o entupimento químico e biológico de gotejadores. Entretanto, o segundo fator é o mais relevante, porque tais bactérias produzem grandes quantidades de mucilagem gelatinosa.

SAGI et al. (1995), aplicando esgoto sanitário secundário, constataram entupimento de gotejadores por sulfobactéria (*Beggiatoa alba*). Observaram o desenvolvimento dessa bactéria somente próximo à saída do gotejador, onde existiam sulfeto de hidrogênio e oxigênio dissolvido.

Análises detalhadas de gotejadores têm indicado que outros gêneros de bactérias, como *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Vibro*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus* também podem propiciar problemas de obstruções (GILBERT e FORD, 1986). O gênero *Bacillus* em forma de cocos flagelados foi constatado por RESENDE et al. (2000a) quando avaliaram a suscetibilidade ao entupimento de origem biológica de cinco tipos de gotejadores autocompensantes: modelo C1 (vazão nominal de 1,60 L h<sup>-1</sup>), modelo C2 (vazão nominal de 2,30 L h<sup>-1</sup>), modelo C3 (vazão nominal de 2,00 L h<sup>-1</sup>), modelo C4 (vazão nominal de 2,00 L h<sup>-1</sup>) e modelo C5 (vazão nominal de 1,75 L h<sup>-1</sup>).

Colônias de protozoários do gênero *Ciliatea* e colônias de *Bryozoa plumatella* foram identificadas nos gotejadores entupidos e ao longo das linhas laterais de sistemas de irrigação por gotejamento abastecidos com águas residuárias (RAVINA et al., 1992). Problema idêntico foi relatado por SAGI et al. (1995), os quais porém, constataram, nos gotejadores obstruídos, apenas colônias de protozoários (*Epystilus balanarum*). Os protozoários aderiram-se às paredes do

equipamento de irrigação somente onde a velocidade do escoamento do efluente era inferior a  $2 \text{ m s}^{-1}$ .

#### **2.2.4. Combinação dos fatores de entupimento**

A formação de depósitos gelatinosos, resultantes da interação entre partículas orgânicas e inorgânicas, algas e zooplâncton, tem sido o fator central no processo de entupimento de gotejadores aplicando esgotos sanitários de reservatórios superficiais (RAVINA et al., 1992; RAVINA et al., 1997). Estudos realizados por TAYLOR et al. (1995) evidenciaram que as interações entre fatores físicos, químicos e biológicos foram responsáveis por 90% dos gotejadores entupidos. ADIN et al. (1991) relataram que as algas presentes em esgotos sanitários tratados obstruíram gotejadores, somente após a ocorrência de deposições minerais ou de material gelatinoso.

TAYLOR et al. (1995) propuseram uma teoria sobre os mecanismos de entupimento de gotejadores por biofilme. O desenvolvimento de biofilme dentro de linhas laterais é um processo complexo, que se inicia pela deposição de algas e de outros sólidos orgânicos, no ambiente escuro do interior das linhas laterais. As altas concentrações de matéria orgânica estimulam o crescimento de bactérias heterotróficas formando o biofilme. As forças hidráulicas que surgem durante a operação do sistema desprendem fragmentos do biofilme, e posteriormente, tais espaços vazios podem ser rapidamente, ocupados por outras partículas orgânicas transportadas pelo efluente. Os fragmentos do biofilme são, então, depositados sobre as partículas inorgânicas que estavam inicialmente alojadas nas estreitas passagens dos gotejadores, desencadeando, assim, o processo de entupimento.

PICOLOGLOU et al. (1980) constataram elevação da resistência ao escoamento e das perdas de pressão durante o desenvolvimento de biofilme ao longo de condutos forçados. Uma consequência direta do acúmulo de biofilme nos condutos é o aumento do requerimento de potência para o bombeamento de fluidos. Esses autores relataram também que a magnitude da resistência ao escoamento depende da diminuição da seção transversal de escoamento, da oscilação dos filamentos fixados na biomassa mucosa e do aumento da rugosidade.

### **2.2.5. Desempenho de gotejadores entupidos**

O grande problema associado à utilização de águas residuárias em sistemas de irrigação localizada consiste na modificação da vazão pelo entupimento parcial ou total dos gotejadores e como esta afeta a uniformidade de distribuição de água.

NAKAYAMA e BUCKS (1981) concluíram que reduções consideráveis na uniformidade de distribuição de água podem ocorrer mesmo quando existem poucos gotejadores entupidos no sistema de irrigação.

Outro efeito negativo do entupimento, relatado por vários autores, consiste na redução da vazão dos gotejadores. RAV-ACHA et al. (1995) verificaram diminuição de 68% na vazão nominal de gotejadores abastecidos com esgotos sanitários tratados, após 60 horas do início do experimento. Fato similar foi descrito por SAGI et al. (1995), que identificaram colônias de protozoário ocupando 57% da área dos gotejadores, o que acarretou queda de 38% na vazão nominal.

RAVINA et al. (1992) observaram que os gotejadores autocompensantes foram mais propensos ao aumento de vazão do que os demais gotejadores, devido à deterioração da membrana de autocompensão pela cloração prolongada e, ou, atividade microbiana. Esses autores justificaram o aumento de vazão em gotejadores não-autocompensantes pelo acúmulo do material de entupimento nos cantos dos labirintos, afetando, conseqüentemente o regime de escoamento.

### **2.3. Medidas de controle do entupimento de gotejadores**

Os métodos de prevenção do entupimento de gotejadores deverão envolver tanto aspectos relacionados ao manejo do sistema (filtragem, inspeção de campo e lavagem de redes de distribuição), quanto as medidas de tratamento químico da água de irrigação (GILBERT e FORD, 1986).

O processo de filtragem isoladamente não previne o entupimento de gotejadores, mesmo com a utilização de filtros de areia. Contudo, uma filtragem adequada da água de irrigação reduz o requerimento de cloração e a frequência de lavagem das linhas laterais (TAJRISHY et al., 1994). No tratamento químico, a cloração é o processo mais utilizado, porém outras substâncias, como os ácidos clorídrico e fosfórico, os sais de cobre, a amônia e outros, também podem ser aplicadas.

### 2.3.1. Prevenção do entupimento de gotejadores

TROOIJEN et al. (2000) constataram poucos indícios de obstrução em gotejadores aplicando água residuária. No experimento foram utilizados cinco modelos de gotejadores, filtragem a disco (200 mesh), tratamento intermitente (com aplicações periódicas de cloro e de ácido) e lavagem das laterais. Concluíram que, mesmo adotando medidas para prevenir obstruções, os gotejadores de menor vazão foram os mais suscetíveis ao entupimento.

RAVINA et al. (1992), trabalhando com 12 gotejadores de diferentes modelos e marcas comerciais, determinaram que o nível de entupimento pela água residuária foi similar tanto em filtros de tela de 80 mesh quanto nos de 120 mesh, sendo, no entanto, maior na abertura de 40 mesh. Esses autores concluíram que a maioria dos tipos de gotejadores apresentou maior confiabilidade de operação quando se associaram filtro de tela de 80 mesh, cloração diária ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ ) e lavagem das laterais a cada duas semanas.

SAGI et al. (1995) estudaram o efeito da cloração sobre sulfobactérias que se desenvolveram dentro de gotejadores. A injeção de hipoclorito de sódio (10%) por uma hora, à concentração de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de cloro residual livre, foi efetiva somente para curtos intervalos entre as aplicações. A vazão média dos gotejadores tratados com cloro diariamente ou a cada três dias foi de 97% da vazão inicial, enquanto nos gotejadores-testemunha e nos que receberam cloro a cada 10 dias a vazão reduziu para 75 e 79%, respectivamente.

Segundo TAJRISHY et al. (1994), a cloração é necessária para prevenir o crescimento de lodo bacteriano e algas dentro dos sistemas de irrigação por gotejamento que aplicam esgotos sanitários secundários. Utilizando gotejadores autolimpantes, filtro de areia (com partículas de 0,45 mm de tamanho efetivo) e com a adição de  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de cloro residual livre durante a última hora de um ciclo de irrigação conseguiram um coeficiente de uniformidade de aplicação de água (Us) de 92%. Entretanto, para os gotejadores de labirinto tortuoso de escoamento

turbulento, filtragem de partículas maiores do que 80  $\mu\text{m}$  e com aplicação contínua de 0,6  $\text{mg L}^{-1}$  de cloro residual livre, propiciaram ao sistema coeficiente de uniformidade de aplicação de água (Us) de 97%.

HILLS e BRENES (2001), avaliaram o desempenho de quatro tipos de fitas gotejadoras abastecidas com água residuária de sistemas de tratamento tipo lodo ativado. O tratamento do efluente incluiu a passagem por dois filtros de areia (sílica nº 20), um filtro de tela (105  $\mu\text{m}$ ) e aplicação contínua de cloro (0,4  $\text{mg L}^{-1}$  de cloro residual livre). Mesmo assim, foram constatados vários gotejadores parcial ou totalmente entupidos, principalmente no final das linhas laterais. Os autores recomendaram a lavagem das laterais (com velocidade mínima do escoamento de 0,5  $\text{m s}^{-1}$ ), uma vez a cada duas semanas, para prevenir o acúmulo de sedimentos que, porventura, passaram pelos filtros de areia. TROOIJEN et al. (2000) recomendaram manter um valor de pH de 6,3 na água residuária de fertirrigação, pela adição de ácidos, a fim de aumentar a eficiência da cloração.

A predominância de várias comunidades de plâncton é muito comum em reservatórios superficiais contendo esgotos sanitários (TELTSCHEK et al., 1991; TELTSCHEK et al., 1992). Por essa razão, SAGI (1992) propôs a criação de certas espécies de peixes (carpas) dentro desses reservatórios, com a finalidade de reduzir as concentrações de partículas orgânicas que pudessem obstruir filtros e gotejadores. O referido autor afirma que as carpas controlaram com êxito as populações de algas filamentosas e de zooplâncton (principalmente dos gêneros *Copepoda* e *Clodocera*).

### 2.3.2. Desobstrução de gotejadores

Segundo GILBERT e FORD (1986), depósitos de lodo têm sido removidos de gotejadores parcialmente obstruídos por meio de supercloração ( $1.000 \text{ mg L}^{-1}$ ). Com a mesma finalidade, PIZARRO CABELLO (1990) recomendou a aplicação, durante 12 horas, de concentração de cloro de 250 a  $500 \text{ mg L}^{-1}$ . Entretanto, três aspectos devem ser levantados sobre as elevadas dosagens de cloro, sendo o primeiro com relação aos riscos de injúrias causadas às culturas e aos gotejadores, o segundo, a respeito do risco da contaminação ambiental com organoclorados e, o terceiro em relação à viabilidade econômica do tratamento.

AL-NAKSHABANDI et al. (1997) desobstruíram, com êxito, gotejadores contendo fragmentos de biofilme, por meio de aplicações de ácido e de cloro. As fertirrigações foram realizadas com duas pressões distintas: alta ( $175 \text{ kPa}$ ) e baixa ( $100 \text{ kPa}$ ). Dois níveis de acidificação ( $\text{pH } 4$  e  $\text{pH } 6$ ) e duas concentrações de cloro ( $10$  e  $20 \text{ mg L}^{-1}$ ) foram avaliados. Primeiramente, injetou-se o ácido nos sistemas de irrigação para controle do fator químico de entupimento. A vazão dos gotejadores entupidos aumentou tanto com alta quanto com baixa pressão, mediante o valor de  $\text{pH } 6$ ; em contrapartida, essa vazão decresceu para o valor de  $\text{pH } 4$ . Os referidos autores explicam que a água de fertirrigação a  $\text{pH } 6$  provavelmente dissolveu o carbonato de cálcio dos gotejadores entupidos que apresentaram aumento na vazão. Contudo, o valor de  $\text{pH } 4$  provavelmente matou e despreendeu as colônias de algas, bactérias e protozoários aderidas às paredes dos condutos, que foram depositadas nos gotejadores. Sete dias após a acidificação, realizou-se a cloração para controle do fator biológico de entupimento. Eles concluíram que cloração a  $20 \text{ mg L}^{-1}$  foi mais eficiente no controle do entupimento biológico do que a concentração de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , quando a pressão não era suficiente para forçar o lodo morto através dos gotejadores, causando-lhes entupimento.

RESENDE et al. (2000b) estudaram a eficiência da cloração da água de irrigação no tratamento de gotejadores com entupimento de causa biológica. Nos testes, foram utilizados cinco modelos de gotejadores, de um único fabricante, e quatro dosagens de cloro (150, 300, 450 e 600 mg L<sup>-1</sup>). A recuperação dos gotejadores consistiu na aplicação de hipoclorito de sódio (12%) durante 60 minutos, nos sistemas de irrigação e, logo após, deixou-se o produto interagir por 12 horas nas linhas laterais, sem fluxo na rede. Em quatro dos gotejadores avaliados, a aplicação de cloro resultou em aumento da vazão média. Particularmente, um dos modelos de gotejadores apresentou redução da vazão média em todas as concentrações de cloro utilizadas. Os referidos autores explicaram que tal redução de vazão pode estar associada ao efeito da dissolução de material pela ação do cloro, anteriormente localizado nas paredes das linhas laterais. Esse material composto por mucilagem, decorrente do desenvolvimento bacteriano, ao ser dissolvido penetraria no gotejador, depositando-se ao longo do seu labirinto de percurso da água, o qual, entre todos os modelos, apresentou as menores dimensões.

### 2.3.3. Cloração

A química e o princípio da cloração da água para fins de tratamento preventivo e,ou, curativo do entupimento de gotejadores são similares àqueles aplicados ao tratamento de água para consumo humano, industrial e para piscinas (NAKAYAMA, 1986). A eficiência bactericida da cloração depende de fatores como pH, temperatura, tempo de contato, tipo de cloro residual e concentração de cloro residual livre.

Várias teorias têm sido propostas para explicar o efeito biocida do cloro, as quais incluem a oxidação de células bacterianas, alteração da permeabilidade das células, alteração do protoplasma celular, inibição de atividades das enzimas e danificação do DNA das células. Acredita-se que o ácido hipocloroso reaja fortemente com os lipídios da membrana celular, ocasionando sua destruição. Por essa razão, os vírus são mais resistentes aos desinfetantes do que as bactérias (EPA, 1999). Segundo PIZARRO CABELLO (1990), o ácido hipocloroso pode inibir a oxidação de glicose pelas células, a qual é um elemento essencial para a sobrevivência das bactérias.

Atualmente, são comercializados derivados clorados tanto de origem orgânica quanto inorgânica. O hipoclorito de sódio, o hipoclorito de cálcio e o cloro gás são derivados clorados de origem inorgânica. Particularmente em algumas cidades francesas, o dióxido de cloro têm sido utilizado na desinfecção de esgoto urbano previamente tratado (DERNAT e POUILLOT, 1992). A partir da década de 70, surgiram os derivados clorados de origem orgânica, destacando-se o dicloroisocianurato de sódio e o ácido tricloroisocianúrico (DYCHDALA, 1991).

Na Tabela 3, estão apresentadas as estruturas químicas e o teor de matéria ativa dos principais compostos clorados.

Tabela 3 - Estruturas químicas e teor de matéria ativa dos principais compostos clorados

<b>Derivados clorados inorgânicos</b>	<b>Fórmulas</b>	<b>Teor de matéria ativa</b>
Hipoclorito de sódio	NaClO	12%
Hipoclorito de cálcio	Ca(ClO) <sub>2</sub>	65%
Cloro gás	Cl <sub>2</sub>	100%
Dióxido de cloro	ClO <sub>2</sub>	17%
<b>Derivados clorados orgânicos</b>	<b>Fórmulas</b>	<b>Teor de matéria ativa</b>
*Ácido tricloroisocianúrico	C <sub>3</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	90%
*Ácido dicloroisocianúrico	C <sub>3</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub> H	65%

Fonte: DYCHDALA (1991).

O teor de matéria ativa é um valor aproximado.

\*Disponíveis nas formas de sais de sódio e potássio.

Dos produtos apresentados, o mais utilizado, em função do custo e da disponibilidade, é o hipoclorito de sódio. Porém, em razão do pH de suas soluções e na presença de matéria orgânica, ele acarreta a formação de trialometanos (KIM et al., 2002; DUONG et al., 2003). O cloro gás é de difícil manuseio, exigindo equipamento especial e pessoal capacitado. Atualmente o cloro gás tem sido utilizado apenas em grandes estações de tratamento de água e de esgoto (CLARK, 1996). Dada a possibilidade de formação de precipitados que possam entupir gotejadores, o uso de hipoclorito de cálcio é, em geral, preterido (Tyson e Harrison, 1985, citados por PITTS et al., 1990). Entre os derivados clorados de origem inorgânica, o dióxido de cloro é o único que produz concentrações muito baixas de compostos organoclorados (principalmente trialometanos). Entretanto, sua utilização ainda é restrita, por causa de sua facilidade de explosão e maiores custos de produção e de operação com relação ao cloro gás e aos hipocloritos de sódio e de cálcio (RIBEIRO et al., 2000).

Os derivados clorados orgânicos, também denominados cloramias orgânicas, são produtos das reações do ácido hipocloroso com aminas, iminas, amidas e imidas. Dentre os derivados clorados orgânicos, destacam-se os ácidos dicloisocianúrico e tricloisocianúrico e seus sais de sódio e potássio. Geralmente, tais produtos são comercializados na forma de pó e, em comparação com os derivados clorados inorgânicos, possuem prazo de validade muito maior. Também são mais estáveis em solução aquosa, o que implica liberação mais lenta de ácido hipocloroso e, conseqüentemente, permanecem efetivos por períodos maiores, mesmo na presença de matéria orgânica (DYCHDALA, 1991). Outra característica vantajosa desse derivado clorado é o pH da solução (1%), que varia de 6,0 a 8,0, enquanto o valor de pH dos hipocloritos de sódio e de cálcio oscila de 11,0 a 12,5. O potencial de formação de trialometanos pelo dicloroisocianurato de sódio é muito pequeno quando comparado, principalmente, com o hipoclorito de sódio (MACÊDO e MACÊDO BARRA, 2002).

Os trialometanos são subprodutos da cloração resultantes de reações entre o cloro e substâncias orgânicas, os ácidos húmicos e fúlvicos presentes, principalmente, nas águas residuárias. Triclorometano, bromodiclorometano, dibromoclorometano e tribromometano são os principais compostos oriundos dessas reações, denominados trialometanos totais (APHA, 1998). A importância dos trialometanos, em nível mundial, prende-se ao fato de que, além de serem carcinogênicos, são também indicadores da possível presença de outros compostos organoclorados (ácido acético clorado, haloacetoneitrilos, cloropicrin, clorofenóis, cloropropanonas e outros), também resultantes do processo de cloração das águas e mais perigosos que os próprios trialometanos (MACÊDO e MACÊDO BARRA, 2002). KIM et al. (2002) constataram maior potencial de formação de trialometanos nas águas cloradas de pH mais elevado. DUONG et al. (2003), trabalhando com a cloração de águas contendo elevadas concentrações de bromo, carbono orgânico dissolvido e amônia, verificaram que o hipoclorito de sódio utilizado nessas águas proporcionou a formação de níveis de trialometanos totais superiores a 0,4 mg L<sup>-1</sup>. O triclorometano representou 90% dos trialometanos totais, fato atribuído à alta concentração de amônia que, ao combinar-se com o cloro, reduz a oxidação do bromo, mesmo em alta

concentração. No Brasil, o valor máximo de trihalometanos totais presentes em águas de abastecimento público não deve exceder a 0,1 mg L<sup>-1</sup>.

