

ÉLIO DE ALMEIDA CORDEIRO

INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO DE ÁGUA FERRUGINOSA NO  
DESEMPENHO DE SISTEMA 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  
2002

Aos meus pais Cesário e Francisca.

Dedico.

À minha esposa, Maria do Carmo.

Ofereço.

## AGRADECIMENTO

A Deus, pela constante em todas minhas dificuldades e fraquezas.

Aos meus pais, a minha gratidão é pequena , diante da grandeza do que vocês fizeram por mim.

A minha família, por terem abraçado este sonho junto comigo, por terem suportado minha ausência em momentos importantes, pelas palavras de incentivo e gesto de compreensão quando acontecia o desânimo.

Aos amigos e mestres, pelas horas dedicadas a dividir seus conhecimentos, despindo-se do sentimento de egoísmo, somando e partilhando a cada conquista.

A todos vocês dedico esta obra.

## **BIOGRAFIA**

ÈLIO DE ALMEIDA CORDEIRO, filho de Cesário Soares Cordeiro e Francisca de Almeida Cordeiro, nasceu na cidade de Seropédica, RJ, em 09 de março de 1957.

Em 1981, iniciou o curso de Licenciatura em Ciências Agrícolas na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, graduando-se em setembro de 1981.

De 1982 a 1983, foi professor do centro de treinamento agropecuário do estado do Amapá, convênio UFRRJ – MA – Sec. de Educação do Amapá.

Foi professor de ensino de 1º e 2º da Secretaria de Educação do Estado do Amapá no período de 1984 a 1996. Transferiu-se para a Escola Agrotécnica Federal de Santa Teresa-ES, em 1996.

Em 2000, iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Agrícola, com área de concentração em Irrigação e Drenagem, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2002.

## ÍNDICE

RESUMO	vii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1. Elementos que provocam entupimento dos emissores	5
2.1.1. Problemas físicos	6
2.1.2. Problemas químicos	7
2.1.3. Problemas biológicos	9
2.2. Medidas Preventivas	11
2.2.1. Filtragem	12
2.2.2. Lavagem das linhas	13
2.2.3. Tratamento químico	13
2.2.4. Aeração	16
2.2.5. Decantação	17
2.3. Eficiência de aplicação de água	21
2.3.1. Uniformidade de aplicação de água	22
3. MATERIAL E MÉTODOS	27

3.1. Caracterização das avaliações em campo (1ª parte)	27
3.1.1 Caracterização dos sistemas de irrigação	27
3.1.2. Medidas preventivas	28
3.1.3. Análise da água de irrigação e locais de coleta	29
3.1.4. Uniformidade de aplicação de água	30
3.2. Caracterização das avaliações experimentais (2ª parte)	30
3.2.1 Descrição dos sistemas	30
3.2.2. Descrição dos tratamentos	32
3.2.3 Filtragem da água de irrigação	34
3.2.4. Descrição dos aeradores	35
3.2.5. Descrição dos tanques de decantação	35
3.2.6. Aplicação de cloro	36
3.2.7 Análise da água de irrigação	36
3.2.8. Avaliações dos sistemas	37
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.1. Avaliações realizadas em sistemas de irrigação por gotejamento em campo	40
4.1.1. Teor de ferro total e pH na água de irrigação dos sistemas avaliados	40
4.1.2. Uniformidade de aplicação de água dos sistemas avaliados	42
4.2. Avaliação dos sistemas de irrigação experimental	46
4.2.1. Resultados das análises de água	46
4.2.2. Teor de ferro total na água de irrigação dos sistemas 2, 3 e 4	46
4.2.3. Valores de pH e CO <sub>2</sub> na água de irrigação dos sistemas 2, 3 e 4	48
4.2.4. População bacteriana na água de irrigação dos sistemas 2, 3 e 4	49
4.2.5. Consumo de cloro	50
4.2.6. Variação de vazão dos modelos de gotejadores instalados com e sem válvulas ao longo das avaliações nos tratamentos 1, 2, 3 e 4	51
4.2.7. Coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)	59
45. RESUMO E CONCLUSÕES	69

## RESUMO

CORDEIRO, Élio de Almeida, M.S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2002. **Influência do tratamento de água ferruginosa no desempenho de sistema de irrigação por gotejamento.** Orientador: Everardo Chartuni Mantovani. Conselheiros: Antônio Alves Soares, Cláudio Mudado Silva e José Geraldo Ferreira da Silva.

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a uniformidade de aplicação de água em sistemas de irrigação por gotejamento, e a eficiência dos processos de tratamento por aeração, sedimentação e filtração na remoção do excesso de ferro da água de irrigação, assim como seus efeitos no entupimento de emissores. O trabalho foi dividido em duas etapas. Na primeira, foi diagnosticada a eficiência das medidas preventivas adotadas em campo, como forma de reduzir entupimentos provocados pela presença de elevados teores de ferro na água de irrigação, sendo realizada nos municípios de Linhares e Jaguaré, localizados na região norte do Estado do Espírito Santo, onde foram avaliados dez sistemas de irrigação. Foram analisadas amostras de água, coletadas em vários pontos dos sistemas, para determinar o teor de ferro total em cada um desses pontos e verificar a eficiência das medidas preventivas adotadas. A utilização de tanque de sedimentação seguida de filtros de disco não apresentou