A ação oxidante e sanificante do cloro é controlada pelo ácido hipocloroso, que é um produto resultante da hidrólise da maioria dos compostos clorados (Equações 1, 2, 3 e 4 da Tabela 4). O ácido hipocloroso, em solução, pode se dissociar para formar o íon hipoclorito e o íon hidrogênio, conforme apresentado na Equação 5 da Tabela 4. Em valor de pH 5,0 ou menor, o cloro está presente na sua forma molecular (Cl<sub>2</sub>), que é volátil e se perde com facilidade. Quando o valor do pH está entre 5,0 e 6,0, o cloro residual livre é devido quase que inteiramente à presença do ácido hipocloroso. Em pH 7,5, as concentrações de ácido hipocloroso e íon hipoclorito são praticamente iguais, em pH 10 ou superior todo o cloro residual livre passa a ser proveniente do íon hipoclorito (PIZARRO CABELLO, 1990; RICHTER e AZEVEDO NETTO, 2002). Várias investigações têm evidenciado que o ácido hipocloroso tem, pelo menos, 70 a 80 vezes mais poder de oxidação e de desinfecção do que o íon hipoclorito (CULP, 1978), devido à sua facilidade em penetrar na parede das células, em razão do seu pequeno tamanho (baixo peso molecular) e de sua neutralidade elétrica (WHITE, 1992).

O ácido hipocloroso pode reagir com a amônia (NH<sub>3</sub>), o íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e o grupo amino (NH<sub>2</sub>), sendo este último parte integrante da matéria orgânica. Particularmente, a reação da amônia com o ácido hipocloroso acarreta a formação de mono, di e tricloraminas, conforme pode ser verificado nas Equações 6, 7 e 8, apresentadas na Tabela 4 (NAKAYAMA, 1986). Para valores de pH acima de 9, existem quase que exclusivamente as monocloraminas; em pH 6,5, monocloraminas e dicloraminas coexistem em quantidades praticamente iguais; em pH inferior a 6,5, as dicloraminas predominam e as tricloraminas somente existem quando o valor de pH é menor que 4,5 (CULP, 1978). Segundo RICHTER e AZEVEDO NETTO (2002), em um valor de pH 8,5, em que mais de 85% do ácido hipocloroso encontra-se dissociado, a dosagem de cloro residual combinado deve ser pelo menos 25 vezes maior do que a de cloro residual livre, para o mesmo efeito germicida. DONNERMAIR et al. (2003) relataram que o cloro

residual livre reage com compostos orgânicos nitrogenados (especialmente aminoácidos e ácidos nucleicos), formando cloraminas orgânicas com potencial de desinfecção muito menor do que o das cloraminas inorgânicas.

Adicionalmente, o ácido hipocloroso pode reagir com o íon ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ), oxidando-o a íon férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ), o qual poderá precipitar nas linhas laterais do sistema de irrigação, de acordo com as reações apresentadas nas Equações 9 e 10 da Tabela 4. Reação similar poderá ocorrer com o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), presente principalmente em águas residuárias e subterrâneas, formando enxofre elementar, como apresentado na Tabela 4 (Equações 11 e 12), também causador de problemas de entupimento de gotejadores (NAKAYAMA, 1986).

Tabela 4 - Formas básicas, equações de reações do cloro e seus sais

$\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}^+ + \text{Cl}^- + \text{HOCl}$	(1)
$\text{NaOCl} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Na}^+ + \text{OH}^- + \text{HOCl}$	(2)
$\text{Ca}(\text{OCl})_2 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2 \text{OH}^- + 2 \text{HOCl}$	(3)
$^*\text{C}_3\text{N}_3\text{O}_3\text{Cl}_2\text{Na} + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_3\text{N}_3\text{O}_3\text{H}_2\text{Na} + 2 \text{HOCl}$	(4)
$\text{HOCl} \rightarrow \text{H}^+ + \text{OCl}^-$	(5)
$\text{HOCl} + \text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_2\text{Cl} + \text{H}_2\text{O}$	(6)
$\text{HOCl} + \text{NH}_2\text{Cl} \rightarrow \text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$	(7)
$\text{HOCl} + \text{NHCl}_2 \rightarrow \text{NCl}_3 + \text{H}_2\text{O}$	(8)
$\text{HOCl} + 2 \text{Fe}^{2+} + \text{H}^+ \rightarrow 2 \text{Fe}^{3+} + \text{Cl}^- + \text{H}_2\text{O}$	(9)
$\text{Cl}_2 + 2 \text{Fe}(\text{HCO}_3)_2 + \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \rightarrow 2 \text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{CaCl}_2 + 6 \text{CO}_2$	(10)
$\text{HOCl} + \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S}^{\circ\downarrow} + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+ + \text{Cl}^-$	(11)
$\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S}^{\circ\downarrow} + 2\text{H}^+ + 2\text{Cl}^-$	(12)

Fonte: NAKAYAMA (1986) e \*DYCHDALA (1999).

DE BEER et al. (1994), estudando o processo de penetração do cloro residual livre em biofilmes de *Pseudomonas aeruginosa* e *Klebsiella pneumoniae*, verificaram que o cloro residual livre foi muito menos efetivo contra biofilmes do que em células suspensas. Tal fato foi atribuído ao menor efeito de penetração, associado aos processos de reação e difusão do cloro residual livre com a matriz do biofilme. Segundo JORDÃO e PESSÔA (1995), os sólidos suspensos podem proteger as bactérias contra a ação do cloro, portanto a remoção do material em suspensão aumenta a eficiência do processo de cloração.

#### 2.3.4. Interação cloro–solo–planta

O íon cloreto ( $\text{Cl}^-$ ), ao contrário do cloro residual livre, não possui propriedades oxidantes e biocida. No entanto, ambos podem causar injúrias a determinadas culturas quando presentes em elevadas concentrações.

No solo, o íon cloreto é de fácil mobilidade, pelo fato de não estar retido ou adsorvido pelas partículas do solo, sendo, assim, absorvido pelas raízes e translocado até as folhas, onde se acumulam em razão da transpiração. Se sua concentração exceder a tolerância da planta, podem ocorrer necroses e queimaduras nas folhas (AYERS e WESTCOT, 1999; XU et al., 2000).

A aplicação de altas concentrações de cloro via água de irrigação pode causar danos ao sistema radicular das culturas (PIZARRO CABELO, 1990). FORD (1977) observou que  $20 \text{ mg L}^{-1}$  de cloro residual livre aplicado três vezes por semana, durante três semanas, em citrus, causaram tombamento das folhas e paralisou o crescimento das raízes.

Concentrações de cloreto permissíveis na água de irrigação foram indicados por AYERS e WESTCOT (1999) na faixa de 175 e  $945 \text{ mg L}^{-1}$ . LIMA (1997) afirmou que valores de cloreto na água de irrigação abaixo de  $70 \text{ mg L}^{-1}$  não são problemáticos para todas as culturas, sendo a faixa de 70 a  $140 \text{ mg L}^{-1}$  a que apresentou danos moderados nas folhas, em culturas sensíveis. Esse autor relatou, ainda, que o tratamento convencional da água com cloro não induz efeitos maléficos às plantas, pois os níveis situam-se em torno de  $1 \text{ mg L}^{-1}$ .

Segundo MALAVOLTA (1986), pode haver toxicidade provocada pelo íon cloreto ao cafeeiro, resultante do uso de doses excessivas e sucessivas de cloreto de potássio em solos com drenagem deficiente, ou em períodos de seca. Ainda assim, o cafeeiro parece muito tolerante; suas folhas podem ter até  $5.000 \text{ mg kg}^{-1}$  de íon cloreto (miligramas de íon cloreto por quilo de matéria seca nas folhas) sem que os sintomas se manifestem (secamento das pontas e margens das folhas mais velhas, em primeiro lugar). FULARNI et al. (1976)

concluíram que os teores de íon cloreto nas folhas de cafeeiros aumentaram com o incremento das quantidades de cloreto de potássio aplicadas no solo. Verificaram, também, uma relação entre altas concentrações de íon cloreto nas folhas e redução no crescimento, necrose e queda das folhas; não observaram efeito prejudicial do íon cloreto sobre as plantas, até os níveis de  $7.600 \text{ mg kg}^{-1}$ , em todas as folhas, nem de  $9.400 \text{ mg kg}^{-1}$  nas folhas do terço inferior das plantas.

Em geral, fruteiras (abacate, uva, limão, laranja e outros), hortaliças (alface, couve, pimentão, rabanete, cenoura, cebola e outros) e alguns legumes (feijão, fava e outros) são mais suscetíveis à toxicidade pelo íon cloreto presente na água de irrigação (XU et al., 2000).

#### **2.4. Uniformidade de aplicação de água**

A uniformidade de aplicação de água é um dos componentes da eficiência de irrigação utilizada no cálculo de lâminas para o manejo e realização de projetos de sistemas de irrigação pressurizados; o outro componente refere-se às várias perdas que podem ocorrer durante a operação dos sistemas (KELLER e BLIESNER, 1990).

WU (1997) afirmou que a uniformidade de aplicação de água não é afetada somente pelo dimensionamento hidráulico do sistema, mas também pelo coeficiente de variação devido ao processo de fabricação e ao entupimento dos gotejadores. Segundo PARCHOMCHUK (1976), variações de temperatura da água podem, também, acarretar desuniformidade na vazão dos gotejadores, devido às modificações na viscosidade da água, no tamanho das passagens de água dos gotejadores ou na elasticidade do material usado em alguns gotejadores.

HILLS e EL-EBABY (1990) verificaram que o acúmulo de material orgânico dentro de gotejadores ocasionou redução de 48,3% no coeficiente de uniformidade (Us), após 1.000 horas de funcionamento do sistema de irrigação. NAKAYAMA e BUCKS (1981) estudando os efeitos do entupimento em gotejadores por meio de um modelo de simulação, verificaram que a uniformidade de aplicação de água pode ser reduzida em até 10% quando 1 a 5% dos gotejadores estavam obstruídos, operando com dois a oito gotejadores por planta.

No que se refere ao manejo da irrigação, outra consequência direta da baixa uniformidade de aplicação de água consiste no aumento do volume aplicado, isto é, o irrigante, ao constatar a diminuição da vazão média dos gotejadores, pelo efeito do entupimento, aumenta o tempo de irrigação; logo, as plantas que receberam menor lâmina de irrigação passam a receber maior quantidade de água, de modo a atender às suas exigências hídricas. No entanto, aquelas plantas que recebiam a lâmina adequada passam a ter problema de irrigação excessiva, aumentando assim a perda por percolação (LÓPEZ et. al., 1992).

A uniformidade de aplicação de água em sistemas de irrigação localizada pode ser expressa por meio de vários coeficientes. O primeiro coeficiente de uniformidade de aplicação de água foi definido por Christiansen para irrigação por aspersão (KELLER e BLIESNER, 1990), expresso pela Equação 13:

$$CUC = 100 \left[ 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |X_i - \bar{X}|}{n \bar{X}} \right] \quad (13)$$

em que:

CUC = coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;

$X_i$  = lâmina observada no coletor  $i$ , mm;

$\bar{X}$  = lâmina média, considerando-se todos os gotejadores, mm; e

$n$  = número de coletores.

Para a irrigação por gotejamento, uma melhor forma de expressar o CUC consiste na substituição dos valores de lâmina pela vazão dos gotejadores (BERNARDO, 1995), assumindo-se a seguinte forma:

$$CUC = 100 \left[ 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - \bar{q}|}{n_e \bar{q}} \right] \quad (14)$$

em que:

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

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

$n_e$  = número de gotejadores.

A utilização da Equação 14 possibilita a obtenção de resultados confiáveis, porém esta requer a medição das vazões em todos os gotejadores, o que demandaria muito tempo e mão-de-obra. Portanto, KELLER e KARMELI (1975) propuseram o uso de, no mínimo, 16 pontos de coleta de vazão dos gotejadores, distribuídos em quatro linhas laterais (a primeira linha lateral, a linha lateral situada a 1/3 do comprimento da linha de derivação, a situada a 2/3 do comprimento da linha de derivação e a última linha lateral) e em quatro pontos ao longo das linhas selecionadas (no início da linha lateral, a 1/3 do comprimento da linha lateral, a 2/3 do comprimento da linha lateral e no final da linha lateral). Esses mesmos autores sugerem a utilização da Equação 15, que compara a média de 25% dos menores valores de vazões observadas com a média total das vazões para a determinação da uniformidade de aplicação de água de sistemas de irrigação por gotejamento. MERRIAM e KELLER (1978) apresentaram o seguinte critério geral para interpretação dos valores de CUD para sistemas que estejam em operação por um ou mais anos: maior que 90%, excelente; entre 80 e 90%, bom; 70 e 80%, regular; e menor que 70%, ruim.

$$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{q} \quad (15)$$

em que:

CUD = coeficiente de uniformidade de distribuição, %; e

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

Para contornar a limitação do número de pontos imposta pela metodologia apresentada por KELLER e KARMELI (1975), DENÍCULI et al. (1980) sugeriram a utilização de oito pontos uniformemente distribuídos por linha lateral (no início da linha lateral, a 1/7, 2/7, 3/7, 4/7, 5/7 e a 6/7 do comprimento da linha lateral, e um no final da linha lateral).

De acordo com BRALTS et al. (1987), outro coeficiente utilizado para expressar a uniformidade de aplicação de água em um sistema de irrigação localizada é a uniformidade estatística ( $U_s$ ), apresentada pela Equação 16. Na Tabela 5, estão apresentados os valores de uniformidade estatística ( $U_s$ ), recomendados pela norma ASAE EP 458 (ASAE Standards, 2001a), comparados com os valores de coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) sugeridos por MANTOVANI (2002).

$$U_s = 100 \left( 1 - \frac{s_q}{q} \right) \quad (16)$$

em que:

$\sigma_q$  = desvio-padrão das vazões dos gotejadores.

Tabela 5 - Comparação entre os valores de uniformidade estatística ( $U_s$ ) e os de coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC)

<b>Classificação</b>	<b><math>U_s</math> (%)</b>	<b>CUC (%)</b>
Excelente	95 – 100	90 – 100
Boa	85 – 90	80 – 90
Razoável	75 – 80	70 – 80
Ruim	65 – 70	60 – 70
Inaceitável	< 60	–

Fonte: ASAE Standards (2001a) e MANTOVANI (2002).

## 2.5. Filtração de águas residuárias

Geralmente, o excesso de nutrientes presentes nas águas residuárias acarreta aumento de partículas orgânicas maiores (algas e zooplâncton), que propicia, primeiramente, problemas de entupimento dos filtros (TELTSCH et al., 1991; SAGI, 1992). TELTSCH et al. (1992) constataram a predominância de grandes espécies de zoo e fitoplâncton (maiores que 200  $\mu\text{m}$ ) em água residuária destinada à fertirrigação. Na Tabela 6, está apresentada uma relação entre o diâmetro do emissor e a sua sensibilidade à obstrução, segundo PIZARRO CABELLO (1990).

Tabela 6 - Sensibilidade à obstrução de emissores

Diâmetro mínimo (mm)	Sensibilidade à obstrução
$\leq 0,7$	Alta
0,7 – 1,5	Média
$> 1,5$	Baixa

Fonte: PIZARRO CABELLO (1990).

ADIN e ELIMELECH (1989) avaliaram o desempenho de filtros de areia (com tamanho dos grãos de 0,70, 0,84 e 1,20 mm) e de tela (80 e 130  $\mu\text{m}$ ), com dois tipos de água residuárias (esgoto sanitário de reservatório superficial e esgoto de estação de lodo ativado). Concluíram que os filtros de areia removeram partículas maiores que 10  $\mu\text{m}$  com eficiência de até 85%, enquanto os filtros de tela entupiram rapidamente mesmo removendo somente 1 a 2% dos sólidos suspensos.

RAVINA et al. (1997) verificaram que filtros de areia (com tamanho médio dos grãos de 1 mm) e de discos (140 mesh) foram menos sensíveis ao entupimento quando abastecidos com águas residuárias. No entanto, sérios problemas de cimentação da areia no interior dos filtros de areia, ocasionados pela ação das sulfobactérias, podem ocorrer se a água residuária conter sulfeto de hidrogênio, necessitando-se, assim, da contínua substituição do elemento filtrante (areia).

A avaliação do desempenho do sistema de filtragem é essencial na utilização de águas residuárias para abastecer o sistema de irrigação por gotejamento. O desempenho dos filtros consiste na determinação da eficiência de remoção dos sólidos suspensos (ASAE Standards, 2001b), apresentada pela Equação 17, e nas determinações das reduções de pressão e de vazão ocorridas ao longo do tempo.

$$E_r = 100 \left( 1 - \frac{S_o}{S_i} \right) \quad (17)$$

em que:

$E_r$  = eficiência de remoção dos sólidos suspensos;

$S_o$  = concentração dos sólidos suspensos presentes na água residuária coletada após o filtro,  $\text{mg L}^{-1}$ ; e

$S_i$  = concentração dos sólidos suspensos presentes na água residuária antes do filtro,  $\text{mg L}^{-1}$ .

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Localização e descrição da área experimental**

O trabalho foi realizado na Estação-Piloto de Tratamento de Esgoto (EPTE), uma das áreas experimentais do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (DEA/UFV), localizada em Viçosa, Minas Gerais. Foi montada uma Estação Elevatória de Esgoto Experimental (EEEE), com a finalidade de abastecer a EPTE com esgoto sanitário bruto proveniente do conjunto residencial Condomínio Bosque Acamari, situado em Viçosa.

O esgoto sanitário bruto recalcado para a EPTE recebeu tratamento em três etapas distintas, conforme apresentado na Figura 1. Inicialmente, o esgoto bruto era bombeado para o tratamento preliminar (TP), em que um desarenador removia os sólidos de elevada massa específica. A diminuição na carga orgânica ( $DBO_5$ ) foi obtida pela disposição do esgoto sanitário sobre faixas (F) com 1,0 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com capim Tifton 85 do gênero *Cynodon*. Após o tratamento secundário (F), o esgoto sanitário era lançado numa lagoa de maturação (LM) com capacidade

armazenadora de 300 m<sup>3</sup>, com as dimensões de 50 m de comprimento x 6 m de largura e 1 m de profundidade, para remoção de organismos patogênicos.

O esgoto sanitário proveniente da lagoa de maturação foi utilizado na fertirrigação de cafeeiros da variedade Catuaí IAC 99, com dois anos de idade, cultivados, no espaçamento de 2,50 m entre linhas e 0,75 m entre plantas, numa subárea de 1.400 metros quadrados, situada dentro da própria EPTE. A aplicação do esgoto sanitário foi realizada via sistema de irrigação por gotejamento. Na Figura 1 está apresentado um croqui do sistema de tratamento do esgoto sanitário bruto na EPTE e a subárea fertirrigada com esgoto sanitário tratado.

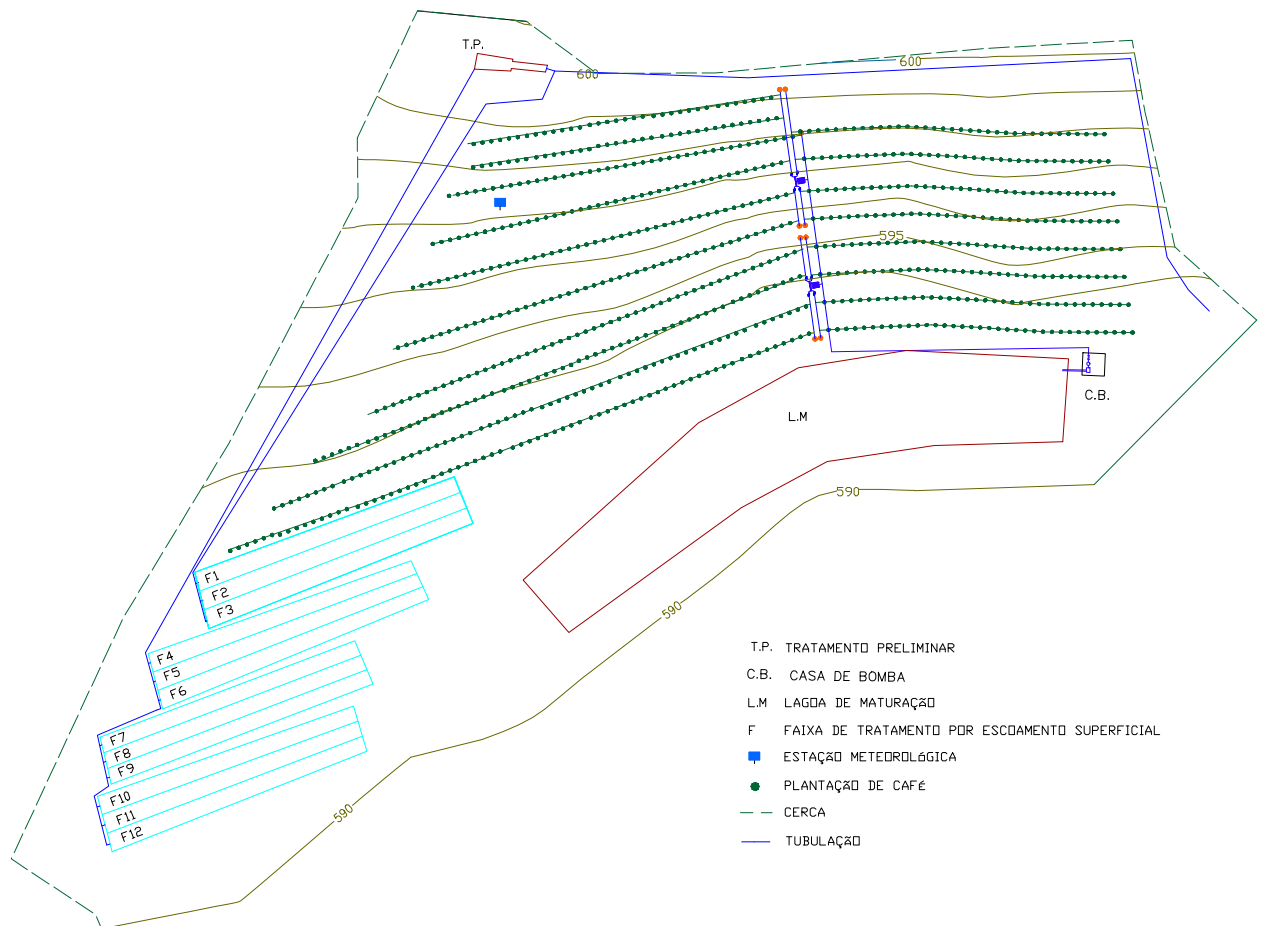


Figura 1 - Croqui do sistema de tratamento do esgoto sanitário bruto e localização da subárea fertirrigada com esgoto sanitário da lagoa de maturação.

## **3.2. Qualidade do esgoto sanitário da lagoa de maturação**

A avaliação da qualidade do esgoto sanitário da lagoa de maturação para utilização na agricultura foi realizada por meio de análises físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas, conforme as recomendações do APHA (1998) e da COPASA (1991 a, b).

As coletas do esgoto sanitário foram realizadas na extremidade final da lagoa de maturação, em quatro horários distintos (às 9, 11, 13 e 15 horas). Dessas coletas simples, obtiveram-se amostras compostas, as quais foram enviadas aos laboratórios para análises específicas.

### **3.2.1. Análises físicas**

Parte das amostras compostas foi encaminhada ao Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, para determinação das concentrações dos sólidos totais e suspensos (método gravimétrico). As concentrações dos sólidos dissolvidos foram obtidas pela diferença entre as concentrações dos sólidos totais e dos sólidos suspensos.

Logo após cada coleta de amostra simples, foram medidos os valores de pH (método eletrométrico, medidor de pH portátil) e condutividade elétrica (condutivímetro), bem como a temperatura do esgoto sanitário (termômetro de mercúrio). Sendo os resultados expressos como média dos quatro valores medidos.

### 3.2.2. Análises químicas

No Laboratório de Qualidade da Água realizaram-se, também, análises de DBO<sub>5</sub> (processo Winkler, ou método iodométrico), DQO (método oxidimétrico com refluxo) e alcalinidade (método titulométrico) nas amostras compostas.

As análises de sódio (realizadas com um fotômetro de chama), bem como as de ferro total, manganês total, cálcio e magnésio (feitas com um espectrofotômetro de absorção atômica), foram feitas conjuntamente nos Laboratórios de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica, ambos do Departamento de Solos da UFV.

### 3.2.3. Análises microbiológicas

Para realização das análises microbiológicas, amostras do esgoto sanitário foram coletadas em dois horários distintos (às 9 e 15 horas). O resultado final das contagens foi expresso como um valor médio entre as contagens, correspondentes aos dois horários, visando uma melhor representatividade da população bacteriana ao longo do tempo. As análises microbiológicas foram efetuadas em, no máximo, seis horas após cada coleta.

As contagens dos coliformes totais e fecais presentes nas amostras do esgoto sanitário tratado foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água, por meio do teste comercial, auto-análise Colilert (AC), baseado na tecnologia dos substratos definidos. Os resultados foram expressos em número mais provável (NMP) por mL de esgoto sanitário tratado. Fizeram-se, também, contagens das populações de bactérias dos gêneros *Pseudomona*, *Enterobacter*, *Bacillus* e *Clostridium*, devido ao fato destas apresentarem grande potencial para a formação de muco microbiano. Tais análises foram feitas no Laboratório de Microbiologia de

Alimentos do Departamento de Microbiologia da UFV. Os resultados foram expressos em unidades formadoras de colônia (UFC) por mL do esgoto sanitário tratado.

### **3.2.4. Análises hidrobiológicas**

Durante o período de testes, realizaram-se avaliações das populações de zoo e fitoplâncton na água de fertirrigação. As amostras foram coletadas por meio de arrastos verticais, utilizando-se rede de plâncton com 35  $\mu\text{m}$  de interstícios, as quais foram, posteriormente, acondicionadas em frascos de polietileno e encaminhadas para distintos laboratórios.

Em laboratórios específicos dos Departamentos de Biologia Animal e de Biologia Vegetal da UFV, foram realizadas as identificações e contagens do zoo e fitoplâncton presentes no esgoto sanitário da lagoa de maturação, por meio da examinação microscópica das amostras coletadas. Tais análises auxiliaram a identificação das partículas orgânicas de origens animal e vegetal existentes no esgoto sanitário tratado, uma vez que estas podem acarretar sérios problemas de entupimento em sistemas de irrigação por gotejamento.

### **3.3. Avaliação do desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado em campo**

A aplicação do esgoto sanitário da lagoa de maturação ao cafeeiro teve início no dia 09/05/2003, porém, a partir do dia 08/06/2003, tais aplicações foram realizadas sob turno de rega variável, com a finalidade de atender à variação da demanda evapotranspiratória e parte das exigências nutricionais da cultura. O manejo da aplicação do esgoto sanitário tratado foi realizado por meio do balanço de água no solo com o suporte do programa computacional IRRIGA, levando-se em consideração as características físico-hídricas do solo, as características fenológicas da cultura e os dados climáticos da região. Os dados climáticos foram obtidos de uma estação meteorológica automática instalada na EPTE, com a finalidade de fornecer dados de temperaturas máxima, média e mínima, umidade relativa do ar, velocidade do vento, radiação solar e precipitação pluviométrica.

#### **3.3.1. Caracterização do sistema de irrigação**

Para a realização do experimento, utilizou-se o sistema de irrigação por gotejamento montado na EPTE. Tal sistema constava de uma unidade de controle (composta por conjunto motobomba de 3 cv, sistema de filtração automatizado e injetor de fertilizantes, tipo Venturi, com  $70 \text{ L h}^{-1}$  de capacidade de injeção), de linhas principal e de derivação, ambas em PVC, e de linhas laterais com gotejadores do modelo G1. Este modelo de gotejador apresentava as seguintes características técnicas: não-autocompensante, vazão nominal de  $2,3 \text{ L h}^{-1}$ , faixa de pressão de serviço de 50 a 400 kPa, espaçamento entre gotejadores de 0,40 m, comprimento do labirinto de 298 mm, largura do labirinto de 2 mm e um único filtro secundário por gotejador. Esse modelo de gotejador é comumente utilizado em sistemas de irrigação por gotejamento, implantados no Brasil, para

irrigação de cafeeiros. A escolha do modelo foi realizada com base na arquitetura interna de seu labirinto, que segundo o fabricante torna o emissor resistente ao entupimento. O labirinto do gotejador era de percurso tortuoso com protuberâncias salientes, ocasionando um fluxo turbulento, que minimizava a deposição de partículas em seu interior.

Os dados de campo foram coletados até o dia 12/12/2003, somente nas oito linhas laterais situadas no lado direito da subárea, conforme apresentado na Figura 2. Tal escolha justifica-se pela maior homogeneidade do comprimento das linhas laterais. Nessa parcela, o comprimento das linhas laterais variou de 31 a 33,8 m, tendo como valor médio 32,5 m. No início de cada linha lateral, foi instalada uma válvula para tomada de pressão, devido à variação da declividade ao longo das linhas de derivação. A pressão média de serviço mantida no início das linhas laterais foi de 133 kPa.

O sistema de irrigação operou por um período de 120 horas, porém, com o manejo da fertirrigação, foi possível a aplicação do esgoto sanitário tratado de forma intermitente, para a realização dos estudos com relação à uniformidade de aplicação de água.

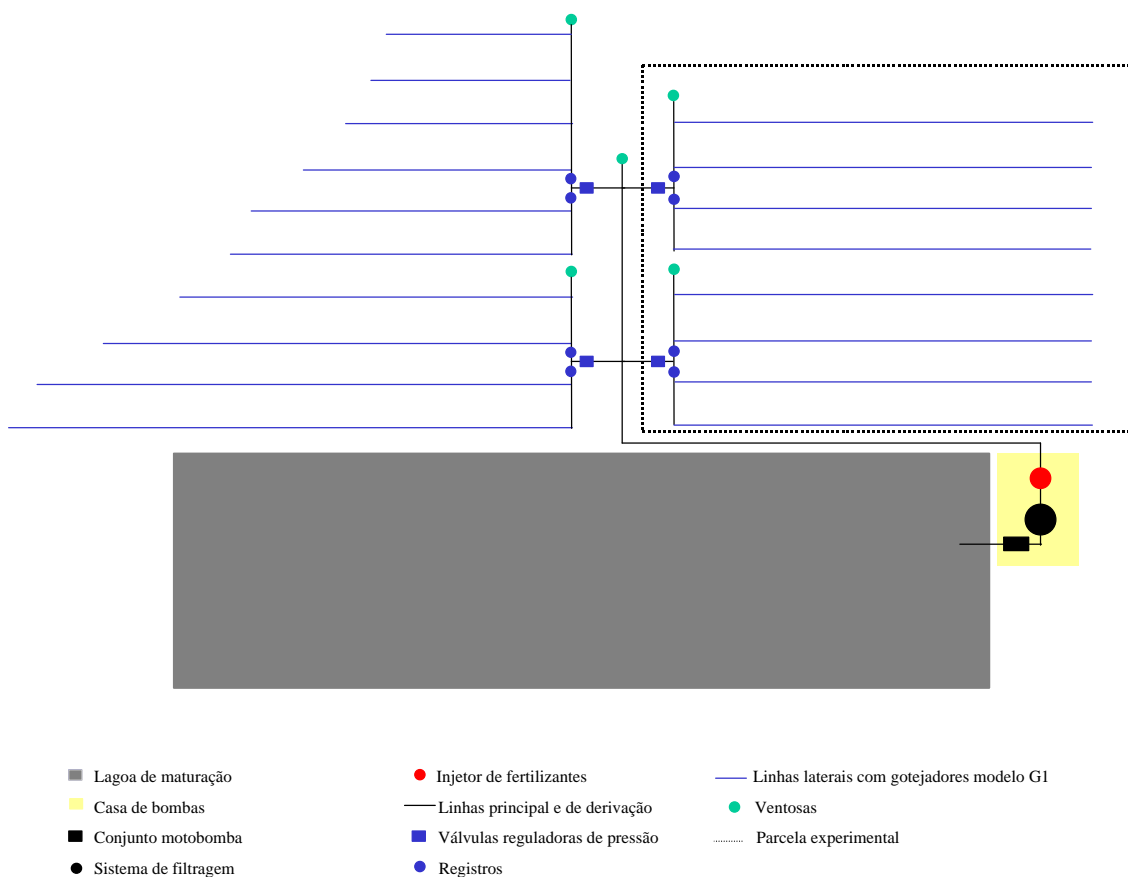


Figura 2 - Esquema do experimento montado em campo para avaliação do desempenho do sistema de irrigação por gotejamento aplicando esgoto sanitário da lagoa de maturação, e apresentação da parcela escolhida para a coleta dos dados.

### 3.3.2. Filtração do esgoto sanitário da lagoa de maturação

Na unidade de controle foi instalado um filtro tipo membrana, autolimpante, automático, de 550 mesh e com capacidade para  $5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ . A retrolavagem era acionada por um sistema temporizador, a cada 30 minutos de funcionamento, durante 20 segundos. Sendo a pressão mínima requerida pela retrolavagem de 304 kPa. A montante e a jusante do filtro foram instaladas válvulas para monitoramento da pressão.

### **3.3.3. Uniformidade de aplicação da água**

Em cada uma das oito linhas laterais foram selecionados 24 gotejadores, igualmente espaçados, totalizando 192 emissores a serem avaliados no sistema. Para a determinação da vazão foi necessário obter o volume aplicado pelo emissor num intervalo de tempo de três minutos, em seguida tal volume era medido em proveta graduada de 250 mL. Foram realizadas quatro avaliações para determinação da uniformidade de aplicação de água, nos tempos de operação de 0, 50, 100 e 120 horas, respectivamente.

Os níveis da uniformidade de aplicação de água foram obtidos por meio dos coeficientes CUC e CUD, descritos pelas Equações 14 e 15, respectivamente. As medições de pressão foram realizadas no início e final das linhas laterais, utilizando-se um manômetro graduado de 0 a 6 atm.

### **3.3.4. Desempenho do filtro de membrana**

No dia 25/11/2003, foram coletadas amostras do esgoto sanitário tratado a montante e a jusante do filtro, a cada uma hora de operação, durante 13 horas. As amostras foram encaminhadas ao laboratório para análise dos sólidos suspensos, os quais foram utilizados para determinação da eficiência de remoção dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado pela passagem no elemento filtrante, conforme a Equação 17. Juntamente com a coleta das amostras, procedeu-se à medição da pressão, a montante e a jusante do filtro, para avaliação da redução da pressão ao longo do tempo, pelo acúmulo do material de entupimento.

### **3.4. Avaliação do desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado sob plataforma de testes**

#### **3.4.1. Descrição da plataforma de testes**

Para realização do ensaio, no período de 26/10 a 13/12 de 2003, foi construída uma plataforma de testes em alvenaria, localizada ao lado da lagoa de maturação, nas dimensões de 50 m de comprimento x 2 m de largura e 0,20 m de altura, revestida com uma manta impermeabilizadora, que possibilitou o escoamento e a captação do esgoto sanitário tratado para um possível reaproveitamento, além, ainda, de minimizar os riscos de contaminação microbiológica do lençol freático.

Na extremidade final da lagoa de maturação foi montada uma unidade de controle, composta por um conjunto motobomba de 3 cv e um filtro de disco comum de 120 mesh, com a finalidade de abastecer quatro unidades de irrigação por gotejamento, montadas sob a plataforma de testes.

As unidades de irrigação constavam de três modelos de gotejadores (M1, M2 e M3), as características técnicas dos gotejadores estão apresentadas no Quadro 1. Os modelos de gotejadores foram escolhidos com base na sua resistência ao entupimento, e por serem comumente recomendados para irrigação do cafeeiro. Os labirintos dos três modelos eram de percurso tortuoso com protuberâncias salientes, ocasionando um regime de escoamento turbulento, que amenizou a sedimentação de partículas em seu interior.

Quadro 1 - Características técnicas dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3 utilizados no experimento montado sobre a plataforma de testes

Modelo	Tipo	Vazão (L h <sup>-1</sup> )	Pressão (kPa)	Espaçamento entre gotejadores (m)	Comprimento do labirinto (mm)	Largura do labirinto (mm)	Nº de filtros secundários por gotejador
<b>M1</b>	<b>Não-autocompensante</b>	<b>1,7</b>	<b>40-250</b>	<b>0,75</b>	<b>177</b>	<b>1,7</b>	<b>1</b>
<b>M2</b>	<b>Autocompensante</b>	<b>2,1</b>	<b>50-400</b>	<b>0,75</b>	<b>260</b>	<b>2,1</b>	<b>2</b>
<b>M3</b>	<b>Não-autocompensante</b>	<b>2,0</b>	<b>100-400</b>	<b>0,60</b>	<b>396</b>	<b>2,7</b>	<b>2</b>

Na linha de derivação de cada unidade de irrigação, em PVC com diâmetro nominal de 32 mm, foram inseridos nove conectores espaçados de 0,05 m. Para cada modelo de gotejadores, foram instaladas três linhas laterais com 25 m de comprimento. Em cada linha lateral dos modelos M1 e M2, existiam 32 gotejadores e nas linhas do modelo M3 existiam 41 gotejadores, para efeito de padronização dos resultados, procedeu-se com a identificação de 32 gotejadores por linha lateral, para as avaliações da uniformidade de aplicação de água.

A pressão de serviço foi mantida em 101 kPa, por meio de válvula controladora instalada no início da linha de derivação. Tal válvula constava de um registro de gaveta e um ponto de tomada de pressão a sua montante.

Dentro da plataforma de testes foi construída uma calha com pequena declividade, para coletar o esgoto sanitário tratado aplicado pelo sistema de irrigação. Na extremidade final da calha foi construída uma caixa coletora nas dimensões de 0,50 m de comprimento x 0,50 m de largura e 0,50 m de profundidade, utilizada como um pequeno reservatório. Nesse ponto, foi montada uma estação de bombeamento que constava de um conjunto motobomba de ¼ cv, do qual se derivaram dois segmentos de tubulação de PVC com diâmetro nominal de 32 mm. Um dos seguimentos conduzia o esgoto sanitário tratado até a lagoa de maturação, enquanto o outro estava conectado a um ponto da rede coletora de

esgoto da UFV. Em cada seguimento foi instalado um registro de esfera para controle do reúso do esgoto sanitário da lagoa de maturação.

As unidades de irrigação funcionaram, em média, 12 horas por dia, sete dias por semana, até completar o tempo total de operação de 560 horas. Em termos comparativos, esse tempo de operação representou um período de aplicação equivalente à aplicação de água para suprimento da demanda hídrica da cultura do cafeeiro de 2,2 anos, para as condições de Viçosa, Minas Gerais.

Uma esquematização da plataforma de testes montada ao lado da lagoa de maturação pode ser observada na Figura 3, especificando os diversos equipamentos do sistema de irrigação, bem como as distintas unidades de irrigação.

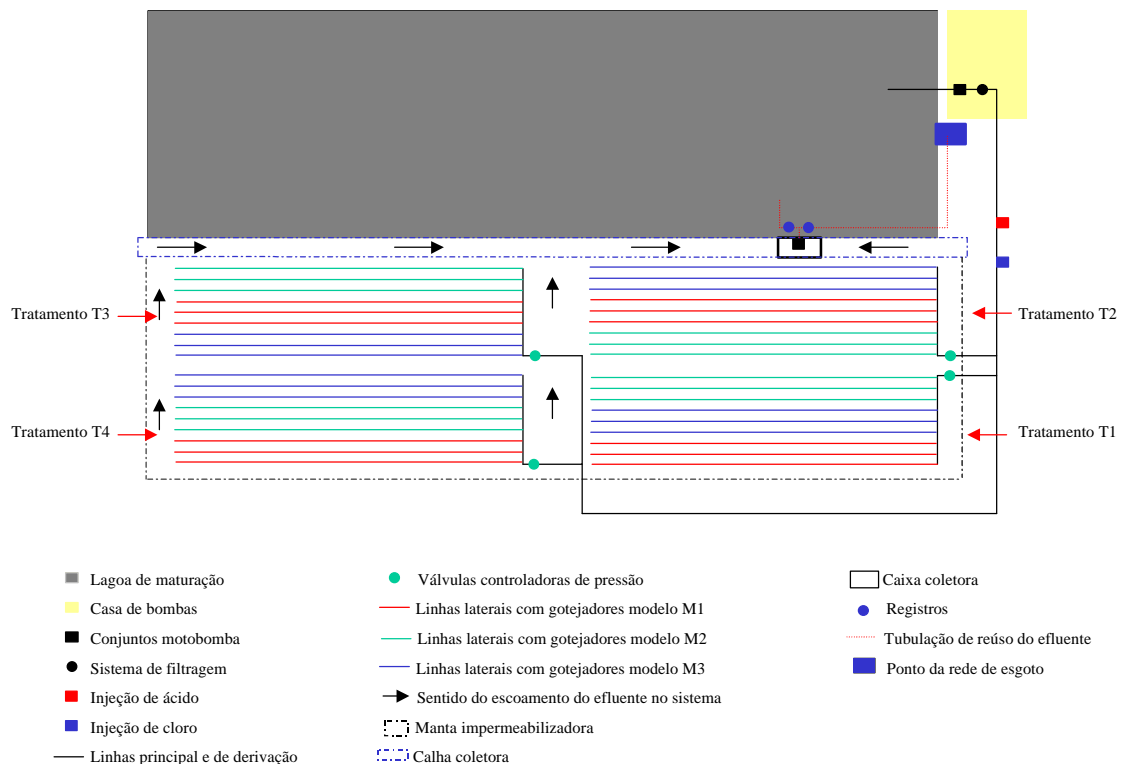


Figura 3 - Esquema do experimento montado sob a plataforma de testes detalhando os diversos equipamentos do sistema de irrigação por gotejamento, bem como as distintas unidades de irrigação.