resultados satisfatórios para redução do teor de ferro total. O mesmo ocorreu nos sistemas utilizando filtros de areia ou de disco. Os sistemas que utilizaram aerador seguido de tanque de sedimentação apresentaram uma grande redução no teor de ferro, após o tanque de sedimentação, em relação aos valores encontrados na captação. Os valores do teor de ferro, encontrados no final de linha de alguns sistemas, foram superiores aos encontrados após os tanques de sedimentação, o que pode ser explicado pela posição em que estava localizada a tubulação de sucção, no fundo do tanque, succionando o ferro sedimentado e, conseqüentemente, aumentando sua concentração ao longo da linha. Os valores dos coeficientes de uniformidade de distribuição (CUD) dos dois sistemas foram considerados excelentes, de quatro sistemas, bons, e de três sistemas, razoáveis. Na segunda etapa, foram instalados quatro sistemas semelhantes de irrigação, utilizando-se cinco modelos de gotejadores (de G1 a G5), com oito linhas laterais com 25 m de comprimento para cada modelo, sendo a metade com válvula de drenagem. O sistema 1 foi abastecido com água com teor de ferro total menor que  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ , recebendo o tratamento  $T_1$  (filtragem comum com filtro de disco). Os sistemas 2, 3 e 4 abastecidos com água contendo teor de ferro total maior que  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$  receberam os tratamentos  $T_2$  (filtragem comum com filtro de disco),  $T_3$  (filtragem comum com filtro de disco associado ao processo de aeração e decantação) e  $T_4$  (filtragem comum com filtro de disco associado ao processo de cloração, aeração e decantação). Os sistemas funcionaram durante 300 horas, e foram avaliados no início e a cada 50 horas. Nas avaliações, foram coletadas as vazões de oito gotejadores em cada linha, para o cálculo do CUD. Todos os modelos apresentaram valores de CUD superiores a 90% na primeira avaliação. Na última avaliação, os valores de CUD para o tratamento  $T_1$  foram de 84,0, 82,8 e 87,7% para os modelos G1, G3 e G5, respectivamente, e os entupimentos parciais observados foram provocados por algas. No tratamento  $T_2$ , os modelos G1, G3 e G5 apresentaram valores de CUD de 0,0, 33,2 e 54,0%, respectivamente, em razão do entupimento provocado pelo elevado teor de ferro total associado a ferrobactérias. No tratamento  $T_3$ , os modelos G1 e G3 também apresentaram reduções dos valores de CUD para 53,6 e 76,2%, respectivamente,

em razão do entupimento provocado pelo elevado teor de ferro total. A menor redução nos valores de CUD do tratamento T<sub>3</sub>, comparados aos do tratamento T<sub>2</sub>, pode ser atribuída ao uso do aerador e decantador. Os modelos G2 e G4 não apresentaram problemas de entupimento para nenhum tratamento. No tratamento T<sub>4</sub>, a aplicação de 0,5 mg L<sup>-1</sup> de cloro livre nos finais de linhas, aliada aos processos de aeração e decantação, foi eficiente para evitar entupimento em todos os modelos de gotejadores durante um período de 300 horas de funcionamento dos sistemas. A utilização apenas de filtros de disco de 120 mesh não mostrou-se eficiente para reduzir entupimentos nos gotejadores, sendo recomendado o uso de outras medidas preventivas. O tratamento contínuo com 0,5 mg L<sup>-1</sup> de cloro livre nos finais de linha reduz os riscos de entupimento provocado pela precipitação de ferro, além de inibir o crescimento de ferrobactérias. A viabilidade econômica da aplicação contínua de cloro deve ser avaliada, bem como a possibilidade de se utilizar fonte de cloro mais barata e segura.

## **ABSTRACT**

CORDEIRO, Élio de Almeida, M.S., Universidade Federal de Viçosa, February 2002. **Influence of the rusty water treatment on performance of the trickle irrigation system.** Adviser: Everardo Chartuni Mantovani. Committee members: Antônio Alves Soares, Cláudio Mudado Silva and José Geraldo Ferreira da Silva.

The objective of this study was to evaluate the uniformity of water application in trickle irrigation systems and the efficiency of the treatment processes by aeration, sedimentation and filtration in removing the excessive iron from the irrigation water, as well as the iron effects on the emitter clogging. The study consisted of two stages. The first stage was accomplished in Linhares and Jaguaré counties on northern Espírito Santo, by evaluating ten irrigation systems, when a diagnosis was performed on the efficiency of the preventive measures adopted at field level in order to reducing the blockages caused by the presence of high iron contents in irrigation water. A number of water samples collected at several points in the systems were analyzed in order to determine the total iron content in each of these points, and to verify the efficiency of the adopted preventive measures. The use of the sedimentation tank followed by disk filters showed no satisfactory results in reducing the total iron content. The same occurred in those systems using both sand and disk filters. The systems using the

aerator treatment followed by sedimentation tank presented a high reduction in iron content after the sedimentation tank in relation to the values found for collection. The values of the iron contents found at the line end in some systems were higher than the ones found after the sedimentation tank, which may be explained by the position of the suction pipeline at the tank bottom, when suctioning the deposited iron, therefore increasing its concentration along the line. The values of the distribution uniformity coefficients (CUD) were considered as excellent for two systems, as good for four systems, and reasonable for three systems, good; and three reasonable systems. At the second stage, four similar irrigation systems were installed, by using five dripper models (from G1 to G5) with eight 25 m-long lateral lines for each model, and half of them provided with a drainage valve. System 1 was supplied with water containing a total iron content lower than  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ , and was subjected to treatment  $T_1$  (common filtration with disk filter). The systems 2, 3 and 4 were supplied with water containing a total iron content higher than  $2.0 \text{ mg L}^{-1}$  and were subjected to the treatments  $T_2$  (common filtration with disk filter),  $T_3$  (common filtration with disk filter associated to the aeration and settling processes and  $T_4$  (common filtration with disk filter associated to the chlorination, aeration and settling processes). The systems operated for 300 hours and were appraised at the beginning of their functioning and every 50 hours. At the first evaluation, the flow rate from eight drippers were collected in each line for CUD calculation; all models presented CUD values above 90%. At the last evaluation, the CUD values for treatment  $T_1$  were 84.0, 82.8 and 87.7% for models G1, G3 and G5, respectively, and the observed partial cloggings were caused by algae. In treatment  $T_2$ , the models G1, G3 and G5 presented CUD values of 0.0, 33.2 and 54.0%, respectively, due to the clogging provoked by high content of the total iron associated to the iron bacteria. In Treatment  $T_3$ , the models G1 and G3 also presented reductions in CUD, from which the values were 53.6 and 76.2%, respectively, due to the clogging caused by high total iron content. The lowest reduction in CUD values of the treatment 3, compared to the ones of the treatment 2, may be attributed to the use of aerator and settling tank.

The models G2 and G4 presented no clogging problems for any treatment. In Treatment 4, the application of 0.5 mg L<sup>-1</sup> free chlorine on the line ends, together with the aeration and settling processes, were efficient to Since the single use of the 120-mesh disk filters was not efficient to reduce the cloggings in the drippers, other preventive measures are recommended. The continuous treatment with 0.5 mg L<sup>-1</sup> free chlorine at in the line ends will diminish the clogging risks caused by the precipitation of iron, besides inhibiting the iron bacteria growth. The economic viability of the continuous application of chlorine should be evaluated, as well as the possibility to use a cheaper and safe source of chlorine.

## 1. INTRODUÇÃO

O uso racional dos recursos hídricos é uma demanda da sociedade atual, motivada, por um lado, pela escassez em algumas regiões e, por outro, pela premência de conservação dos recursos existentes para as gerações futuras.