### **3.4.2. Descrição dos tratamentos**

As unidades de irrigação receberam os seguintes tratamentos:

- Tratamento T1: abastecimento com esgoto sanitário da lagoa de maturação e filtração comum em filtro de disco.
- Tratamento T2: abastecimento com esgoto sanitário da lagoa de maturação, filtração comum em filtro de disco, acidificação (pH 6,6) e cloração (0,4 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre).
- Tratamento T3: abastecimento com esgoto sanitário da lagoa de maturação, filtração comum em filtro de disco, acidificação (pH 6,6) e cloração (1,0 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre).
- Tratamento T4: abastecimento com esgoto sanitário da lagoa de maturação, filtração comum em filtro de disco, acidificação (pH 6,6) e cloração (1,9 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre).

### **3.4.3. Filtração do esgoto sanitário da lagoa de maturação**

A jusante do conjunto motobomba de 3 cv, foi instalado um filtro de disco de 120 mesh com capacidade de filtração de 8 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>. A montante e a jusante do filtro foram instaladas válvulas para o monitoramento da pressão e da frequência de lavagem manual do elemento filtrante. A limpeza do filtro era realizada sempre que ocorria uma queda de 20 kPa na pressão medida após o filtro, conforme o critério proposto por PIZARRO CABELLO (1990) e BERNARDO (1995).

#### **3.4.4. Tratamento químico**

O tratamento químico foi realizado durante uma hora, a cada 35 horas de funcionamento das unidades de irrigação correspondentes aos tratamentos T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub>. Para tal, foram utilizados os produtos químicos dicloroisocianurato de sódio (65%) e ácido fosfórico (85%). Cada produto foi diluído separadamente, em recipiente plástico com 10 L de água, e injetados na tubulação após o sistema de filtração, por dois injetores de fertilizantes, tipo Venturi, de 70 L h<sup>-1</sup> de capacidade, cada um. Os injetores foram instalados em série a jusante do filtro de disco, sendo o primeiro responsável pela injeção do ácido fosfórico e o segundo, pela aplicação do dicloroisocianurato de sódio, e regulados por meio de registros de esfera para uma taxa de injeção de 10 L h<sup>-1</sup>.

A quantidade de cloro aplicada foi monitorada, utilizando-se um kit de análise de cloro residual livre, de forma a manter teores deste de 0,4; 1,0; e 1,9 mg L<sup>-1</sup> no final das linhas laterais dos tratamentos T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub>, respectivamente. Durante o tratamento químico, o pH do esgoto sanitário tratado coletado no final das linhas laterais de cada tratamento foi monitorado e mantido a um valor médio de 6,6, por meio da adição do ácido fosfórico, com a finalidade de prevalecer a presença de ácido hipocloroso (maior poder bactericida). Após a aplicação, as linhas que receberam o tratamento químico eram deixadas em repouso, por 12 horas e, no dia seguinte, as unidades de irrigação operavam normalmente até ser realizada a próxima aplicação.

#### **3.4.5. Avaliação da uniformidade de aplicação de água**

Durante o período de testes foram realizadas oito avaliações dos níveis da uniformidade de aplicação de água, a cada 80 horas, nas quatro unidades de irrigação. Determinaram-se as vazões de 32 gotejadores selecionados em cada

linha lateral, totalizando 1.152 gotejadores avaliados nas quatro unidades de irrigação, posteriormente os dados de vazão foram interpretados por meio dos coeficientes CUC e CUD, apresentados nas Equações 14 e 15. Optou-se pela avaliação de 32 gotejadores, devido ao fato desse valor coincidir com o número total de gotejadores, dos modelos M1 e M2, existentes nas linhas laterais, tendo-se maior precisão nos resultados obtidos. A avaliação da uniformidade de aplicação de água em uma das unidades de irrigação pode ser vista na Figura 4.



Figura 4 - Vista frontal da avaliação da uniformidade de aplicação de água em uma das unidades de irrigação.

### **3.4.6. Avaliação do desempenho do filtro de disco**

No dia 18/11 de 2003, determinou-se tanto a eficiência da remoção de sólidos suspensos quanto à redução da pressão a jusante do filtro. Medições da pressão e coletas de amostras do esgoto sanitário tratado foram realizadas a montante e a jusante do filtro, a cada uma hora, durante 13 horas de funcionamento do sistema. As amostras foram enviadas ao laboratório para quantificação das concentrações de sólidos suspensos, sendo a eficiência de remoção dos sólidos suspensos obtida utilizando-se a Equação 17.

### **3.4.7. Análise estatística**

O experimento foi montado num esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas um fatorial 3 x 4 (três modelos de gotejadores e quatro tratamentos) e nas subparcelas, os horários de avaliações, no delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. Os dados foram interpretados por meio das análises de variância e de regressão. Após a análise de variância, as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Na análise de regressão, os modelos foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão (utilizando-se o teste "t" com nível de significância de 0,1%) e no valor do coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

### **3.4.8. Análise do material de entupimento**

Após as 560 horas de aplicação do esgoto sanitário pelo sistema (período esse equivalente à aplicação de água para suprimento da demanda hídrica da cultura do cafeeiro de 2,2 anos, para as condições de Viçosa-MG), retiraram-se amostras de gotejadores entupidos, somente do tratamento T1, para identificação do material de obstrução. As amostras foram retiradas no início, meio e final das linhas laterais, sendo posteriormente acondicionadas em caixas de isopor com gelo, que foram imediatamente enviadas aos laboratórios específicos dos Departamentos de Biologia Vegetal e de Microbiologia da Universidade Federal Viçosa.

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1. Avaliações da qualidade do esgoto sanitário de lagoa de maturação para utilização na agricultura e do risco de obstrução de gotejadores**

#### **4.1.1. Análises físicas e químicas do esgoto sanitário tratado**

No Quadro 2 estão apresentados os resultados de alguns parâmetros utilizados na avaliação da qualidade do esgoto sanitário de fertirrigação. Os valores médios da condutividade elétrica (CE) e da razão de adsorção de sódio (RAS) no período de ensaio foram de  $0,37 \text{ dS m}^{-1}$  e 2,54, sendo esses inferiores aos valores de  $1,03 \text{ dS m}^{-1}$  e 4,50, obtidos em esgoto sanitário secundário por TAJRISHY et al. (1994) e FEIGIN et al. (1991), respectivamente. Verificou-se que o coeficiente de variação foi de 15,61% para a condutividade elétrica (CE) e de 30,73% para a razão de adsorção de sódio (RAS). De acordo com a classificação proposta pelo U. S. SALINITY LABORATORY STAFF, apresentada por BERNARDO (1995), o esgoto sanitário tratado pode ser classificado como de salinidade média,  $C_2$  (podendo ser utilizado na fertirrigação de culturas com

moderada tolerância aos sais, na maioria dos casos sem práticas especiais de controle da salinidade) e com baixo perigo de alcalinização do solo, S<sub>1</sub> (podendo ser usado em quase todos os solos).

Os valores médios das concentrações de cálcio, magnésio e sódio foram de 0,88; 0,37; e 1,93 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>. No entanto, tais concentrações foram menores que as concentrações mínimas de 1,00; 0,80; e 2,20 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, obtidas em esgoto sanitário secundário por FEIGIN et al. (1991) para o cálcio, magnésio e sódio. Além disso, os valores do coeficiente de variação foram de 21,18; 42,46; e 22,81% para os parâmetros cálcio, magnésio e sódio, respectivamente.

As concentrações médias da demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e da demanda química de oxigênio (DQO) foram de 72 e 246 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. LEON SUEMATSU e CAVALLINI (1999) obtiveram valores médios da demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e da demanda química de oxigênio (DQO) de 80 e 171 mg L<sup>-1</sup> em esgoto sanitário de lagoa de maturação. Os resultados não atenderam aos padrões para lançamento de esgotos sanitários tratados em corpos hídricos receptores, que é de 60 mg L<sup>-1</sup> para a DBO<sub>5</sub> (ou quando o sistema de tratamento reduzir a carga poluidora do esgoto sanitário em no mínimo 85%) e de 90 mg L<sup>-1</sup> para a DQO, estabelecidos pela COPAM nº 010/86 para o Estado de Minas Gerais. Constatou-se que os valores do coeficiente de variação para os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e demanda química de oxigênio (DQO) foram de 53,64 e de 40,61%, respectivamente, conforme apresentado no Quadro 2.

Quadro 2 - Resultados de alguns parâmetros utilizados na avaliação da qualidade do esgoto sanitário tratado de fertirrigação, no período de 13/08 a 11/12 de 2003

Datas	Parâmetros analisados						
	CE (dS m <sup>-1</sup> )	RAS	Cálcio (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Magnésio (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Sódio (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )
13/08/2003	0,38	1,76	1,01	0,48	1,52	136	291
12/09/2003	0,30	2,81	0,62	0,19	1,78	14	48
25/09/2003	0,30	3,77	0,62	0,19	2,39	103	288
15/10/2003	0,34	3,63	0,75	0,28	2,61	105	196
29/10/2003	0,37	2,94	1,08	0,39	2,52	111	303
20/11/2003	0,35	2,20	0,86	0,32	1,70	38	115
27/11/2003	0,43	2,02	1,01	0,39	1,70	77	83
04/12/2003	0,46	1,70	1,10	0,70	1,61	58	170
11/12/2003	0,30	2,05	0,82	0,35	1,57	89	291
<b>Média</b>	<b>0,37</b>	<b>2,54</b>	<b>0,88</b>	<b>0,37</b>	<b>1,93</b>	<b>72</b>	<b>246</b>
<b>Desvio-padrão</b>	<b>0,06</b>	<b>0,78</b>	<b>0,19</b>	<b>0,16</b>	<b>0,44</b>	<b>38,62</b>	<b>99,89</b>
<b>Coeficiente de variação (%)</b>	<b>15,61</b>	<b>30,73</b>	<b>21,18</b>	<b>42,46</b>	<b>22,81</b>	<b>53,64</b>	<b>40,61</b>

No Quadro 3 estão apresentados os valores das concentração dos principais parâmetros físicos e químicos causadores de entupimento em gotejadores, bem como a classificação proposta por BUCKS et al. (1979) com relação ao risco de obstrução desses equipamentos. Os valores médios dos parâmetros sólidos suspensos, pH, sólidos dissolvidos, ferro total e manganês total foram de 76 mg L<sup>-1</sup>; 8,5; 635 mg L<sup>-1</sup>; 3,85 mg L<sup>-1</sup>; e 0,37 mg L<sup>-1</sup>. Em esgoto sanitário de lagoa de maturação, LEON SUEMATSU e CAVALLINI (1999) obtiveram valores médios de 77 mg L<sup>-1</sup> e 9,0 para os parâmetros sólidos suspensos e pH; tais valores foram similares aos apresentados no Quadro 3. As concentrações dos sólidos dissolvidos no esgoto sanitário tratado variaram de 189 a 2.357 mg L<sup>-1</sup>; tal faixa de variação se difere da faixa de 400 a 1.100 mg L<sup>-1</sup> relatada por FEIGIN et al. (1991) para esgoto sanitário secundário. Verificou-se, nesse quadro, que o esgoto sanitário da lagoa de maturação apresentou um risco de entupimento moderado com relação aos parâmetros sólidos suspensos, sólidos dissolvidos e manganês e severo em relação aos parâmetros pH e ferro total, respectivamente. A alcalinidade média do esgoto sanitário da lagoa de maturação

ao longo do período de testes foi de 130 mg L<sup>-1</sup>. Tal valor é semelhante à concentração de 134 mg L<sup>-1</sup> apresentada por LEON SUEMATSU e CAVALLINI (1999) em experimentos realizados com esgoto sanitário de lagoa de maturação. As variações do pH do esgoto sanitário tratado ao longo do tempo são dependentes dos processos da fotossíntese e da respiração executados pelas algas. Os valores dos coeficientes de variação para os parâmetros sólidos suspensos, pH, sólidos dissolvidos, ferro total, manganês total e alcalinidade foram de 59,21; 13,14; 119,89; 131,82; 93,81; e 12,64%, respectivamente.

Quadro 3 - Resultados dos parâmetros físicos e químicos utilizados na avaliação do risco de obstrução de gotejadores aplicando esgoto sanitário da lagoa de maturação, no período de 13/08 a 11/12 de 2003

Datas	Parâmetros analisados					
	Sólidos suspensos (mg L <sup>-1</sup> )	pH	Sólidos dissolvidos (mg L <sup>-1</sup> )	Ferro total (mg L <sup>-1</sup> )	Manganês total (mg L <sup>-1</sup> )	Alcalinidade (mg L <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub> )
13/08/2003	90	7,5	409	15,60	0,24	107
12/09/2003	44	9,3	304	1,41	0,14	129
25/09/2003	100	10,3	264	0,62	0,23	100
15/10/2003	14	9,7	228	1,24	0,21	116
29/10/2003	16	9,9	202	4,71	0,16	117
20/11/2003	130	7,6	-	1,39	0,06	119
27/11/2003	16	7,6	189	5,33	0,05	111
04/12/2003	110	8,0	2.357	0,02	0,18	153
11/12/2003	48	9,3	1.128	8,67	1,18	138
<b>Média</b>	<b>76</b>	<b>8,5</b>	<b>635</b>	<b>3,85</b>	<b>0,37</b>	<b>130</b>
<b>Desvio-padrão</b>	<b>45,00</b>	<b>1,12</b>	<b>761,45</b>	<b>5,08</b>	<b>0,35</b>	<b>16,43</b>
<b>Coefficiente de variação (%)</b>	<b>59,21</b>	<b>13,14</b>	<b>119,89</b>	<b>131,82</b>	<b>93,81</b>	<b>12,64</b>
<b><sup>1</sup>Classificação</b>	<b>Moderado</b>	<b>Severo</b>	<b>Moderado</b>	<b>Severo</b>	<b>Moderado</b>	

<sup>1</sup>Classificação proposta por BUCKS et al. (1979), com relação ao risco de entupimento de gotejadores.

As variações das temperaturas do ar e do esgoto sanitário da lagoa de maturação para o período de testes podem ser observadas na Figura 5. Cada valor diário representa uma média de quatro medições de temperaturas, tanto do

ar quanto do esgoto sanitário tratado, realizadas às 9, 11, 13 e 15 horas. Os valores da temperatura do esgoto sanitário variaram de 18,43 a 29,63 °C, sendo o valor médio de 23,53 °C. A maioria dos valores de temperatura do esgoto sanitário encontrou-se dentro da faixa de 20 a 30°C estabelecida por PIZARRO CABELLO (1990) como ótima para o desenvolvimento de bactérias. Algo importante a se ressaltar é que, as elevadas temperaturas favorecem a formação de precipitados químicos, devido à aceleração das reações químicas.

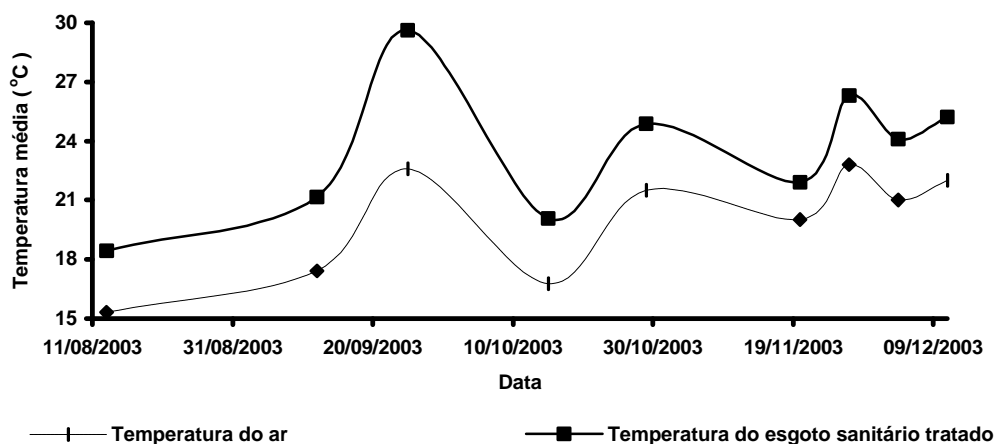


Figura 5 - Variações da temperatura média diária do esgoto sanitário da lagoa de maturação e da temperatura do ar do local de ensaio, durante o período de 13/08 a 11/12 de 2003.

#### 4.1.2. Análises microbiológicas do esgoto sanitário tratado

Os níveis populacionais dos coliformes totais e fecais no esgoto sanitário da lagoa de maturação, durante o período de 13/08 a 11/12 de 2003, estão apresentados no Quadro 4. O número de coliformes totais variou de  $3,8 \times 10^2$  a

$1,4 \times 10^5$  NMP mL<sup>-1</sup>, sendo o valor médio de  $2,0 \times 10^4$  NMP mL<sup>-1</sup> classificado por BUCKS et al. (1979) como de risco moderado com relação ao entupimento de gotejadores. Quanto aos coliformes fecais, o valor médio populacional foi de  $1,5 \times 10^3$  NMP mL<sup>-1</sup>, superando amplamente o nível máximo de 10 coliformes fecais por mL, recomendado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para produtos hortigranjeiros consumidos crus (LEON SUEMATU e CAVALLINI, 1999). Sabe-se, entretanto, que o uso de estratégias de manejo agrícola, como a interrupção na aplicação do esgoto sanitário tratado associada à exposição do solo e da cultura à radiação solar, pode minimizar a contaminação microbiológica.

Quadro 4 - Níveis populacionais dos coliformes totais e fecais de amostras do esgoto sanitário da lagoa de maturação coletadas durante o período de 13/08 a 11/12 de 2003

Datas	Contagem bacteriológica	
	Coliforme totais (NMP* mL <sup>-1</sup> )	Coliformes fecais (NMP mL <sup>-1</sup> )
13/08/2003	$3,2 \times 10^3$	$2,7 \times 10^2$
12/09/2003	$1,4 \times 10^5$	$5,0 \times 10^0$
25/09/2003	$4,7 \times 10^3$	$2,4 \times 10^3$
15/10/2003	$1,2 \times 10^4$	$7,8 \times 10^3$
29/10/2003	$6,4 \times 10^3$	$1,0 \times 10^1$
20/11/2003	$3,8 \times 10^2$	$1,9 \times 10^3$
27/11/2003	$1,4 \times 10^4$	$3,5 \times 10^2$
04/12/2003	$9,7 \times 10^2$	$3,3 \times 10^2$
11/12/2003	$4,2 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$
<b>Média</b>	<b><math>2,0 \times 10^4</math></b>	<b><math>1,5 \times 10^3</math></b>
<b><sup>1</sup>Classificação</b>	<b>Moderado</b>	

\*Número mais provável.

<sup>1</sup>Classificação proposta por BUCKS et al. (1979), com relação ao risco de entupimento de gotejadores.

Nas amostras do esgoto sanitário tratado coletadas dias 15/10 e 01/12 de 2003 foram identificadas bactérias dos gêneros *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Bacillus* e *Clostridium*, causadoras de entupimento de gotejadores (GILBERT e FORD, 1986). Os níveis populacionais desses gêneros de bactéria estão apresentados no Quadro 5, em que se verifica que o gênero *Enterobacter* foi o

mais abundante. Análises específicas do esgoto sanitário tratado foram realizadas dia 28/11 de 2003, constatando-se a presença de filamentos de ferrobactérias (*cremothix* sp.). Na amostra, foram identificados três filamentos da ferrobactéria por mL do esgoto sanitário tratado.

Quadro 5 - Níveis populacionais de bactérias formadoras de mucilagem em duas amostras do esgoto sanitário da lagoa de maturação, coletadas dias 15/10 e 01/12 de 2003

Gêneros de bactérias	Contagem bacteriológica	
	15/10/2003	01/12/2003
<i>Pseudomonas</i> (UFC* mL <sup>-1</sup> )	6,4 x 10 <sup>2</sup>	1,9 x 10 <sup>3</sup>
<i>Enterobacter</i> (UFC mL <sup>-1</sup> )	1,2 x 10 <sup>3</sup>	3,2 x 10 <sup>3</sup>
<i>Bacillus</i> (UFC mL <sup>-1</sup> )	2,7 x 10 <sup>2</sup>	6,1 x 10 <sup>2</sup>
<i>Clostridium</i> (UFC mL <sup>-1</sup> )	1,5 x 10 <sup>1</sup>	5,0 x 10 <sup>1</sup>

\* Unidades formadoras de colônia.

#### 4.1.3. Análises hidrobiológicas do esgoto sanitário tratado

A presença de elevadas concentrações de nutrientes no esgoto sanitário da lagoa de maturação acarretou o desenvolvimento de distintas comunidades de zooplâncton e de fitoplâncton, que foram observadas ao longo da realização do experimento. Nos Quadros 6 e 7 estão apresentados os grupos, as espécies ou os gêneros e os níveis populacionais do zoo e fitoplâncton das amostras coletadas na extremidade final da lagoa de maturação.

Os grupos de zooplâncton predominantes nas amostras foram o Rotifera e o Clodocera, conforme apresentado no Quadro 6. Os níveis populacionais dos dois grupos aumentaram, consideravelmente, a partir do dia 04/11 de 2003, devido, por certo, às condições ambientais mais favoráveis, como o aumento da temperatura do esgoto sanitário tratado, conforme apresentado na Figura 5. No

dia 28/11 de 2003, o nível populacional de *Moina micrura* alcançou valores de até  $1,6 \times 10^5$  organismos  $L^{-1}$ , com tamanho variando de 500 a 1.000  $\mu m$ .

Os filios de algas predominantes nas três amostragens foram Chlorophyta, Euglenophyta e Bacillariophyta, sendo a maioria das espécies pertencentes ao filo Chlorophyta, tal como apresentado no Quadro 7. No dia 24/11 de 2003, a concentração de algas na amostra do esgoto sanitário tratado atingiu valores superiores a  $2,0 \times 10^9$  células  $mL^{-1}$ , sendo os gêneros mais abundantes *Coelastrium* e *Scenedesmus*, ambos do grupo Chlorophyta. ADIN e SACKS (1991) relataram níveis populacionais de algas do filo Chlorophyta de até  $4,1 \times 10^5$  células  $mL^{-1}$  do esgoto sanitário tratado, em lagoa aerada.

Quadro 6 - Grupos, espécies e níveis populacionais do zooplâncton presente no esgoto sanitário da lagoa de maturação, nas amostras coletadas nos dias 05/10 e 04/11 de 2003

Datas	Grupos	Espécies	Níveis populacionais (organismos $L^{-1}$ )
05/10/2003	Rotifera	<i>Brachionus angularis</i>	$1,0 \times 10^1$
	Clodocera	*Efípios de Clodocera	$2,9 \times 10^1$
<b>Total</b>			<b><math>3,9 \times 10^1</math></b>
04/11/2003	Rotifera	<i>Brachionus angularis</i>	$1,7 \times 10^3$
	Rotifera	<i>Brachionus caliciflorus</i>	$2,9 \times 10^2$
	Clodocera	<i>Moina micrura</i>	$1,4 \times 10^2$
<b>Total</b>			<b><math>2,1 \times 10^3</math></b>

\*Estruturas de resistência que eclodem em condições ambientais favoráveis.

Quadro 7 - Filos, gêneros e níveis populacionais do fitoplâncton presente no esgoto sanitário de lagoa de maturação, nas amostras coletadas nos dias 05/10, 04/11 e 24/11 de 2003

<b>Datas</b>	<b>Filos</b>	<b>Gêneros</b>	<b>Níveis populacionais (células mL<sup>-1</sup>)</b>
05/10/2003	Chlorophyta	<i>Scenedesmus</i>	-
	Chlorophyta	<i>Selenastrum</i>	-
04/11/2003	Chlorophyta	<i>Chlorella</i>	1 x 10 <sup>6</sup>
	Chlorophyta	<i>Scenedesmus</i>	-
	Chlorophyta	<i>Selenastrum</i>	-
	Euglenophyta	<i>Euglena</i>	-
	Euglenophyta	<i>Phacus</i>	-
24/11/2003	Chlorophyta	<i>Coelastrum</i>	1 x 10 <sup>9</sup>
	Chlorophyta	<i>Scenedesmus</i>	1 x 10 <sup>9</sup>
	Chlorophyta	<i>Selenastrum</i>	-
	Bacillariophyta	<i>Navicula</i>	1 x 10 <sup>0</sup>

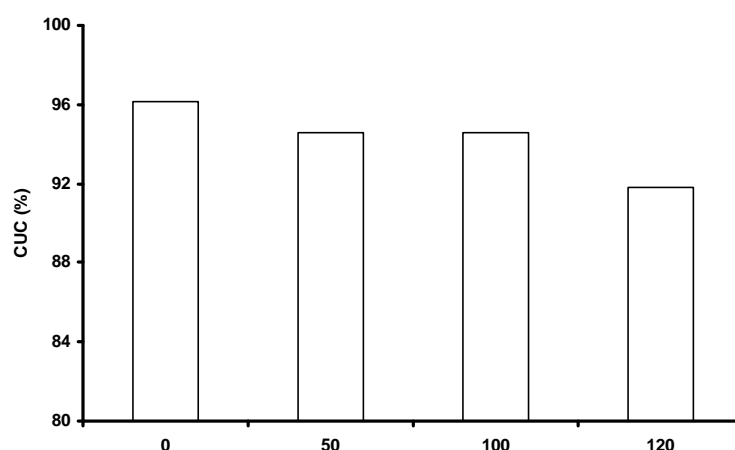
Em termos gerais, o esgoto sanitário da lagoa de maturação apresenta um risco potencial com relação ao entupimento de gotejadores, no que se refere a fatores físicos, químicos e biológicos. Os riscos de entupimento variaram de moderado a severo, portanto, durante a aplicação desta água residuária via sistema de irrigação por gotejamento, necessita-se de medidas preventivas que garantam o pleno desempenho do equipamento.

## **4.2. Desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado em campo**

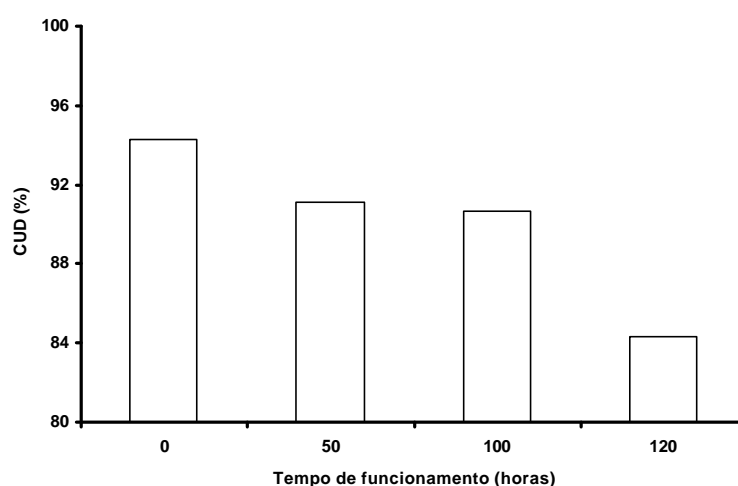
### **4.2.1. Uniformidade de aplicação de água**

No sistema de irrigação por gotejamento montado em campo, foram realizadas quatro avaliações e, com os dados obtidos, calculados o coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) e o coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), que são apresentados a seguir. As medidas preventivas com relação ao entupimento de gotejadores utilizadas neste experimento foram a abertura do final das linhas laterais a cada duas semanas e um sistema de filtração automático autolimpante de 550 mesh.

De acordo com a Figura 6, os valores do CUC e do CUD decresceram ao longo do tempo, devido ao entupimento dos gotejadores. Verificaram-se, nessas figuras, reduções de 4,49 e 10,58%, nos valores do CUC e do CUD, respectivamente, quando se estabeleceu comparação entre os tempos de funcionamento de 0 e 120 horas. No entanto, observou-se, também, que todos os valores de CUC foram superiores a 90%, sendo, assim, classificados como excelentes por MANTOVANI (2002). Nos tempos de funcionamento de 0, 50 e 100 horas, os valores de CUD foram classificados como excelentes, segundo o critério proposto por MERRIAM e KELLER (1978). Porém, quando se analisou o valor do CUD no tempo de funcionamento de 120 horas, esse foi classificado como bom.



(a)



(b)

Figura 6 - Valores do CUC (a) e do CUD (b) do modelo de gotejador G1, nos tempos de funcionamento de 0, 50, 100 e 120 horas.

O entupimento dos gotejadores, além de diminuir a uniformidade de aplicação de água, propiciou decréscimo em sua vazão, como pode ser visto na Figura 7. Comparando os tempos de funcionamento de 0 e 120 horas, constatou-se redução de 4,56% na vazão média dos gotejadores.

Por meio das avaliações da uniformidade de aplicação de água, verificou-se que o entupimento de gotejadores foi mais acentuado no final das linhas laterais. Durante a abertura do final dessas linhas, observou-se a saída de um esgoto sanitário tratado com coloração verde-escura, devido à presença de matéria orgânica.

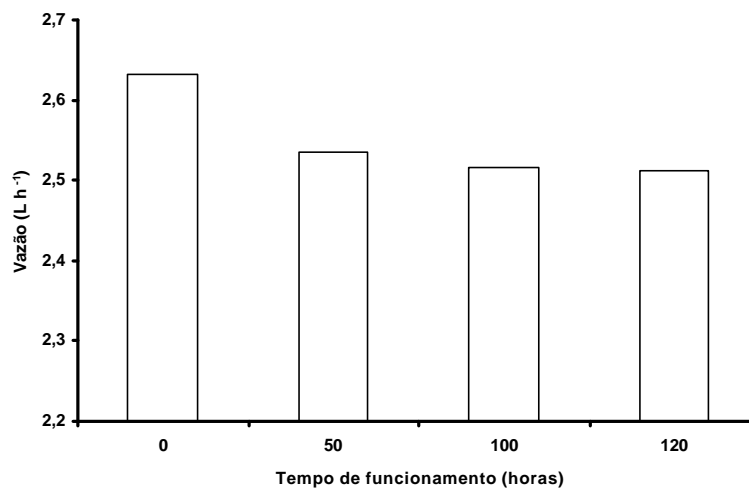


Figura 7 - Valores da vazão do modelo de gotejador G1, nos tempos de funcionamento de 0, 50, 100 e 120 horas.

#### 4.2.2. Desempenho do filtro de membrana

Nas Figuras 8 e 9 estão apresentados os resultados dos testes realizados com o filtro de membrana no dia 25/11 de 2003. Verificou-se, na Figura 8, que a perda de carga ultrapassou o limite de 20 kPa, proposto por PIZARRO CABELLO (1990) e BERNARDO (1995) como valor máximo aceitável, recomendado a execução da limpeza do elemento filtrante, nos tempos de funcionamento de 3, 7, 8, 9, 10, 11, 12 e 13 horas. As concentrações dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado obtidas a montante e a jusante do filtro variaram de 4 a 36 mg L<sup>-1</sup>

e de 6 a 24 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. A eficiência da remoção dos sólidos suspensos variou de 0 a 57,14%, conforme apresentado na Figura 9. O valor médio da eficiência de remoção dos sólidos suspensos ao longo do período de ensaio foi de 30,64% e o valor do coeficiente de variação, de 79,70%. O melhor desempenho do filtro ocorreu durante as primeiras quatro horas de funcionamento. Depois desse período aconteceu a alternância dos valores da eficiência de remoção dos sólidos suspensos. Essas oscilações justificam-se pelo acúmulo de partículas no elemento filtrante, o que acarretou aumento na concentração dos sólidos suspensos a jusante do filtro. Após o tempo de funcionamento de nove horas, a retrolavagem não mais obteve um bom desempenho com relação à limpeza do elemento filtrante.

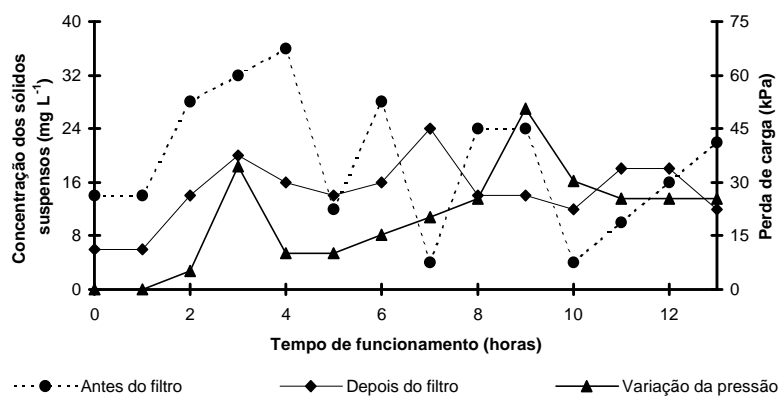


Figura 8 - Variações das concentrações dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, a montante e a jusante do filtro de membrana e da perda de carga, ocorridas ao longo do dia 25/11 de 2003.

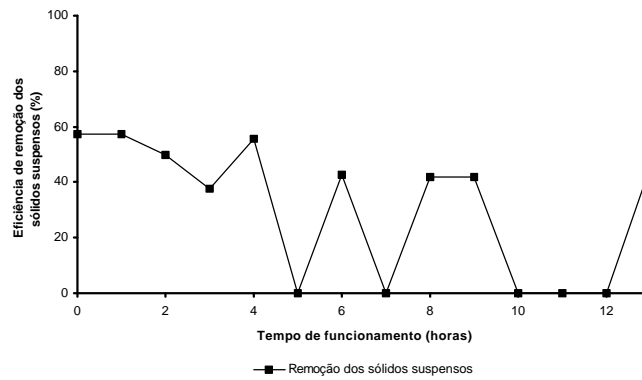


Figura 9 - Variações da eficiência de remoção dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, pela passagem no elemento filtrante, ocorridas ao longo do dia 25/11 de 2003.

### **4.3. Desempenho do sistema de irrigação por gotejamento montado sob plataforma de testes**

#### **4.3.1. Uniformidade de aplicação de água**

##### **4.3.1.1. Coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC)**

Nas Figuras 10, 11, 12 e 13 estão apresentados os valores médios de CUC dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3 ao longo do tempo de operação, nos tratamentos T1, T2, T3 e T4.

No tratamento T1, conforme apresentado na Figura 10, observou-se redução nos valores médios do CUC obtidos com a aplicação do esgoto sanitário tratado utilizando os três modelos de gotejadores. Porém, o decréscimo da uniformidade de aplicação de água foi mais acentuado nos modelos M2 e M3. Tal sensibilidade ao entupimento foi atribuída tanto ao maior comprimento dos labirintos quanto ao maior número de filtros secundários nos dois modelos com relação ao modelo de gotejador M1. Isto é, o modelo M1 constava de um comprimento de labirinto de 177 mm e um filtro secundário, o modelo M2 apresentava um labirinto com 260 mm de comprimento e dois filtros secundários e o modelo M3, 396 mm de comprimento de labirinto e dois filtros secundários. Este problema da maior sensibilidade ao entupimento de gotejadores com labirintos mais longos foi constatado por ADIN e SACKS (1991). Particularmente, a maior redução da uniformidade de aplicação de água pelo modelo M2 deve-se também à acumulação do material de entupimento na câmara de autocompensação, o que provavelmente afetou o desempenho da membrana de autocompensação, ocasionando desuniformidade nos valores das vazões. O CUC do modelo M1 foi classificado como excelente em todas as oito avaliações realizadas, apesar do seu reduzido decréscimo, da ordem de 3,63%, quando se compararam os valores

médios do CUC entre a primeira e a última avaliação. No modelo de gotejador M1, o menor comprimento do labirinto propiciou a permanência do regime de escoamento turbulento que, por sua vez, minimizava a deposição de material orgânico nas protuberâncias dos caminhos de escoamento do esgoto sanitário tratado dentro do emissor. Os valores médios do CUC nos modelos M2 e M3 apresentaram reduções de até 16,96 e 12,53%, respectivamente, proporcionando, assim, uma mudança na classificação da uniformidade de aplicação de água, que passou de excelente a bom.

Após 160 horas de funcionamento, foram constatados gotejadores com entupimento parcial nos três modelos estudados. Nestes, formaram-se filetes contínuos de água em vez de gotas, devido ao estreitamento das dimensões dos labirintos pela deposição do material de entupimento, o que, provavelmente, ocasionou mudança no regime de escoamento.

A aplicação simultânea do dicloisocianurato de sódio e do ácido fosfórico manteve os valores médios do CUC sempre acima de 90%, classificados como excelentes, para os três modelos de gotejadores, de acordo com o que está apresentado nas Figuras 11, 12 e 13. Nos tratamentos T2, T3 e T4, verificaram-se oscilações nos valores médios do CUC, que foram atribuídas às desobstruções aleatórias de alguns gotejadores. Em geral, o tratamento T4 foi o que manteve a maior uniformidade do CUC ao longo do tempo de funcionamento, dentre todos os tratamentos.

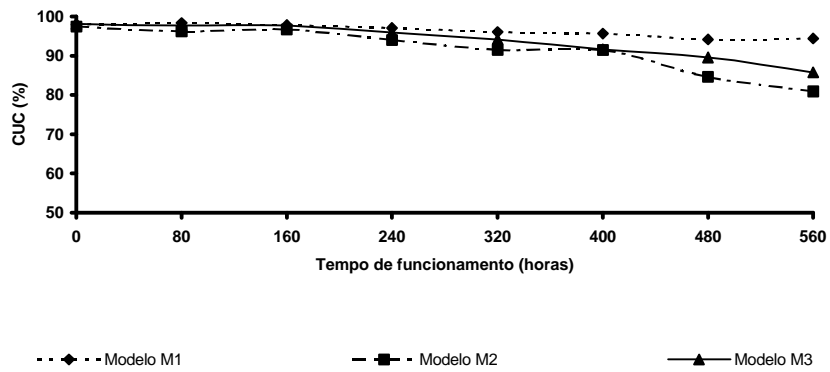


Figura 10 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T1.

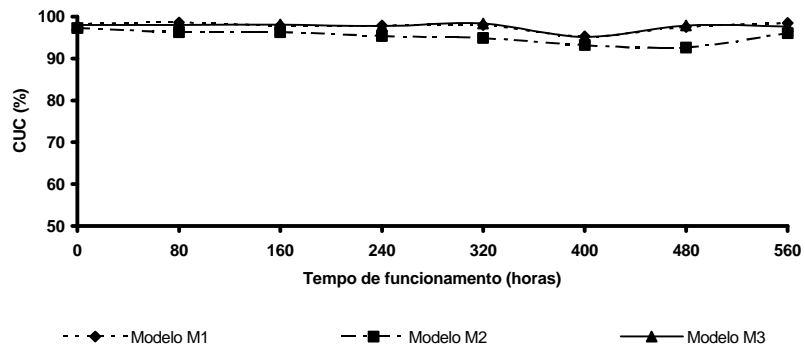


Figura 11 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T2.