Para acompanhar o crescimento da população mundial, segundo previsões das Nações Unidas, no ano 2025 será necessária uma expansão na produção de alimentos na ordem de 40 a 45%. A agricultura irrigada, que atualmente compreende 17% de todas as terras cultivadas, responde por cerca de 36% do alimento produzido no mundo, sendo um componente essencial na estratégia de crescimento da produção mundial de alimentos (Ongley, 1996). Segundo Paz et al. (2000), a agricultura irrigada consome 70% da água utilizada pelo homem, sendo, notadamente, uma das atividades que mais utilizam este recurso. Esta demanda continua a crescer, o que evidencia a necessidade de os irrigantes, principais usuários, manejarem este recurso com a maior eficiência possível, pois as reservas de água utilizável estão cada vez mais escassas.

Várias regiões do Brasil caracterizam-se por apresentarem baixas precipitações pluviométricas ou má distribuição das chuvas, principalmente a região semi-árida do Nordeste e algumas regiões do Sudeste, como o norte do Estado do Espírito Santo, que é incluído no polígono das secas.

Segundo o mapa hídrico simplificado, o Estado do Espírito do Santo possui cerca de 8% de sua área com déficit hídrico anual superior a 400 mm e

60% entre 200 e 400 mm, caracterizando a necessidade de irrigação, mesmo para o cultivo do café Conilon, espécie vegetal tradicionalmente considerada como de elevada tolerância à seca (Dadalto, 1998).

O atual uso intensivo dos recursos hídricos implica, que tanto nos novos projetos de irrigação quanto nos antigos, que requerem água adicional, freqüentemente é preciso recorrer a água de qualidade inferior. Portanto, para utilizá-la na agricultura irrigada, dois problemas devem ser equacionados, isto é, o uso racional da água e a melhoria de sua qualidade.

A quantidade e a qualidade da água são fatores limitantes à prática da irrigação. Assim, é necessário um certo cuidado na escolha do método a ser adotado, elaboração do projeto e no manejo. Sistemas de irrigação que distribuem água por toda a superfície podem tornar-se inviáveis, em virtude da grande quantidade de água utilizada por unidade de área. Neste contexto, a irrigação localizada, principalmente por gotejamento, pode ser uma alternativa por ser um sistema em que a água é aplicada somente na área explorada pelo sistema radicular da cultura, portanto, necessitando, de menor quantidade de água por área cultivada.

A irrigação localizada sob pressão foi utilizada pela primeira vez na Inglaterra, no final da década de 40, e depois em Israel, na década de 50. Sua importância comercial ocorreu na década de 60, estimulada pelo aparecimento dos tubos plásticos, que são relativamente mais baratos (Vermeien e Jobling, 1980).

No Brasil, a irrigação localizada começou a ser utilizada no final da década de 70, ocupando, em 1999, uma área estimada de 212 mil hectares, ou seja, 8% do total da área irrigada, (Chistofidis, 2001). Este método, quando manejado adequadamente, proporciona muitas vantagens sobre os outros métodos de irrigação, tais como maior uniformidade de distribuição e melhor eficiência no uso da água, em razão da redução nas perdas por percolação e escoamento superficial, dentre outros.

Se por um lado, este sistema pode amenizar o problema de escassez de água, por outro, em função do pequeno diâmetro dos orifícios dos gotejadores, a

qualidade da água é um fator essencial, uma vez que, partículas em suspensão podem provocar obstruções, diminuindo a uniformidade de aplicação e, conseqüentemente, a eficiência do sistema.

O conceito de qualidade de água refere-se às suas características físico-químicas, que podem afetar sua adequabilidade a um uso específico. A maior parte da experiência no uso de águas de diferentes qualidades tem sido adquirida por meio de observações e estudos detalhados sobre os problemas que podem ocorrer após seu uso. A compreensão sobre a relação causa e efeito entre um componente da água e o problema resultante permite avaliar sua qualidade e determinar seu grau de aceitabilidade (Ayers e Westcot, 1985). Portanto, antes de se realizar um projeto, recomenda-se uma análise da água, o que pode prevenir problemas de obstruções que porventura possam ocorrer, sendo, na maioria dos casos, menos dispendioso fazer um pré-tratamento da água do que desobstruir os emissores.

A obstrução dos emissores é o maior problema do sistema de irrigação localizada, bem como a maior causa na variação de descarga dentro do sistema, pois, mesmo uma pequena porcentagem de emissores entupidos pode resultar em grande redução na uniformidade de aplicação de água e, como conseqüência, danos às plantas (Nakayama e Bucks, 1981).

Esses entupimentos devem-se principalmente, à baixa velocidade da água na passagem pelo emissor e ao pequeno diâmetro dos emissores, principalmente os gotejadores, que são obstruídos facilmente por partículas minerais ou substâncias orgânicas, reduzindo a vazão nos emissores. Estes agentes que provocam obstruções podem estar presentes na água de irrigação, penetrar no sistema durante a fase de instalação, ou podem crescer, agregar-se ou precipitar na água que permanece nos gotejadores e, então, evaporam-se entre as irrigações (Pizarro, 1990).

Embora informações sobre os fatores que causam obstruções estejam disponíveis, as medidas de controle nem sempre são totalmente bem sucedidas, visto que os sistemas de irrigação são caros e a longevidade deve ser maximizada, para garantir uma razão custo-benefício favorável. Se o emissor

entope rapidamente depois de instalado, os procedimentos para correção do problema aumentam os custos de manutenção e freqüentemente desencorajam o operador, conseqüentemente resultando em abandono do sistema e retorno a métodos menos eficientes de irrigação (Bucks et al., 1979).

Na região Sudeste do Brasil, freqüentemente encontram-se águas que apresentam elevados teores de ferro total, elemento este que pode provocar sérios problemas de entupimento, principalmente quando presente em forma reduzida, podendo precipitar-se no interior das tubulações quando oxidado, favorecendo, ainda, o desenvolvimento de ferrobactérias.

Medidas preventivas como a lavagem periódica das linhas, inspeção de campo e sistema de filtragem são essenciais para a boa manutenção de um sistema de irrigação por gotejamento. Entretanto, quando a água de irrigação apresenta elevadas concentrações de ferro, são recomendadas medidas complementares como o uso de cloro, aeração e decantação, para remover este elemento e reduzir o risco de entupimento.