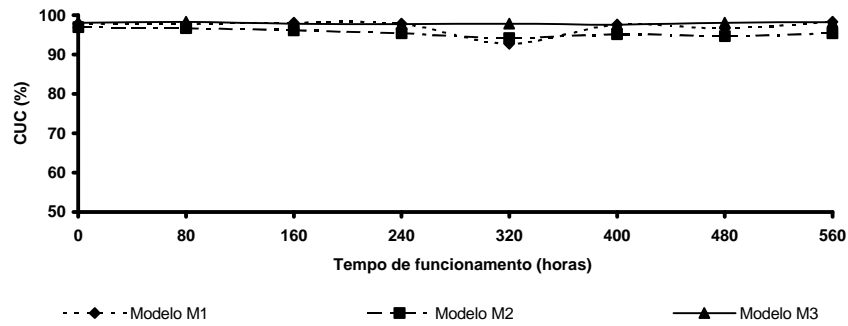


Figura 12 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T3.

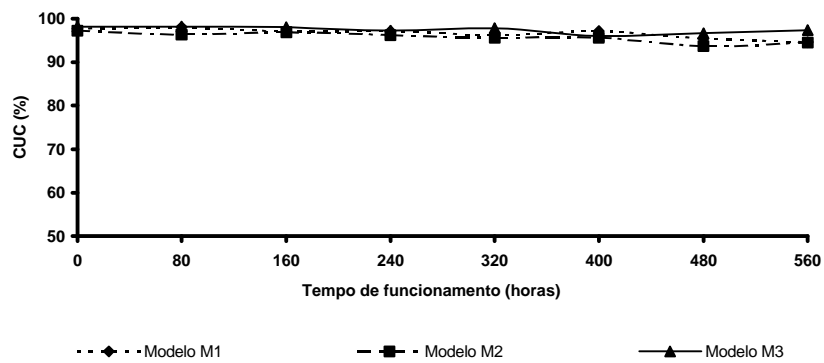


Figura 13 - Valores médios de CUC, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T4.

No Quadro 8, estão apresentados os resultados da análise de variância dos valores do CUC. Verificou-se, nesse quadro, que as fontes de variação tanto da parcela (modelo, tratamento e interação modelo x tratamento) quanto da subparcela (tempo, interação tempo x modelo, interação tempo x tratamento e interação tempo x modelo x tratamento) foram significativas, a 5% de significância. Constatou-se que o coeficiente de variação da subparcela foi igual a 1,43%, enquanto, o da parcela foi de 19,07%. Nesse quadro, observa-se, também, que o grau de liberdade total (GL) foi de 287 e que os graus de liberdade (GL), dos resíduos a e b, foram de 24 e 168, respectivamente.

Quadro 8 - Análise de variância dos valores do CUC

Fontes de variação	G.L.	Soma de quadrado	Quadrado médio	F
Modelo	2	330,6373	165,3187	47,30*
Tratamento	3	434,2277	144,7426	41,42*
Modelo x tratamento	6	142,4482	23,7414	6,79*
Resíduo (a)	24	83,8756	3,4948	
Tempo	7	528,9810	75,5687	39,97*
Tempo x modelo	14	116,7283	8,3377	4,41*
Tempo x tratamento	21	652,5740	31,0749	16,44*
Tempo x modelo x tratamento	42	188,8412	4,4962	2,38*
Resíduo (b)	168	317,6283	1,8906	
<b>Total</b>	<b>287</b>			

\* Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste "F".

\*\* Coeficiente de variação da subparcela igual a 1,43%.

\*\*\* Coeficiente de variação da parcela igual a 19,07%.

#### 4.3.1.2. Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)

O CUD mostrou-se mais sensível às variações da uniformidade de aplicação de água pelo efeito do entupimento do que o CUC, pois, em seu cálculo, usou-se o valor médio dos 25% menores valores das vazões. Estão apresentados nas Figuras 14, 15, 16 e 17 os valores médios do CUD dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, ao longo do tempo de operação das unidades de

irrigação submetidas aos tratamentos T1, T2, T3 e T4. De acordo com os valores médios do CUD, observados na Figura 14, a uniformidade de aplicação de água, em todos os modelos de gotejadores, decresceu com o aumento do tempo de funcionamento. Na primeira avaliação, os valores médios do CUD foram classificados como excelentes nos três modelos. No entanto, na última avaliação os valores médios de CUD foram de 89,88; 65,42; e 72,14% nos modelos M1, M2 e M3, classificados como bom, ruim e regular, respectivamente. Estabelecendo comparação entre a primeira e última avaliação, constataram-se reduções nos valores do CUD de 7,50; 31,98; e 25,92% nos modelos M1, M2 e M3, respectivamente.

Nas Figuras 15, 16 e 17 estão apresentados os valores médios do CUD dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3 que receberam os tratamentos químicos T2, T3 e T4. No tratamento T2, apresentado na Figura 15, os modelos M1 e M3 apresentaram valores médios de CUD muito semelhantes ao longo do período de ensaio, sendo todos classificados como excelentes, no que se refere à uniformidade de aplicação de água. Entretanto, o modelo M2, nos tempos de funcionamento de 400 e 480 horas, proporcionou valores médios do CUD de 88,25 e 86,14%, classificados como bons. Verificou-se no tratamento T3, conforme apresentado na Figura 16, que apenas os valores médios do CUD para os modelos M1 e M2, no tempo de funcionamento de 320 horas, foram classificados como bons. Os demais valores ficaram na faixa de excelente. Na Figura 17, observa-se que os valores médios de CUD com relação ao modelo M1, no tempo de funcionamento de 560 horas, e ao modelo M2, no tempo de funcionamento de 480 horas, foram os únicos classificados como bons; os demais valores receberam a classificação excelente.

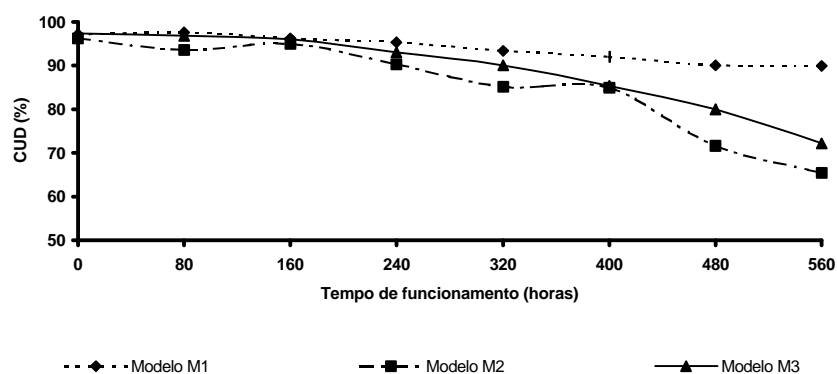


Figura 14 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T1.

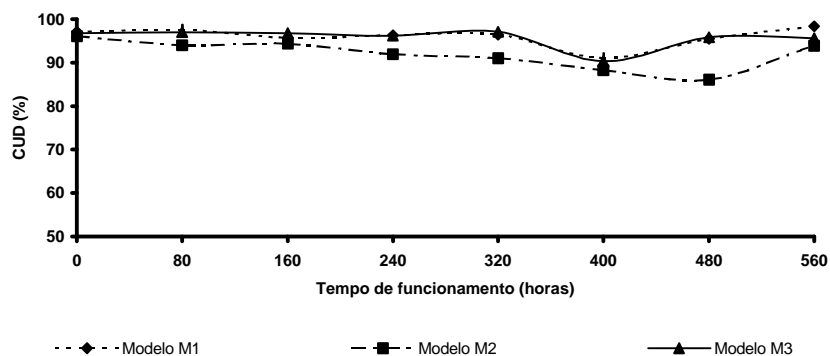


Figura 15 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T2.

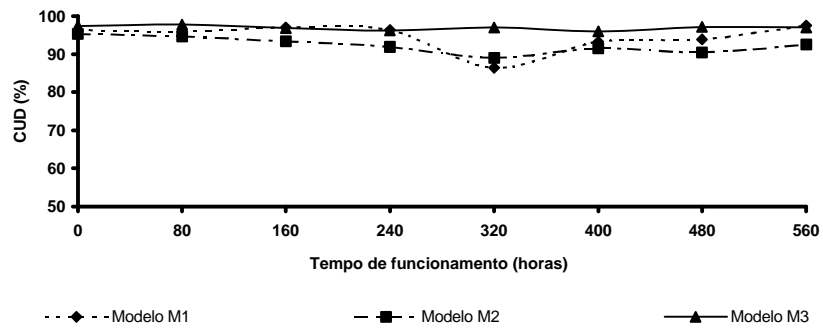


Figura 16 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T3.

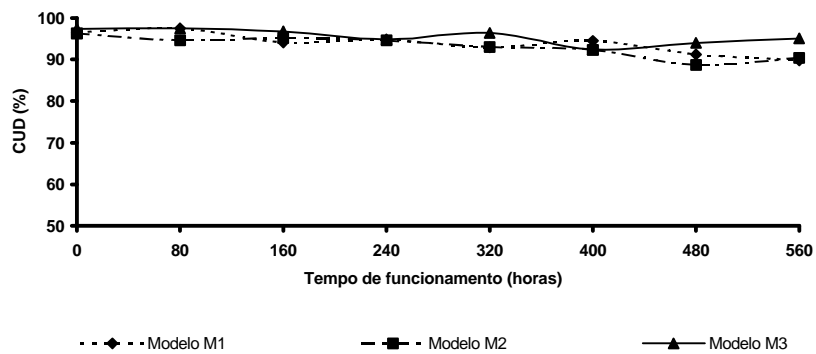


Figura 17 - Valores médios de CUD, obtidos, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T4.

Os resultados da análise de variância dos valores de CUD estão apresentados no Quadro 9. Constatou-se, nesse quadro, que as fontes de variação tanto da parcela (modelo, tratamento e interação modelo x tratamento) quanto da subparcela (tempo, interação tempo x modelo, interação tempo x tratamento e interação tempo x modelo x tratamento) foram significativas, a 5% de significância. Para a variável dependente CUD o coeficiente de variação da subparcela foi de 3,06%, enquanto, o coeficiente de variação da parcela, de 40,68%.

Quadro 9 - Análise de variância dos valores de CUD

Fontes de variação	G.L.	Soma de quadrado	Quadrado médio	F
Modelo	2	896,3333	448,1666	29,07*
Tratamento	3	1.422,0830	474,0276	30,75*
Modelo x tratamento	6	592,0182	98,6697	6,40*
Resíduo (a)	24	370,0237	15,4176	
Tempo	7	2.133,0960	304,7281	37,42*
Tempo x modelo	14	451,6971	32,2641	3,96*
Tempo x tratamento	21	2.423,8980	115,4237	14,18*
Tempo x modelo x tratamento	42	711,6668	16,9444	2,08*
Resíduo (b)	168	1.367,9450	8,1425	
<b>Total</b>	<b>287</b>			

\* Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste "F".

\*\* Coeficiente de variação da subparcela igual a 3,06%.

\*\*\* Coeficiente de variação da parcela igual a 40,68%.

#### 4.3.1.3. Vazão dos gotejadores

Os valores médios das vazões dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, ao longo do período de ensaio, submetidos aos tratamentos T1, T2, T3 e T4, podem ser observados nas Figuras 18, 19, 20 e 21. Estabelecendo comparação entre os tempos de funcionamento de 0 e 560 horas, verificaram-se reduções de 11,86; 20,18; e 19,43% na vazão média dos modelos M1, M2 e M3, respectivamente, como pode ser verificado na Figura 18. Observa-se, nas Figuras

19, 20 e 21, que o modelo M2 apresentou queda no valor médio da vazão, ao longo do tempo de funcionamento, independentemente do tratamento químico utilizado. No entanto, os modelos M1 e M3 apresentaram tendência em manter os valores médios da vazão obtidos nas duas primeiras avaliações.

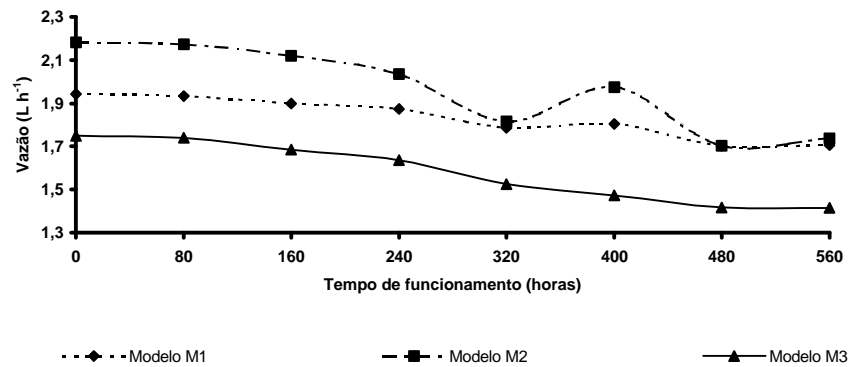


Figura 18 - Vazão média obtida, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T1.

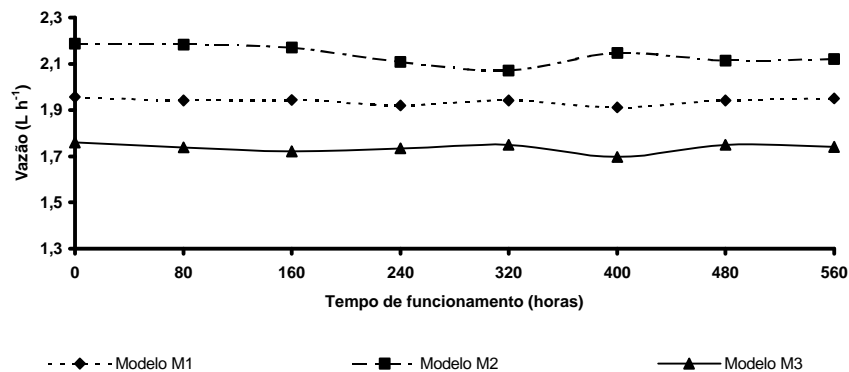


Figura 19 - Vazão média obtida, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T2.

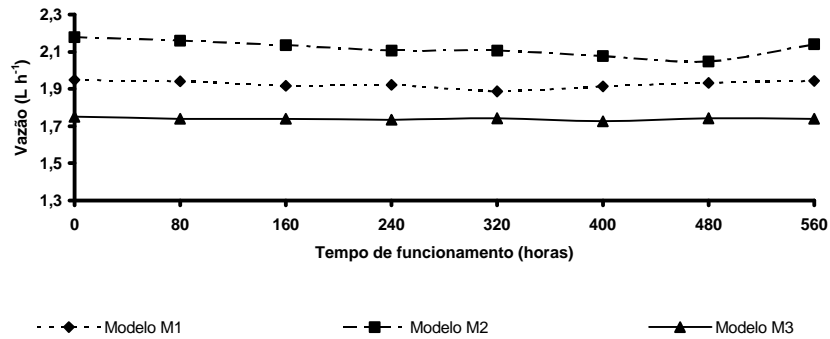


Figura 20 - Vazão média obtida, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T3.

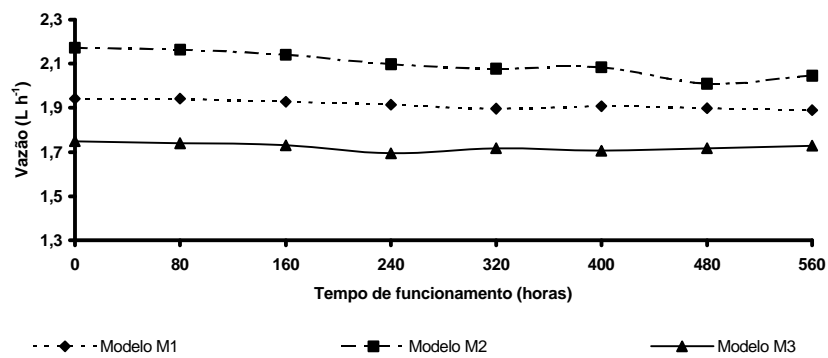


Figura 21 - Vazão média obtida, ao longo do tempo, com a utilização dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, no tratamento T4.

No Quadro 10 está apresentada a análise de variância dos valores de vazão dos gotejadores. Verificou-se, nesse quadro, que as fontes de variação tanto da parcela (modelo, tratamento e interação modelo x tratamento) quanto da subparcela (tempo, interação tempo x modelo, interação tempo x tratamento e interação tempo x modelo x tratamento) foram significativas, a 5% de significância. Os coeficientes de variação da subparcela e da parcela foram de 1,21 e 2,26%, respectivamente.

Quadro 10 - Análise de variância dos valores de vazão dos gotejadores

Fontes de variação	G.L.	Soma de quadrado	Quadrado médio	F
Modelo	2	7,2791	3,6396	3760,02*
Tratamento	3	0,9738	0,3246	335,36*
Modelo x tratamento	6	0,0414	0,0069	7,14*
Resíduo (a)	24	0,0232	0,0010	
Tempo	7	0,5962	0,0852	163,30*
Tempo x modelo	14	0,1324	0,0094	18,14*
Tempo x tratamento	21	0,7576	0,0361	69,20*
Tempo x modelo x tratamento	42	0,0874	0,0021	3,99*
Resíduo (b)	168	0,0876	0,0005	
<b>Total</b>	<b>287</b>			

\* Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste "F".

\*\* Coeficiente de variação da subparcela igual a 1,21%.

\*\*\* Coeficiente de variação da parcela igual a 2,26%.

#### 4.3.1.4. Testes de média e análises de regressão

No Quadro 11 estão apresentados os valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da fonte de variação modelo das análises de variância. Constatou-se, nesse quadro, que os valores médios do CUC e do CUD dos modelos de gotejador M1 e M3 diferem dos valores médios obtidos para o modelo M2, confirmando a maior sensibilidade desse modelo de gotejador ao entupimento.

Quadro 11 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da fonte de variação modelo das análises de variância

Variável dependente	Modelo*		
	M1	M2	M3
CUC (%)	96,93 a	94,56 b	96,73 a
CUD (%)	94,56 a	90,68 b	94,28 a
Vazão (L h <sup>-1</sup> )	1,90 b	2,08 a	1,69 c

\* Médias com a mesma letra, entre colunas, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Verificou-se, no Quadro 12, que os tratamentos T2, T3 e T4 não diferem entre si, com relação às variáveis dependentes CUC e CUD, porém estes diferem do tratamento T1. Com relação à vazão média, o tratamento T1 difere dos demais. Tais resultados indicam a eficiência dos distintos tratamentos químicos na prevenção contra entupimento dos gotejadores.

Quadro 12 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da fonte de variação tratamento das análises de variância

Variável dependente	Tratamento*			
	T1	T2	T3	T4
CUC (%)	93,95 b	96,84 a	96,87 a	96,63 a
CUD (%)	89,33 b	94,52 a	94,64 a	94,19 a
Vazão (L h <sup>-1</sup> )	1,79 c	1,94 a	1,93 a	1,91 b

\* Médias com a mesma letra, entre colunas, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

No Quadro 13 estão apresentados os valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tratamento x modelo obtida nas análises de variância. No modelo M1, os tratamentos T1, T2, T3 e T4 não diferem entre si, quanto às variáveis dependentes CUC e CUD, porém, em relação à vazão, o tratamento T1 difere dos demais, que receberam aplicação de produtos químicos. Em relação aos modelos M2 e M3, os tratamentos T2, T3 e T4 não diferem entre si em relação às variáveis dependentes CUC, CUD e vazão, mas estes diferem do tratamento T1.