Objetivando avaliar a eficiência dos processos de tratamento por aeração, sedimentação, cloração e filtração na remoção do excesso de ferro da água de irrigação, assim como seus efeitos no entupimento de emissores em sistemas de irrigação por gotejamento, este trabalho foi realizado em duas etapas. Na primeira, para diagnosticar o problema, foram avaliados dez sistemas de irrigação por gotejamento, de diferentes fabricantes, instalados na região Norte do Estado do Espírito Santo, abastecidos com água que apresenta elevados teores de ferro total. Na segunda, para avaliar a eficiência dos processos de tratamentos, foram instalados e avaliados, na região de Viçosa-MG, quatro sistemas de irrigação por gotejamento, recebendo, cada um, o seguinte tratamento: o sistema 1 foi abastecido com água com teor de ferro total menor que  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ , recebendo tratamento  $T_1$  (filtragem comum com filtro de disco); os sistemas 2, 3 e 4 foram abastecidos com água com teor de ferro total maior que  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ , e receberam os tratamentos  $T_2$  (filtragem comum com filtro de disco),  $T_3$  (filtragem comum com filtro de disco associado ao processo de aeração e decantação) e  $T_4$

(filtragem comum com filtro de disco associado ao processo de cloração, aeração e decantação).

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Elementos que provocam obstruções dos emissores**

As obstruções dos emissores podem ser causadas por agentes físicos, químicos e biológicos. A determinação da causa dessas obstruções pode ser complexa pelo fato de os vários agentes na água poderem interagir entre si, agravando o problema, sobretudo se for considerada a natureza dinâmica dos parâmetros de qualidade de muitas águas (Ravina et al., 1992).

Segundo Pizarro (1990), não se dispõe de um método para avaliar com segurança o risco de obstruções ocasionado pelo uso de uma determinada água de irrigação, isto porque alguns fatores que interferem são variáveis, como o caso da temperatura, que afeta a formação de precipitados e o desenvolvimento de microorganismos, enquanto, outros dependem de produtos adicionados, principalmente fertilizantes. No entanto, é interessante dispor de alguma orientação do tipo quantitativo. Bucks et al. (1979) propuseram uma classificação de qualidade de água para determinar o risco de entupimento dos emissores, apresentada na Tabela 1. Para as condições de qualidade de água que indicarem grau de restrições de ligeira a severa, Ayers e Westcot (1985) recomendam submeter a água a um programa de ensaios para determinar os custos e as possíveis soluções.

Tabela 1 - Classificação da qualidade de água relacionada a seu potencial de entupimento em gotejadores

Problemas	Unidades	Grau de restrição de uso			
		Nenhuma	Ligeira a moderada	Severa	
Físico	Sólidos em suspensão mg L <sup>-1</sup>	< 50	50 -100	> 100	
Químico	pH	< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0	
	Sólidos solúveis	mg L <sup>-1</sup>	< 500	500 – 2.000	> 2.000
	Manganês	mg L <sup>-1</sup>	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
	Ferro	mg L <sup>-1</sup>	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
	Ácido sulfídrico	mg L <sup>-1</sup>	< 0,5	0,5 – 2,0	> 2,0
Biológico	Populações Bacterianas Nº máx m L <sup>-1</sup>	< 10.000	10.000 – 50.000	> 50.000	

### 2.1.1. Problemas físicos

Qualquer material presente na água que abastece o sistema de microirrigação, que obstrua uma parte do sistema é considerado um agente físico de entupimento. Esses materiais podem obstruir o sistema simplesmente por serem de um tamanho maior que o conduto, ou pequenas partículas que se sedimentam dentro do sistema, reduzindo a seção do tubo.

Segundo Zazueta (1992) esses agentes podem ser de origem inorgânica ou orgânica. Os materiais inorgânicos são geralmente areia, silte e argila, ou resíduos de plásticos que não foram retirados durante a instalação do sistema. As partículas orgânicas incluem fragmentos de plantas, resíduos de animais, moluscos ou outros organismos. Segundo Ayers e Westcot (1985), esta é a causa mais comum de obstruções em sistemas de irrigação localizada, ocorrendo mais frequentemente em águas superficiais. No entanto, as partículas de areia e silte também podem ser bombeadas de águas subterrâneas para o interior do sistema de irrigação, causando obstruções físicas.

De acordo com a Tabela 1, as águas contendo teores de sólidos em suspensão maiores que 50 mg L<sup>-1</sup> já possuem ligeira à moderada restrição de uso para sistemas de irrigação localizada, sendo necessária a instalação de filtros. Pitts (1985), citado por Pitts et al. (1990), filtrou partículas grandes presentes na

água com carga de sólidos em suspensão de 500 mg L<sup>-1</sup> e aplicou a água carregada de partículas pequenas através do sistema de microirrigação, sem a ocorrência de entupimento.

As obstruções causadas por agentes físicos podem ser controladas por meio de filtração apropriada e periódica lavagem da lateral. Entretanto as partículas combinadas com lodo de bactérias podem criar um tipo de obstrução não controlada pela filtragem. Finas partículas de materiais foram coletadas dentro dos emissores por Gilbert e Ford (1986), sendo o material cimentado juntamente com o lodo de bactéria do gênero *Pseudomonas* e *Enterobacteria*. A massa combinada obstruiu os emissores, embora as partículas individuais fossem suficientemente pequenas para passar através deles.

### **2.1.2. Problemas químicos**

As precipitações químicas ocorrem devido a mudanças no pH, na temperatura, na concentração de oxigênio dissolvido e na concentração relativa de outras substâncias na solução (Pitts et al., 1990), causando obstruções que são formadas gradualmente e, portanto, são mais difíceis de detectar (Ayers e Westcot, 1985).

Substâncias químicas dissolvidas na água, como carbonato e sulfato de cálcio em altas concentrações, podem precipitar e eventualmente formar incrustações, restringindo o movimento da água. Situação similar pode ocorrer com hidróxidos ou sulfetos de ferro e manganês (Bucks et al., 1979).

Outro problema que pode ocorrer em água subsuperficial é a oxidação do sulfeto de hidrogênio para elemento enxofre, predominante pela ação das bactérias *Thiothrix niuea* e *Beggiatoa sp.*, formando depósitos do elemento com filamentos de bactérias de coloração amarela para branca. O sulfeto de hidrogênio pode também reagir com o ferro ferroso, formando um precipitado preto gelatinoso (Ford, 1993).

Os precipitados de cálcio e ferro são potenciais problemas na maioria das águas de poços. Uma análise pode indicar se a concentração de bicarbonato, ou ferro, é suficientemente alta para causar precipitação. O ferro é solúvel em estado reduzido, porém, ao oxidar, precipita-se e pode obstruir os emissores. Este processo de oxidação pode ocorrer pela ação de bactérias e pelo contato com o ar ou com oxidantes contidos na água, em ambiente aeróbico e anaeróbico (Keller e Bliesner, 1990).