Quadro 13 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tratamento x modelo das análises de variância

Variável dependente	Modelo	Tratamento*			
		T1	T2	T3	T4
CUC (%)	M1	96,42 a	97,68 a	96,96 a	96,67 a
	M2	91,59 b	95,25 a	95,64 a	95,77 a
	M3	93,85 b	97,59 a	98,02 a	97,45 a
CUD (%)	M1	93,96 a	95,85 a	94,52 a	93,89 a
	M2	85,23 b	91,97 a	92,40 a	93,12 a
	M3	88,80 b	95,74 a	97,01 a	95,55 a
Vazão (L h <sup>-1</sup> )	M1	1,83 b	1,94 a	1,93 a	1,92 a
	M2	1,97 c	2,14 ab	2,12 ab	2,10 b
	M3	1,58 b	1,74 a	1,73 ab	1,72 ab

\* Médias com a mesma letra, entre colunas, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Estão apresentados no Quadro 14 os valores médios do CUC, CUD e vazão da fonte variação tempo de funcionamento obtida nas análises de variância. No tempo de funcionamento de 240 horas, começa a existir diferença significativa entre os valores médios do CUC e do CUD, porém, para a vazão, tal diferenciação teve início no tempo de funcionamento de 160 horas.

Quadro 14 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da fonte de variação tempo de operação das análises de variância

Variável dependente	Tempo de funcionamento* (horas)							
	0	80	160	240	320	400	480	560
CUC (%)	97,75 a	97,54 ab	97,39 ab	96,69 b	95,60 c	95,02 cd	94,29 d	94,31 d
CUD (%)	96,65 a	96,19 ab	95,61 ab	94,35 bc	92,33 cd	90,98 de	89,54 e	89,72 e
Vazão (L h <sup>-1</sup> )	1,96 a	1,95 a	1,93 b	1,90 c	1,86 de	1,87 d	1,83 f	1,85 ef

\* Médias com a mesma letra, entre colunas, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Verificou-se no modelo de gotejador M1, que os valores médios do CUC e CUD não se diferem ao longo do tempo de funcionamento das unidades de irrigação, conforme apresentado no Quadro 15. No entanto, constatou-se distinção dos valores médios da vazão nesse mesmo modelo de gotejador, a partir do tempo de funcionamento de 320 horas. O modelo M2 não apresentou diferença

significativa entre os tempos de operação para a variável dependente CUC, no entanto para as variáveis dependentes CUD e vazão verificaram-se diferenças significativas entre alguns tempos de operação. O modelo M3 apresentou diferença significativa entre os tempos de funcionamento somente para a variável dependente vazão, a partir de 240 horas de funcionamento.

Quadro 15 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tempo x modelo das análises de variância

Variável dependente	Modelo	Tempo de funcionamento* (horas)							
		0	80	160	240	320	400	480	560
CUC (%)	M1	97,92	98,16	97,70	97,47	95,76	96,10	95,91	96,43
		abcde	abcd	abcde	abcde	e	cde	de	bcde
	M2	97,26	96,39	96,52	95,32	94,01	93,85	91,42	91,74
		abcde	abcde	abcd	bccde	c	cde	dcde	de
	M3	98,08	98,06	97,95	97,28	97,03	95,10	95,55	94,76
		abcde	abcde	abcd	abcde	abc	ccde	bce	ce
CUD (%)	M1	96,77	97,16	95,77	95,53	92,29	92,69	92,66	93,57
		abc	abc	abc	abc	c	c	c	bc
	M2	95,94	94,19	94,47	92,26	89,54	89,23	84,21	85,60
		abc	abc	abc	bcc	c	c	dc	d
	M3	97,24	97,22	96,60	95,26	95,15	91,02	91,74	89,98
		abc	abc	abc	abc	abc	cc	bc	c
Vazão (L h <sup>-1</sup> )	M1	1,95	1,94	1,92	1,91	1,88	1,88	1,87	1,87
		ab	ab	abc	bcd	d	cd	d	d
	M2	2,18	2,17	2,14	2,09	2,02	2,07	1,97	2,01
		ab	ab	bbc	ccd	dd	c	e	d
	M3	1,75	1,74	1,72	1,69	1,68	1,65	1,66	1,66
		ab	ab	bbc	cdd	cde	e	de	de

\* Médias com letras iguais, entre colunas, não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Estão apresentados no Quadro 16 os valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tempo x tratamento obtida nas análises de variância.

No tratamento T1, constatou-se diferença significativa entre os valores médios do CUC, CUD e vazão ao longo do tempo de operação das unidades de irrigação. Verificou-se que os valores médios do CUC, do CUD e da vazão dos tratamentos T2, T3 e T4 não apresentam diferenças significativas quando se estabelece comparação entre os tempos de funcionamento de 0, 80, 160, 240,

320, 400, 480 e 560 horas, com exceção do CUD médio do tratamento T2, correspondente ao tempo de 400 horas, que por sua vez difere do CUD médio do tempo de 0 horas.

Quadro 16 - Valores médios do CUC, CUD e vazão e os testes de média da interação tempo x tratamento das análises de variância

Variável dependente	Tratamento	Tempo de funcionamento* (horas)							
		0	80	160	240	320	400	480	560
CUC (%)	T1	97,83 ab	97,40 abc	97,41 abc	95,69 bcd	93,87 cd	92,92 d	89,46 e	87,04 f
	T2	97,82 ab	97,61 abc	97,40 abc	97,01 ab	97,06 ab	94,49 b	95,94 ab	97,39 abd
	T3	97,65 ab	97,60 abc	97,41 abc	97,18 ab	94,92 bbd	96,40 ab	96,49 ab	97,33 ab
	T4	97,72 abc	97,54 abc	97,33 abc	96,89 abc	96,56 abc	96,25 abc	95,28 cb	95,47 bc
	T1	96,91 ab	95,94 ab	95,69 ab	92,86 abc	89,53 bc	87,39 c	80,53 d	75,81 e
	T2	96,66 ab	96,19 abc	95,65 abc	94,83 abc	94,86 abc	89,89 c	92,53 bc	95,54 abc
	T3	96,34 ab	96,15 abc	95,73 abc	95,03 abc	90,80 bbc	93,55 ab	93,82 ab	95,73 abc
	T4	96,70 abc	96,48 abc	95,38 abc	94,68 abc	94,12 abc	93,09 abc	91,27 cbc	91,78 bc
Vazão (L h <sup>-1</sup> )	T1	1,96 a	1,95 a	1,90 b	1,85 c	1,71 e	1,75 d	1,61 f	1,62 f
	T2	1,97 abc	1,95 abc	1,94 abc	1,92 c	1,92 c	1,92 c	1,94 bc	1,94 abc
	T3	1,96 abcd	1,95 abcd	1,93 abcd	1,91 bcd	1,91 cd	1,91 dbc	1,91 dc	1,94 abcd
	T4	1,95 abcd	1,95 abcd	1,93 abcd	1,90 bcd	1,90 cbc	1,90 cd	1,88 cbcd	1,89 cc

\* Médias com letras iguais, entre colunas, não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

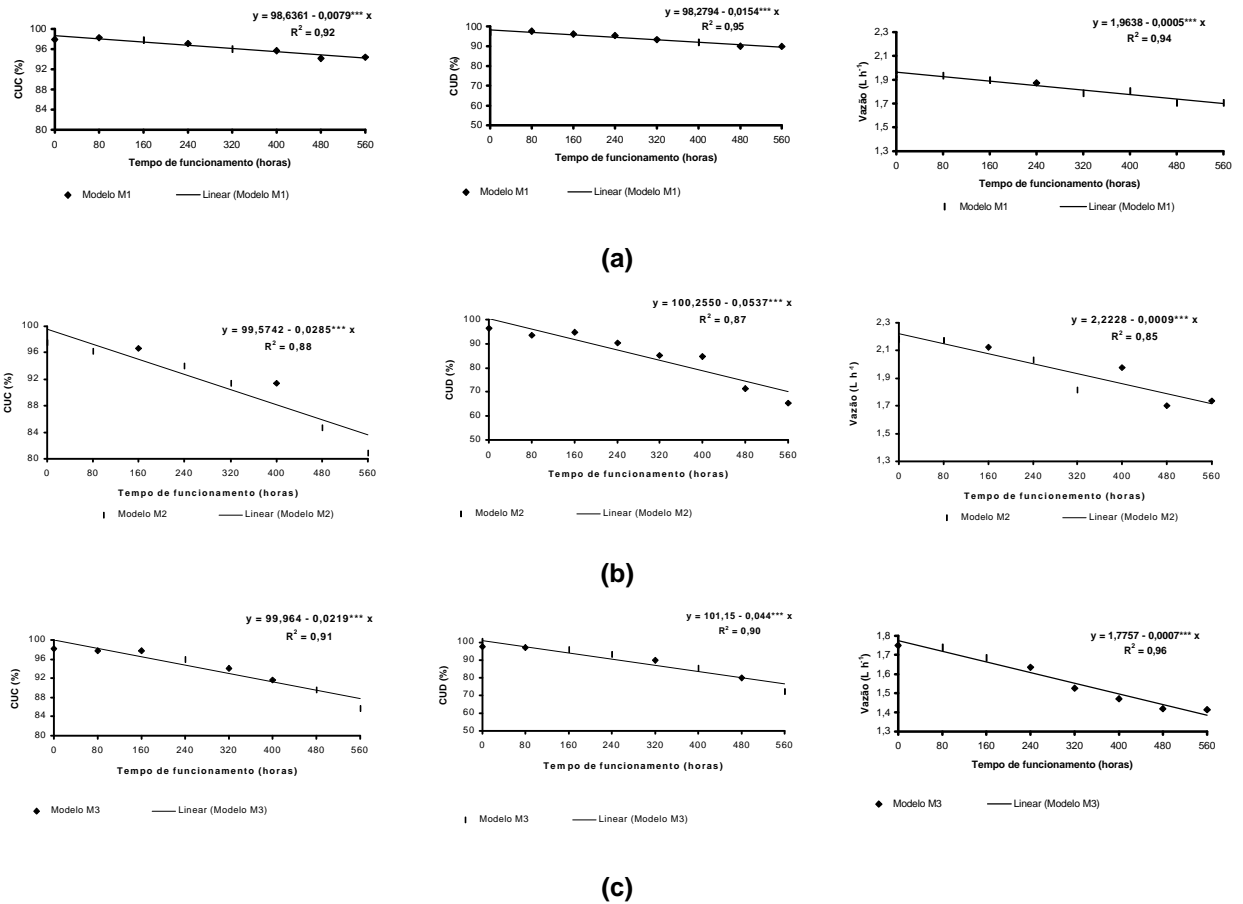


Figura 22 - Valores médios das variáveis dependentes CUC, CUD e vazão ao longo do tempo, nos modelos de gotejadores M1(a), M2(b) e M3(c) no tratamento T1, e respectivos modelos de regressão a 0,1% (\*\*\*) de probabilidade, pelo teste “t”.

O desdobramento da interação tripla tempo x modelo x tratamento das variáveis dependentes CUC, CUD e vazão está apresentado na Figura 22. As análises de regressão foram realizadas somente no tratamento T1, com a finalidade de obter modelos matemáticos que representem a influência do entupimento no desempenho de distintos gotejadores. Para tal propósito, foram testados cinco modelos de regressão (linear, quadrático, cúbico, raiz quadrada e raiz cúbica), dos quais selecionou-se o modelo de regressão linear, apresentado na Figura 22. A escolha desse modelo de regressão baseou-se na significância dos coeficientes das equações de regressão (utilizando-se o teste “t” a 0,1% de

probabilidade) e no coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Verificou-se que os valores dos coeficientes de determinação foram elevados e que variaram de 0,85 a 0,96, o que comprova o bom ajuste do modelo de regressão escolhido.

#### **4.3.2. Desempenho do filtro de disco**

Os resultados da eficiência de remoção dos sólidos suspensos pelo filtro de disco de 120 mesh, instalado na plataforma de testes, estão apresentados nas Figuras 23 e 24. Observou-se que os valores da perda de carga no filtro foram sempre inferiores ao limite de 20 kPa, proposto por PIZARRO CABELLO (1990) e BERNARDO (1995), conforme apresentado na Figura 23. As concentrações de sólidos suspensos, obtidas no esgoto sanitário tratado, a montante e a jusante do elemento filtrante, apresentaram variações de 10 a 118 mg L<sup>-1</sup> e de 8 a 42 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Nos tempos de funcionamento de 7, 12 e 13 horas, a concentração dos sólidos suspensos a jusante do filtro foi superior à obtida a montante dele, devido ao acúmulo de partículas nas ranhuras dos anéis do elemento filtrante. Com relação à eficiência de remoção dos sólidos suspensos, verificou-se que essa variou de 0 a 80,95%, como pode ser observado na Figura 24. O valor médio da eficiência de remoção dos sólidos suspensos ao longo do período de ensaio foi de 28,34% e o valor do coeficiente de variação, de 94,70%. Apesar do baixo valor da perda de carga, verificaram-se, após cinco horas de funcionamento, oscilações consideráveis nos valores da eficiência de remoção dos sólidos suspensos.

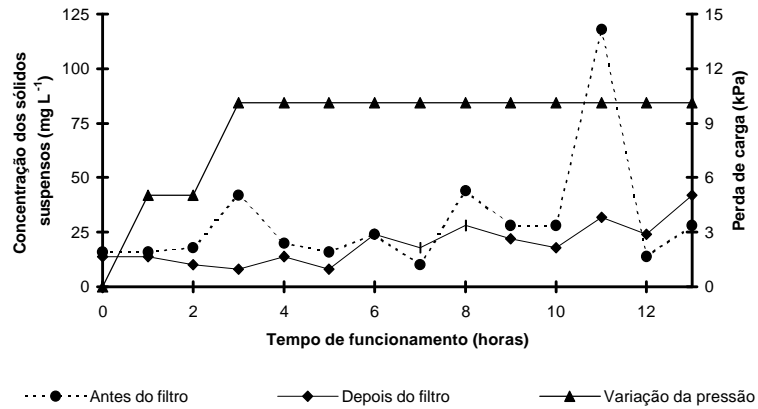


Figura 23 - Variações das concentrações de sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, a montante e a jusante do filtro de disco e da perda de carga, ocorridas ao longo do dia 18/11 de 2003.

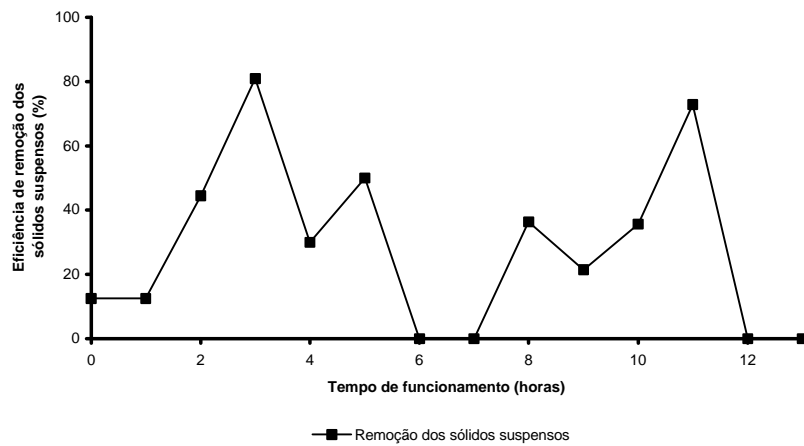


Figura 24 - Variações da eficiência de remoção dos sólidos suspensos no esgoto sanitário tratado, pela passagem no elemento filtrante, ocorridas ao longo do dia 18/11 de 2003.

Durante o período de ensaio, observou-se que os principais causadores de entupimento tanto no filtro de membrana quanto no filtro de disco foram os seguintes: larvas de insetos (larvas de dípteros e principalmente larvas de quironomídeos), pequenos caramujos, zooplâncton (principalmente devido à ocorrência da espécie *Moina micrura* com tamanho entre 500 e 1.000  $\mu\text{m}$ ) e fitoplâncton (principalmente algas do grupo Chlorophyta). Parte desses agentes causadores de entupimento está apresentada na Figura 25.



Figura 25 - Detalhe do material causador de entupimento preso nas ranhuras de um dos discos do elemento filtrante.

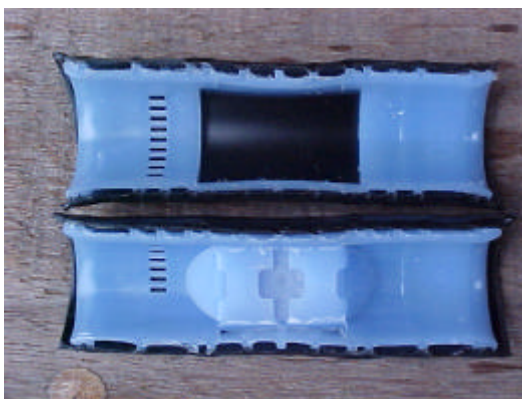
### 4.3.3. Descrição do processo de entupimento dos gotejadores

Decorrido o tempo de operação de 560 horas, procedeu-se à retirada de amostras dos três modelos de gotejadores, para análise do material causador de entupimento. Nessas amostras, identificou-se uma biomassa de coloração verde, preenchendo tanto os labirintos quanto as pequenas aberturas dos filtros secundários dos gotejadores, conforme apresentado na Figura 26. A acumulação do biofilme nos gotejadores acarretou redução da vazão, devido à combinação de dois efeitos, o primeiro com relação à diminuição da área de secção de escoamento dos labirintos, e o segundo refere-se à formação de biofilme sobre os filtros secundários dos gotejadores, dificultando a entrada do esgoto sanitário tratado pelas pequenas aberturas. Na Figura 26, podem-se observar as pequenas aberturas dos filtros secundários dos gotejadores sendo preenchidas pelo biofilme. Durante as avaliações da uniformidade da aplicação de água, constatou-se maior número de gotejadores com obstrução parcial ou total no início e final das linhas laterais.

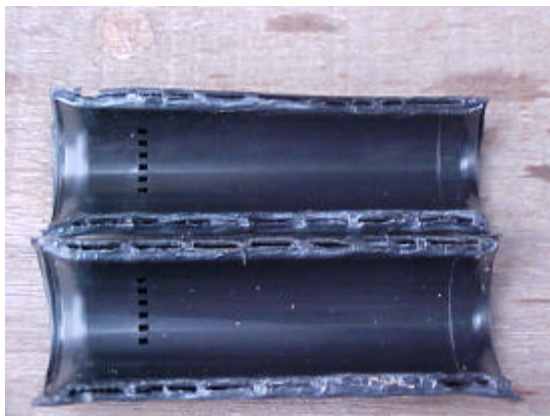
O material de obstrução resultou da interação entre bactérias e algas presentes na água residuária, que formaram aglomerados na forma de cocos e de pequenos bastonetes. Os gêneros de bactérias *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter*, juntamente com a ferrobactéria da espécie *cremothix* sp., formaram um muco microbiano, no qual se aderiram partículas, principalmente de origem orgânica, representadas por células de algas vivas ou em decomposição. As algas predominantes pertenciam aos filos Cyanophyta (gênero *Chlorococcus*), Euglenophyta (gêneros *Euglena* e *Phacus*) e Chlorophyta (gêneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* e *Sphaerocystis*). Nesse biofilme complexo foram identificados, também, cianobactérias e protozoários, porém em menores proporções em relação às algas e às bactérias formadoras de mucilagem.



(a)



(b)



(c)

Figura 26 - Amostras dos modelos de gotejadores M1 (a), M2 (b) e M3 (c) sem e com a presença do biofilme.

#### 4.3.4. Avaliação econômica do tratamento químico

Na Figura 27 pode ser observada a relação entre as concentrações do dicloisocianurato de sódio e do cloro residual livre, resultante da hidrólise com a água residuária. Verifica-se, nessa figura, que a concentração do cloro residual livre aumentou, juntamente com a do derivado clorado orgânico.