Segundo Michalakos et al. (1997), nas águas superficiais que contêm ferro, este é geralmente encontrado na forma de precipitado ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), enquanto nas camadas mais profundas de reservatórios com carência de oxigênio pode ser encontrado no estado ferroso ( $\text{FeO}$ ).

Nas águas provenientes de lençóis freáticos, com presença de ferro, este se encontra na forma ferrosa e quando bombeado para a superfície, entra em contato com o oxigênio atmosférico, oxidando-se e produzindo um precipitado castanho-avermelhado (Vermeien e Jobling, 1980).

Bucks et al. (1979) estabeleceram que, para ser utilizada sem restrição na irrigação, a água deve apresentar uma concentração de ferro menor que  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ . A utilização de águas com teor de ferro maior que  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ , em sistemas de irrigação por gotejamento, possui severas restrições apresenta alto risco de entupimento de gotejadores. No entanto, Ayers e Westcot (1985) afirmam que, quando os custos dos filtros são incluídos, o valor máximo prático é de  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ .

Sundstromand e Klei, citados por Michalakos et al. (1997), constataram que a taxa de oxidação do ferro por aeração aumenta com o pH, e que 90% da conversão ocorre entre 10 e 20 minutos, quando o pH é 7. A oxidação do ferro é, substancialmente, menor em pH 6 e a forma reduzida pode persistir, por algum tempo, em águas aeradas.

Hernandes e Petinari (1998), em trabalho desenvolvido no município de Junqueirópolis-SP, com o objetivo de estudar os efeitos da precipitação de ferro em sistemas de irrigação, utilizando água proveniente de córrego, com pH 5,9 e teor de ferro total de  $0,77 \text{ mg L}^{-1}$ , verificaram que 58,4% da área interna dos

tubos de PVC-DN 50 mm estavam obstruídos após 25 meses de uso. Vale salientar que o sistema estava equipado com filtro de disco de 150 mesh. Nesse trabalho, os autores concluíram que o uso de água para irrigação com teores de ferro acima de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  merece atenção especial por parte dos projetistas porque, freqüentemente, esses altos níveis de ferro estão associados a altos teores de sólidos em suspensão, podendo obstruir tubulações em pouco tempo e em grau extremo, inutilizando o sistema de irrigação.

Costa (2000), trabalhando com gotejadores de cinco diferentes fabricantes, abastecidos com água contendo um teor de ferro de  $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , observou, após 200 horas de funcionamento, redução de vazão que variou de 34 a 87 %, o que confirma a necessidade de um pré-tratamento para utilização de água contendo altos teores de ferro.

### **2.1.3. Problemas biológicos**

As obstruções de origem biológicas podem ser causadas por vários organismos presentes na água, principalmente quando a água que abastece o sistema de irrigação é de origem superficial. Pequenos organismos aquáticos, como ovos de caracóis e larvas, podem passar através dos filtros e desenvolver-se, formando grandes colônias no interior das tubulações. Algas, actinomicetos e fungos também estão presentes nas fontes de águas superficiais, sendo seu crescimento favorecido por condições de repouso, iluminação, temperatura e nutrientes, como nitrogênio e fósforo.

Segundo Pizarro (1990), a presença de algas provoca vários tipos de problemas, principalmente nos filtros, onde se acumulam, dificultando a passagem da água, o que obriga a retrolavagem freqüente. Salvo algumas algas filamentosas, esses microrganismos não se desenvolvem no interior dos tubos, porém os resíduos de algas mortas que atravessam os filtros constituem um alimento para as bactérias, que podem crescer em ausência de luz.

O desenvolvimento de microrganismos no interior das instalações é um fenômeno muito complexo, resultante da interação dos próprios microrganismos com outros fatores, tais como a qualidade da água de irrigação que contém ferro e  $H_2S$ , além do pH, temperatura da água, transparência dos materiais da tubulação, dentre outros.

Segundo Ayers e Westcot (1985), um dos problemas mais graves resulta do lodo branco, gelatinoso, de enxofre formado pelas sulfobactérias. Quando a água contém mais de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  de enxofre total, a ação de bactérias filamentosas como *Beggiatoa* e *Thiothrix* oxida o  $H_2S$  a elemento insolúvel. Estas bactérias tendem a associar-se em cadeias, o que pode obstruir a estreita passagem dos emissores. Uma característica importante dessas bactérias aeróbicas, segundo Pizarro (1990), é que elas necessitam de pouco oxigênio para sobreviver, na ordem de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  de oxigênio na água. Evitando a entrada do oxigênio, eliminam-se os precipitados sulfurosos, porém seria necessário o funcionamento contínuo do sistema.

Igualmente problemáticas são as massas mucilaginosas, formadas pelas ferrobactérias filamentosas. Essas mucilagens crescem rapidamente, mesmo em águas que contêm nível muito baixo de ferro, e são especialmente problemáticas em águas com substâncias orgânicas adstringentes (tipo taninos), solúveis e escuras, as quais servem de alimento para as bactérias (Ayers e Westcot, 1985).

Em ambientes anaeróbicos, a oxidação pode ocorrer pela ação de vários gêneros de bactérias, que oxidam o ferro dissolvido por diferentes mecanismos, em que na forma solúvel ele serve como fonte primária de energia para essas bactérias. Tais microrganismos, também conhecidos como ferrobactérias, produzem mucilagens que contribuem para agravar os problemas de entupimento nos sistemas de irrigação localizada (Ralph e Stevenson, 1995).

As bactérias dos gêneros *Gallionella sp.*, *Leptothrix ochracea* e *Crenothrix polyspora* causam, primariamente, oxidação intracelular pela ação enzimática, enquanto a oxidação secundária é causada pela ação catalisadora de polímeros excretados por bactérias filamentosas dos gêneros *Gallionella sp.*,

*Leptothrix sp.*, *Crenothrix sp.*, *Clonothrix sp.* e *Sphaerotilus sp.* (Gouzinis et al., 1998).

O ferro precipitado pode ser arrastado pela água, saindo pelo emissor, ou pode ser retido por filamentos de bactérias, contribuindo para formar uma massa gelatinosa de cor avermelhada, que obstrui a passagem da água. As bactérias podem aderir ao plástico ou ao metal, o que impede seu arraste pela água. Outras bactérias não-filamentosas, como *Enterobacter* e *Pseudomonas*, também podem precipitar o ferro e reter o precipitado na massa gelatinosa formada por elas, criando uma mucilagem que pode obstruir os emissores, atuando também como cimentante de pequenas partículas minerais. Tem sido comprovado que as concentrações de ferro de 0,09 mg L<sup>-1</sup> são suficientes para que se produzam depósitos visíveis de hidróxidos férricos e que, em águas de irrigação, elas passam a ser problemáticas a partir de 0,2 mg L<sup>-1</sup> (Pizarro, 1990).