Nos tratamentos T2, T3 e T4 foram utilizadas as concentrações de 10, 30 e 50 mg L<sup>-1</sup> do dicloroisocianurato de sódio, para manter no esgoto sanitário de lagoa de maturação níveis médios de cloro residual livre de 0,4; 1,0; e 1,9 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

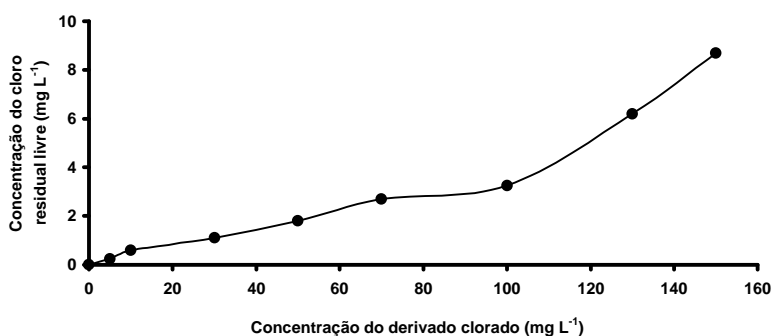


Figura 27 - Relação entre as concentrações de dicloroisocianurato de sódio e cloro residual livre no esgoto sanitário da lagoa de maturação.

No Quadro 17 estão apresentados os custos anuais das aplicações do dicloroisocianurato de sódio e do ácido fosfórico de forma intermitente, como medida preventiva contra a obstrução de gotejadores, nos tratamentos T2, T3 e T4, em sistemas de irrigação por gotejamento utilizados para a fertirrigação de cafeeiros com esgoto sanitário tratado, no município de Viçosa, Minas Gerais. Nos

cálculos dos custos anuais, considerou-se que o cafeeiro adulto, nas condições climáticas da região, necessitava de 259 horas de aplicação do esgoto sanitário tratado. Tal valor foi obtido por meio de simulações realizadas com o suporte do programa computacional IRRIGA. Assim, se as aplicações dos produtos químicos forem realizadas a cada 35 horas de operação do sistema de irrigação, durante uma hora, seriam necessárias sete aplicações por ano. Observou-se que os custos com as aplicações de ácido fosfórico representavam 94,14; 84,26; e 76,26% dos custos totais, nos tratamentos T2, T3 e T4, respectivamente. Nessa avaliação econômica, deve-se levar em consideração que o custo total com tratamento químico pode ser amenizado com o que se economizasse em adubação.

Quadro 17 - Custos anuais de distintos tratamentos preventivos, com relação ao risco de obstrução de gotejadores, em sistemas de irrigação por gotejamento que fertirrigam com esgoto sanitário de lagoa de maturação cafeeiros adultos cultivados no município de Viçosa, Minas Gerais

Tratamentos	Cloração	Acidificação	Cloração e acidificação
	Custo ano <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> (R\$)	Custo ano <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> (R\$)	Custo total ano <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> (R\$)
T2	21,69	348,38	370,07
T3	65,06	348,38	413,44
T4	108,43	348,38	456,81

De acordo com o fabricante, o dicloroisocianurato de sódio não gera substâncias cancerígenas durante a cloração de águas utilizadas para o abastecimento público. No entanto, não existem pesquisas avaliando a sustentabilidade ambiental deste produto por ocasião do tratamento de águas residuárias.

## 5. RESUMO E CONCLUSÕES

Este trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento aplicando esgoto sanitário de lagoa de maturação, bem como identificar os principais fatores causadores de entupimento de gotejadores e a eficiência de distintos tratamentos químicos na prevenção da obstrução destes equipamentos. Foi realizado na Estação-Piloto de Tratamento de Esgoto (EPTE), localizada em uma das áreas experimentais do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em Viçosa, Minas Gerais.

Após receber tratamento na lagoa de maturação, o esgoto sanitário era utilizado na fertirrigação de cafeeiros, por meio de um sistema de irrigação por gotejamento. Esse sistema foi montado com gotejadores do modelo G1 e um filtro de membrana automatizado de 550 mesh.

Realizaram-se quatro avaliações da uniformidade de aplicação de água, além de um teste para verificação da eficiência do elemento filtrante na remoção dos sólidos suspensos. Posteriormente, ao lado da lagoa de maturação, foi construída uma plataforma de testes, que constava de um filtro de disco de 120 mesh e de quatro unidades de irrigação, com três modelos de gotejadores (modelos M1, M2 e M3) em cada uma, e cada unidade de irrigação recebeu o seguinte tratamento químico: tratamento T1 (sem aplicação de produtos

químicos), tratamento T2 (acidificação, mantendo um valor de pH médio de 6,6 e cloração para obtenção de um nível de 0,4 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre no final das linhas laterais), tratamento T3 (acidificação, mantendo um valor de pH médio de 6,6 e cloração para obtenção de um nível de 1,0 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre no final das linhas laterais) e tratamento T4 (acidificação, mantendo um valor de pH médio de 6,6 e cloração para obtenção de um nível de 1,9 mg L<sup>-1</sup> de cloro residual livre no final das linhas laterais). Avaliou-se, também, a eficiência de remoção dos sólidos suspensos pelo elemento filtrante do filtro de disco.

Durante os ensaios, foram feitas coletas do esgoto sanitário da lagoa de maturação para realização de análises físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas.

De acordo com os resultados apresentados, pode-se concluir que:

- O esgoto sanitário da lagoa de maturação apresentou um grande potencial para obstrução de gotejadores e de sistemas de filtragem.
- A formação de um biofilme, de coloração verde, resultante da interação entre colônias de bactérias e algas, propiciou entupimento parcial e total dos gotejadores.
- Partículas orgânicas, representadas por zooplâncton, fitoplâncton e larvas de insetos, foram os principais fatores causadores de entupimento nos sistemas de filtragem.
- Ocorreu decréscimo na uniformidade de aplicação de água no sistema de irrigação por gotejamento montado no campo, comprovando que somente filtragem e abertura dos finais de linha não previnem a obstrução de gotejadores durante a aplicação de esgoto sanitário da lagoa de maturação. O modelo de gotejador G1 apresentou reduções no CUC, no CUD e na vazão de 4,49; 10,58; e 4,56%.

- Em média, tanto o filtro de disco quanto o filtro de membrana apresentaram desempenho semelhante com relação à remoção dos sólidos suspensos, em relação aos testes realizados. Entretanto, a acumulação de material orgânico no elemento filtrante do filtro de membrana afetou a eficiência da retrolavagem após nove horas de operação contínua.
- Ocorreu decréscimo do CUC, do CUD e da vazão dos gotejadores dos modelos M1, M2 e M3 montados na plataforma de testes, devido à aplicação do esgoto sanitário da lagoa de maturação sem tratamento químico. Após 560 horas de funcionamento ocorreram reduções nos valores do CUC, do CUD e da vazão dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3 de 3,63, 7,50 e 11,86%; de 16,96, 31,98 e 20,18%; e de 12,53, 25,92 e 19,53%.
- A uniformidade de aplicação de água dos modelos de gotejadores M1, M2 e M3, submetidos à aplicação dos produtos químicos pelos tratamentos T2, T3 e T4 para a prevenção do entupimento, foi classificada como excelente em quase todas as avaliações realizadas no experimento montado sobre a plataforma de testes.
- Os distintos tratamentos químicos do esgoto sanitário da lagoa de maturação minimizaram a formação de mucilagem bacteriana no interior das linhas laterais com gotejadores dos modelos M1, M2 e M3. No entanto, estudos devem ser conduzidos para uma avaliação precisa da sustentabilidade ambiental do derivado clorado utilizado.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADIN, A., SACKS, M. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. **Journal of the Irrigation and Drainage Engineering**, v. 117, n. 6, p. 813-826, 1991.

ADIN, A.; ELIMELECH, M. Particle filtration for wastewater irrigation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 115, n. 3, p.474-487, 1989.

ADIN, A.; RUBINSTEIN, L.; ZILBERMAN, A. Particle characterisation in wastewater effluents in relation to filtration and irrigation. **Filtration & Separation**, p. 284-287, 1988.

AL-NAKSHABANDI, G. A.; SAQQAR, M. M.; SHATANAWI, M. R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associados with the use of the wastewater for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management**, v. 34, p. 81-94, 1997.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, D. C.: APAHA, 1998. Não paginado.

ASAE EP 458. Field evaluation of microirrigation systems. **ASAE Standards**, St. Joseph, p. 792-797, 2001a.

ASAE S 539. Media filters for irrigation – Testing and performance. **ASAE Standards**, St. Joseph, p. 990-996, 2001b.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**; tradução de H.R. Gheyi, J.F. de Medeiros, F.A.V. Damaceno. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO 29, 1999).

BARTONE, C.; ARLOSOROFF, S. Irrigation reuse of pond effluents in developing countries. **Water Science and Technology**, v.19, n.12, p. 289-297, 1987.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. 6. ed. Viçosa, MG: UFV, Impr. Univ. 1995. 657 p.

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

BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, v. 2, p. 149-162, 1979.

CLARK, G. A.; SMAJSTRLA, A. G. **Treating irrigation systems with chlorine**. Gainesville: Florida Cooperative Extension Service, University of Florida., 1996. (Circular 1039).

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA. **Norma T – 161/10**. Determinação da demanda bioquímica de oxigênio para método iodométrico. Belo Horizonte: COPASA, 1991a. 5 p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA. **Norma T – 162/10**. Determinação da demanda química de oxigênio para método iodométrico. Belo Horizonte: COPASA, 1991b. 4 p.

CORDEIRO, E. de A.; VIEIRA, G. H. S.; MANTOVANI, E. C. **Principais causas de obstrução de gotejadores e possíveis soluções**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa/Departamento de Engenharia Agrícola, 2003. (Boletim técnico n. 6 ISSN 1518-9953).

CULP, R. L.; WESNER, G. M.; CULP, G. L. **Handbook of advanced wastewater**. New York: Van Nostrad, 1978, 631p.

DE BEER, D.; SRINIVASAN, R.; STEWART, P. S. Direct measurement of chlorine penetration into biofilms during disinfection. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 60, n. 12, p. 4339-4344, 1994.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA DA COMISSÃO DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM nº 010, de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de água, e dá outras providências. In: VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 3. ed. Belo Horizonte: Imprimatur, 1997. p. 540-552.

DENÍCULI, W.; BERNARDO, S.; THIÁBAUT, J.T.L.; SEDYAMA, G. C. Uniformidade de distribuição de água, em condições de campo num sistema de irrigação por gotejamento. **Revista Ceres**, v. 27, n. 50, p. 155-162, 1980.

DERNAT, M.; POUILLOT, M. Theoretical and practical approach to the disinfection of municipal waste water using chlorine dioxide. **Water Science Technology**, v. 25, n. 12, p. 145-154, 1992.

DONNERMAIR, M. M.; BLATCHLEY, E. R. Disinfection efficacy of organic chloramines. **Water Research**, v. 37, p. 1557-1570, 2003.

DUONG, H. A.; BERG, M.; HOANG, M. H.; PHAM, H. V.; GALLARD, H.; GIGER, W.; VON GUNTEN, U. Trihalomethane formation by chlorination of ammonium-and-bromide-containing groundwater in water supplies of Hanoi, Vietnam. **Water Research**, v. 37, p. 3242-3252, 2003.

DYCHDALA, G. R. Chlorine and chlorine compounds. In: BLOCH, S. S. (Ed.). **Desinfection, sterilization and preservation**. 4 ed. Philadelphia: Lea & Febiger, 1991. p. 131-151.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Combined sewer overflow: Chlorine disinfection**. Washington, 1999. (Fact Sheet EPA 832-F99-034).

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. Sources, treatment, processes and uses of sewage effluent. In: **Irrigation with treated sewage effluent**. (Eds.) Berlin: Springer-Verlag, 1991. cap. 2, p. 3-33.

FORD, H. W. **Iron ochre and related sludge deposits in subsurface drain lines**. Gainesville: Florida Cooperative Extension Service, University of Florida, 1993. (Circular 671).

FORD, H. W. The importance of water quality in drip/trickle irrigation systems. **Proceedings of the International Society of Citriculture**, v. 1, p. 84-87, 1977.

FORD, H. W.; TUCKER, D. P. H. Blockage of drip irrigation filters and emitters by iron-sulfur-bacterial products. **Hortscience**, v. 10, n. 1, p. 62-64, 1975.

FURLANI, A. M. C.; CATANI, R. A.; MORAES, F. R. P. de; FRANCO, C. M. Efeitos da Aplicação de cloreto e de sulfato de potássio na nutrição do cafeeiro. Campinas: **Bragantia**, v. 35, n. 29, 349-364, 1976. p.

GILBERT, R. G.; FORD, H. W. Operational principles. In: NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. (Eds.). **Trickle irrigation for crop production**. Amsterdam: Elsevier, 1986, cap. 3, p. 142-163.

GILBERT, R. G.; NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A.; FRENCH, O. F.; ADAMSON, K. C. Trickle irrigation: emitter clogging and other flow problems. **Agricultural Water Management**, v. 3, p. 159-178, 1981.

HILLS, D. J.; BRENES, M. J. Microirrigation of wastewater effluent using drip tape. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 17, n. 3, p. 303-308, 2001.

HILLS, D. J.; EL-EBABY, F. G. Evaluation of microirrigation self-cleaning emitters. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 441-445, 1990.

HILLS, D. J.; NAWAR, F. M.; WALLER, P. M. Effects of chemical clogging on drip-tape irrigation uniformity. **Transaction of the ASAE**, v. 32, n. 4, p. 1202-1206, 1989.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamentos de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720 p.

KELLER, J.; BLIESNER, R. D. **Sprinkle and trickle irrigation**. New York: Avibook, 1990. 649 p.

KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation desing**. Glendora: Rain Bird Sprinkler Manufacturing, 1975. 133 p.

KIM, J.; CHUNG, Y.; SHIN, D.; KIM, M.; LEE, Y.; LIM, Y.; LEE, D. Chlorination by-products in surface water treatment process. **Desalination**, v. 151, p. 1-9, 2002.

LEON SUEMATSU, G.; CAVALLINI, J. M. **Tratamento e uso de águas residuárias**. Tradução de: H.R. Gheyi, A. König, B.S.O. Ceballos, F.A.V. Damasceno. Campina Grande: UFPB, 1999. 109p.

LIMA, L. A. Efeitos de sais no solo e na planta. In: GHEYI, H. J.; QUEROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. (Ed.). **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB, SBEA, 1997. cap. 4, p. 113-136.

LÓPEZ, J. R.; ABREU, J. M. H.; REGALADO, A. P.; HERNÁNDEZ, J. F. G. **Riego localizado**. Madrid: Mundi-Prensa, 1992. 405 p.

MACÊDO, J. A . B., MACÊDO BARRA, M. Derivados clorados de origem orgânica uma solução para o processo de desinfecção de água potável e para desinfecção de indústrias. In: CONGRESSO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **Anais...** Vitória: ABEAS, 2002. (CD-ROM).

MANTOVANI, E. C. **AVALIA**. Manual do usuário. Viçosa, MG: DEA/UFV–PNP&D/café EMBRAPA, 2002. 100 p.

MALAVOLTA, E. Nutrição, adubação e calagem para o cafeeiro. In: RENA, A. B. (Ed.). **Cultura do cafeeiro**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba, SP: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1986. 447 p.

MERRIAM, J. L.; KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation**: a guide for management. Logan: Utah State University, 1978. 271 p.

NAKAYAMA, F. S. Operational principles. In: NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. (Eds.). **Trickle irrigation for crop production**. Amsterdam: Elsevier, 1986, cap. 3, p. 164-187.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. Emitter clogging effects on trickle irrigation uniformity. **Transactions of the ASAE**, v. 24, n. 4, p. 77-80, 1981.

PARCHOMCHUCK, P. Temperature effects on emitter discharge rates. **Transactions of the ASAE**, v. 19, n. 4, p. 690-692, 1976.

PICOLOGLOU, B. F.; ZELVER, N.; CHARACKLIS, W. G. Biofilm growth and hydraulic performance. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 106, n. HY5, p. 733-746, 1980.

PITTS, D. J.; HAMAN, D. Z.; SMAJSTRLA, A. G. **Causes and prevention of emitter plugging in microirrigation systems**. Gainesville: Florida Cooperative Extension Service, University of Florida, 1990. (Bulletin 258)

PIZARRO CABELLO, F. Riegos localizados de alta frequência (RLAF) goteo, microaspersión, exudación. **2 ed. Madrid: Mundi-Prensa, 1990. 471p.**

RALPH, D. E.; STEVENSON, J. M. The role of bacteria in well clogging. **Water Reserch**, v. 29, n. 1, p. 365-369, 1995.

RAV-ACHA, C.; KUMMEL, M.; SALAMON, I.; ADIN, A. The effect of chemical oxidants on effluent constituents for drip irrigation. **Water Reserch**, v. 29, n. 1, p. 119-129, 1995.

RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SCHISCHA, A.; SAGI, G.; YECHIALY, Z.; LEV, Y. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. **Agricultural Water Management**, v. 33, p. 127-137, 1997.

RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SCHISCHA, A.; SAGI, G. Control of clogging in drip irrigation with stored reclaimed wastewater. **Irrigation Science**, v. 13, p. 129-139, 1992.

RESENDE, R. S.; COELHO, R. D.; PIEDADE, S. M. S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 3, p. 368-375, 2000a.

RESENDE, R. S.; COELHO, R. D.; PIEDADE, S. M. S. Eficiência da cloração da água de irrigação no tratamento de gotejadores com entupimento de causa biológica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 3, p. 382-389, 2000b.

RIBEIRO, L. F., FASANARO, R., LAPOLLI, F. R. **Dióxido de cloro**: suas características e aplicação na desinfecção de águas residuárias. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2001, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABEAS, 2000. (CD-ROM).

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água**. São Paulo: Edgard Blücher, 2002. 332 p.

SAGI, G. The effect of filter feeding fish on water quality in irrigation reservoirs. **Agricultural Water Management**, v. 22, p. 369-378, 1992.

SAGI, G.; PAZ, E.; RAVINA, I.; SCHISCHA, A.; MARCU, A.; YECHIELY, Z. Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa and sulfur bacteria. **International Microirrigation Congress**, 5., 1995. Proceedings...[S.P.:s.n.], 1995.

SHANNON, W. M.; JAMES, L. G.; BASSETT, D. L.; MITH, W. C. Sediment transport and deposition in trickle irrigation laterals. **Transactions of the ASAE**, v. 25, p. 160-164, 1982.

TAJRISHY, M. A.; HILLS, D. J.; TCHOBANOGLIOUS, G. Pretreatment of secondary effluent for drip irrigation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 120, n. 4, p. 716-731, 1994.

TAYLOR, H. D.; BASTOS, R. K. X.; PEARSON, H. W.; MARA, D. D. Drip irrigation with waste stabilisation pond effluents: Solving the problem of emitter fouling. **Water Science Technology**, v. 31, n. 12, p. 417-424, 1995.

TELTSCHEK, B.; AZOV, Y.; JUANICO, M.; SHELEF, G. Plankton community changes due to the addition of treated effluents to a freshwater reservoir used for drip irrigation. **Water Research**, v. 26, n. 5, p. 657-668, 1992.

TELTSCHEK, B.; JUANICO, M.; AZOV, Y.; BEM HARIM, I.; SHELEF, G. The clogging capacity of reclaimed wastewater: a new quality criterion for drip irrigation. **Water Science Technology**, v. 24, n. 9, p. 123-131, 1991.

THEIS, T. L.; SINGER, P. C. Complexation of iron(II) by organic matter and its effect on iron(III) oxygenation. **Environmental Science & Technology**, v. 8, n. 6, p. 569-573, 1974.

TROOIJEN, T. P.; LAMM, F. R.; STONE, L. R.; ALAM, M.; ROGERS, D. H.; CLARK, G. A.; SCHLEGEL, A. J. Subsurface drip irrigation using livestock wastewater: Dripline flow rates. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 15, n. 5, p. 505-508, 2000.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**-Princípios do tratamento biológico de água residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002. v. 3, 196 p.

WHITE, G. C. **Handbook of chlorination**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1992. 744 p.

WHO. Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. **World Health Organization**. Geneva: Switzerland, 1989. (Technical Report Series, n. 778).

WU, I. P. An assessment of hydraulic design of micro-irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 32, p. 275-284, 1997.

XU, G.; MAGEN, H.; TARCHITZKY, J.; KAFKAFI, U. Advances in chloride nutrition of plants. **Advances in Agronomy**, v. 68, p. 97-150, 2000.