O pH, a temperatura e a presença de carbono orgânico na água são fatores que influenciam o crescimento das bactérias responsáveis pelas obstruções. Embora a maioria das bactérias tem um nível ótimo de pH, muitas desenvolvem-se em pH entre 3,5 e 8,5, motivo pelo qual o problema não é resolvido pela simples alteração do pH da água. A temperatura ideal varia de 20 a 30° C, mas as bactérias, continuam a crescer com menos velocidade em temperaturas fora desta faixa (Pizarro, 1990).

Há algumas formas de lodo orgânico, que contribuem para obstrução dos emissores, particularmente na presença de Fe<sup>++</sup> e H<sub>2</sub>S. Seu crescimento pode ser favorecido pelo carbono orgânico adicionado por algas presentes nas águas superficiais, combinado com fertilizantes e o calor no tubo escuro. Fontes de água que contêm carbonatos e bicarbonatos podem servir como fonte de energia inorgânica para certas formas de bactérias autotróficas, podendo provocar danos futuros na bomba e nos emissores pela formação de matriz gelatinosa, que servem como base para o crescimento de bactérias. Águas superficiais também podem apresentar ocorrência natural de agentes complexos como, por exemplo, taninos, fenólicos e ácidos húmicos e complexos ferrosos. As ferrobactérias, nas linhas dos sistemas de irrigação, podem precipitar os complexos solúveis de

ferro. As bactérias podem também utilizar complexos de precipitados ferrosos, como polifosfatados e outros materiais quelatados que são usados para fertilização (Gilbert e Ford, 1986).

A luta contra as obstruções compreende dois tipos de medidas: as preventivas, que incluem filtragem da água, inspeção do campo, lavagem das linhas e, em alguns casos, tratamento químico; e a recuperação dos emissores, quando as obstruções já ocorreram, o que consiste na desobstrução parcial ou total dos gotejadores (Pizarro, 1990).

## **2.2. Medidas preventivas**

A obstrução dos emissores está diretamente relacionada à qualidade da água de irrigação. Portanto, os sólidos em suspensão, a composição química e a atividade microbiológica ditam o tipo de tratamento de água necessário para prevenção das obstruções (Nakayama e Bucks, 1986).

Quando o ferro está presente na água com um teor maior que  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ , López et al. (1992) recomendam provocar sua precipitação mediante oxidação antes dos filtros, através da aeração com quedas sucessivas da água em cascatas, ou com agitação mecânica. Aliados à aeração, os tanques de sedimentação, segundo Pizarro (1990), são uma solução simples e econômica para eliminação desses precipitados, bem como de sólidos em suspensão, como areia, silte e argila. Nakayama e Bucks (1986) salientam, entretanto, que este ambiente pode favorecer o desenvolvimento de microorganismos.

A avaliação periódica do sistema constitui uma boa prática para verificação da uniformidade de distribuição dos emissores, pois, possibilita identificar obstruções, ou o mal funcionamento dos emissores devido à pressão de serviço inadequada. Recomenda-se também verificar, periodicamente, o funcionamento dos filtros e fazer análise da água de irrigação, visto que sua qualidade muda ao longo do ano.

### 2.2.1. Filtragem

Um bom sistema de filtragem é componente essencial para um sistema de irrigação por gotejamento (Bucks et al., 1979). A seleção do tipo de filtro, do tamanho e da capacidade depende da qualidade da água e da característica do emissor. A Tabela 2 apresenta uma relação entre o diâmetro do emissor e sua sensibilidade à obstrução segundo Pizarro (1990). O grau de filtragem recomendado pelo fabricante deve ser seguido, entretanto, quando esta recomendação não está disponível, uma regra prática, segundo Gilbert e Ford, (1986), consiste em filtrar partículas que possuem um diâmetro maior ou igual a um décimo da abertura do emissor.

Quando a carga de sólidos em suspensão é muito alta, dois ou mais tipos de filtros em séries podem ser necessários. Como regra geral, as unidades de filtragem devem ser projetadas com, pelo menos, 20% de capacidade extra. A capacidade da bomba deve proporcionar alguma reserva na pressão de operação, para efetuar retrolavagem dos filtros e lavagem das linhas (Gilbert e Ford, 1986).

Tabela 2 - Sensibilidade à obstrução dos emissores

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

Os filtros de areia são considerados como sendo mais efetivos do que os filtros de tela ou disco, para águas ricas em algas. Contudo, a camada filtrante é um ambiente extremamente bom para atividade microbológica, particularmente quando nutrientes e matéria orgânica estão disponíveis. As bactérias podem causar cimentação da areia e caminhos preferenciais para a água, quando a retrolavagem é ineficiente (Ravina et al., 1992, citado por Ravina et al., 1996).

### **2.2.2. Limpeza das linhas**

A limpeza interna das linhas de irrigação é necessária para remover partículas, que passam através dos filtros e acumulam dentro dos tubos de sistemas de irrigação localizada, antes de elas amontoem-se em tamanhos e quantidade que podem causar problemas de obstruções, visto que, devido ao alto custo, os filtros de irrigação não são projetados para remover partículas muito pequenas.

Pequenas partículas são suficientemente leves para serem transportadas com facilidade pela água quando a velocidade é alta. Contudo, a velocidade decresce ao longo da linha lateral, permitindo a sedimentação dessas partículas no final da linha. A instalação de válvulas automáticas, ou aberturas manuais periódicas do final de linha, ajuda a remover essas partículas sedimentadas (Smajstrla e Boman, 1999).

Segundo os autores, a frequência de lavagem dependerá da qualidade da água de irrigação, em alguns casos há necessidade de lavagem das linhas após cada irrigação. A velocidade mínima recomendada é de  $30 \text{ cm s}^{-1}$  para permitir o deslocamento e transporte das partículas.

Vermeien e Jobling (1980) recomendam a abertura das extremidades das tubulações, pelo menos uma vez por mês. Porém, segundo esses autores, as linhas laterais equipadas com válvulas automáticas não têm necessidade de descargas suplementares.

### **2.2.3. Tratamento químico**

O controle das obstruções por meio de agentes químicos e biológicos requer injeção de produtos químicos no sistema de gotejamento. O cloro e os ácidos são os produtos mais utilizados, tanto como medida preventiva quanto para recuperar emissores obstruídos (James, 1988).

O uso de ácidos diminui as obstruções provocadas por precipitado de ferro, reduzindo o pH da água para aumentar a solubilidade deste elemento, mantendo-o em solução; esta prática tem sido recomendada por vários autores. Meyer (1985), citado por Suáres (1993), recomenda manter o pH em a 4,5 para diminuir a quantidade de precipitados. Entretanto, o autor adverte sobre o alto custo do tratamento em virtude da grande quantidade de ácido necessária para águas alcalinas e águas com alto conteúdo de carbonato e bicarbonato, o que pode inviabilizar economicamente o método.

A aplicação de cloro é o método mais comum para controlar populações microbiológicas (Pitts et al., 1990). Ayers e Westcot (1985) salientam, entretanto, que cuidados na manipulação do produto devem ser tomados. A eficiência do tratamento está diretamente relacionada ao pH da água, devendo-se ressaltar que, para valores altos de pH, maiores quantidades de cloro são requeridas. Em alguns casos, esclarecem os autores, a injeção contínua de cloro na água dos sistemas de irrigação localizada, mesmo que eficiente, pode não ser economicamente justificável.

A cloração pode ser contínua ou intermitente, pois há méritos para um ou outro método. Porém, deve-se selecionar um método adequado à necessidade de cada sistema. A concentração de cloro ativo em nível de  $1 \text{ mg L}^{-1}$  é utilizada em estações de tratamento de água para consumo humano. Não tem sido relatado nenhum dano às plantas irrigadas com água nesta concentração. O cloro ativo presente pode ser, rapidamente, neutralizado no solo (Nakayama e Bucks, 1991).

O cloro está disponível na forma de gás, líquido ou sólido. Cada uma destas três formas de cloro reage diferentemente com a água de irrigação, dependendo de outros elementos presentes na água. As reações podem mudar o pH da água, ou precipitar algum elemento, resultando em obstruções dos componentes do sistema.

O gás cloro ( $\text{Cl}_2$ ) é comumente utilizado em tratamento de águas para consumo humano. Ele reage com a água, formando ácido hipocloroso ( $\text{HOCl}$ ), hidrogênio ( $\text{H}^+$ ) e cloro ( $\text{Cl}$ ), (Tabela 3, Equação 1), uma reação que abaixa o pH da água de irrigação. O gás cloro deve ser usado somente em ambientes aerados e

por pessoas experientes. A forma granular de cloro, o hipoclorito de cálcio, é usada em tratamentos de piscinas porque, além de ser barata é de fácil uso e estocagem, geralmente tem cerca de 65% de cloro disponível. No entanto, ele pode reagir com outros elementos contidos na água e formar precipitados, que poderão entupir os emissores em sistema de microirrigação, de modo que a forma líquida é a mais comumente usada. A aplicação de hipoclorito de sódio (NaOCl) na água de irrigação resulta em formação de ácido hipocloroso (HOCl) e íons hidroxila (OH<sup>-</sup>) (Tabela 3, Equação 3), uma reação que eleva o pH da água.

Segundo Clark e Smajstrla (1999), o ácido hipocloroso é o agente efetivo que controla o crescimento de bactérias. A quantidade de HOCl que estará presente na solução dependerá do pH. Em pH igual a 8, somente cerca de 22% do cloro injetado está na forma ativa HOCl, em pH igual a 7, cerca de 73% e em pH igual a 6, 96%. Portanto, se o pH da água de irrigação for alto, deve-se aplicar ácido antes do cloro para baixá-lo. O ácido hipocloroso reage com o ferro dissolvido, Fe<sup>2+</sup>, oxidando-o para sua forma de precipitado insolúvel (Fe<sup>3+</sup>), e o com ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), formando enxofre elementar (Tabela 3, Equações 5 e 6, respectivamente), os quais poderão precipitar nas linhas do sistema de irrigação, provocando entupimento dos emissores. Pode, também, reagir com amônia (NH<sub>3</sub>) e grupos amido (NH<sub>2</sub>), que são partes integrantes da matéria orgânica (Tabela 3, Equações 7 e 8, respectivamente).

Tabela 3 - Formas básicas e reações do cloro e seus sais

$\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}^+ + \text{Cl}^- + \text{HOCl}$	(1)
$\text{HOCl} = \text{H}^+ + \text{OCl}^-$	(2)
$\text{NaOCl} + \text{H}_2\text{O} = \text{Na}^+ + \text{OH}^- + \text{HOCl}$	(3)
$\text{Ca(OCl)}_2 + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Ca}^{2+} + \text{OH}^- + 2\text{HOCl}$	(4)
$\text{HOCl} + 2\text{Fe}^{2+} + \text{H}^+ = 2\text{Fe}^{3+} + \text{Cl}^- + \text{H}_2\text{O}$	(5)
$\text{HOCl} + \text{H}_2\text{S} = \text{S}^0 \downarrow + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+ + \text{Cl}^-$	(6)
$\text{HOCl} + \text{NH}_3 = \text{NH}_2\text{Cl} + \text{H}_2\text{O}$	(7)
$\text{HOCl} + \text{NH}_2\text{Cl} = \text{NHCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$	(8)
$\text{HOCl} + \text{NHCl}_2 = \text{NCl}_3 + \text{H}_2\text{O}$	(9)
$\text{Cl}_2 + 2\text{Fe(HCO}_3)_2 + \text{Ca(HCO}_3)_2 = 2\text{Fe(OH)}_3 + \text{CaCl}_2 + 6\text{CO}_2$	(10)
$\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{S} = \text{S}^0 \downarrow + 2\text{H}^+ + 2\text{Cl}^-$	(11)

Fonte: Nakayama e Bucks (1986).

De acordo com Clark e Smajstria (1999), para evitar a precipitação de ferro nas incrustações e nos emissores, este deve ser precipitado e filtrado antes que entre no sistema de irrigação. Para isto, o ferro pode ser oxidado à forma insolúvel, por cloração. Bar (1995), utilizando cloro no estado gasoso, filtro de areia e disco para tratamento de água contendo 6,0 mg L<sup>-1</sup> de ferro, irrigou, diariamente, por gotejamento, durante três anos, uma área de 16 ha, sem que o sistema apresentasse significativos problemas de obstruções.

A concentração final de cloro livre residual de 1 mg L<sup>-1</sup> deve ser acrescida de 0,64 mg L<sup>-1</sup> de cloro, para cada 1,0 mg L<sup>-1</sup> de ferro presente na água. A quantidade do produto a ser adicionado na água pode ser calculada pela equação (12):

$$q_c = \frac{3,6\mu Q_s}{1000c'} \quad (12)$$

em que

$q_c$  = taxa de injeção do cloro comercial, L h<sup>-1</sup>;

$\mu$  = dosagem desejada de cloro na água, mg L<sup>-1</sup>;

$Q_s$  = vazão do sistema de irrigação, L s<sup>-1</sup>; e

$c'$  = concentração de cloro no produto comercial, kg L<sup>-1</sup>.

#### 2.2.4. Aeração

Uma outra forma de obter a oxidação do ferro consiste em arejar a água por meio de saltos, bandejas, sistemas mecânicos em tanques abertos, ou injetando ar na água para induzir à oxidação e precipitação do ferro. Uma vez precipitado, o ferro pode ser separado por meio de filtros. No entanto, ambos os processos devem ser avaliados sob o ponto de vista econômico (Pizarro, 1990).

Segundo Azevedo Neto et al.(1987), a aeração é recomendável nos casos em que a água contém gás carbônico em excesso, ácido sulfídrico, ferro

dissolvido facilmente oxidável e substâncias voláteis aromáticas de origem vegetal acumuladas em grandes represas.

Dentre os vários tipos de aeradores existentes; os tipos tabuleiros são os mais indicados para adição de oxigênio e oxidação de compostos ferrosos ou manganosos. São construídos com três a nove tabuleiros ou “bandejas”, iguais e superpostos, distanciados de 0,30 a 0,75 m (em altura), através dos quais a água percola. O primeiro tabuleiro (mais alto) serve apenas para distribuir uniformemente a água, sendo construídos com perfurações. Os demais tabuleiros são construídos com uma treliça sobre a qual é disposta uma camada de pedras, ou seja, material granular, de preferência coque de ½ a 6”. Esta camada oferece superfície de contato e concorre para acelerar as reações de oxidação. São dimensionados na base de 540 a 1.630 m<sup>3</sup> de água por m<sup>2</sup> de superfície (em projeção) por 24 horas, podendo-se conseguir reduções de até 90% do gás carbônico contido na água (Azevedo Neto et al.,1987).

### **2.2.5. Decantação**

O tanque de decantação é uma solução simples e econômica para eliminação de sólidos em suspensão e alguns precipitados químicos, como o ferro, que se formam ao aerar a água, problema este mais comum quando a água é de origem subterrânea (Boswell, 1990, Pizarro, 1990). Haman et al. (1989) salientam que, com este procedimento, aumenta-se a eficiência do filtro e diminui a frequência requerida para sua limpeza.

O tamanho do tanque é função do volume de água a ser tratada, do tamanho dos sedimentos presentes na água e da qualidade desejada na saída. Não é prático remover partículas muito pequenas, menores que 0,002 mm, a não ser que sejam floculadas com o uso de sais de alumínio ou outro coagulante (polieletrólito). Sem floculação química, o tempo de sedimentação dessas partículas é extremamente longo e elas são suficientemente pequenas para não criar problemas (Haman et al.,1989).

O tanque deve ser projetado para remover partículas que tenham diâmetro equivalente que exceda 75 micras, o que corresponde ao tamanho de partículas removidas por um filtro de 200 mesh. O princípio de sedimentação é usado para remover partículas em suspensão, que sejam mais pesadas que a água, pela ação da gravidade. Em alguns casos, os materiais que estão dissolvidos na solução oxidam, precipitam e floculam para formar agregados suficientemente grandes para sedimentarem em virtude de seu aumento de massa; exemplo deste tipo é a oxidação e a floculação do ferro (Pitts et al., 1990).

Quando outros produtos químicos são adicionados para induzir à agregação e sedimentação de finas partículas em suspensão, o processo é chamado de coagulação, o que pode ter um custo muito alto para irrigação.

O primeiro passo no projeto de um tanque de sedimentação é decidir o tamanho de partícula que deve ser removida da água de irrigação, para prevenir obstrução dos emissores. Quando partículas não-floculadas, como areia e grandes partículas de silte, são sedimentadas devido à força da gravidade, o processo é chamado de sedimentação livre. A velocidade de sedimentação de uma partícula esférica e rígida, em ambiente em repouso, pode ser calculada pela lei de Stokes e depende, sobretudo, do tamanho das partículas, da forma e da densidade. Assumindo que a lei de Stokes é válida para o material em suspensão, a velocidade de sedimentação de uma dada partícula pode, facilmente, ser determinada (Haman et al., 1989) pela equação 13:

$$V_s = \frac{g(\rho_s - \rho_w)D^2}{18\mu} \quad (13)$$

em que

$V_s$  = velocidade de sedimentação da partícula,  $\text{cm s}^{-1}$ ;

$g$  = aceleração da gravidade,  $\text{cm s}^{-2}$ ;

$\rho_s$  = massa específica da partícula,  $\text{g cm}^{-3}$ ;

$\rho_w$  = massa específica da água,  $\text{g cm}^{-3}$ ;

$D$  = diâmetro da partícula,  $\text{cm}$ ; e

$\mu$  = viscosidade do líquido,  $\text{g cm}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ .

Para partículas de solos inorgânicos, utiliza-se o valor de  $2,67 \text{ g cm}^{-3}$  para a massa específica da partícula, que é a massa específica do quartzo.

Segundo Nakayama e Bucks (1986), a velocidade da água no tanque de sedimentação não pode exceder valores críticos, para que as partículas não sejam carregadas com a água. Esta velocidade  $V_c$  pode ser estimada pela equação 14.

$$V_c = \left[ \left( \frac{8k}{f} \right) g (r_s - r_w) D \right]^{0,5} \quad (14)$$

em que

$V_c$  = velocidade crítica,  $\text{cm s}^{-1}$ ;

$k$  = para partícula única= 0,04; para material viscoso=0,06; e

$f$  = fator de fricção.

Experiências com base em estações de tratamento de águas municipais indicam que a velocidade máxima deve ser limitada a  $0,30 \text{ m s}^{-1}$  (Pitts et al.,1990).

Segundo a metodologia proposta por Pizarro (1990), podem ser calculados o comprimento e a largura do tanque por:

$$k \frac{h}{V_s} < \frac{l}{v} \quad (15)$$

em que

$k$  = fator de correção

$h$  = altura, m;

$l$  = comprimento, m; e

$v$  = velocidade da água no tanque,  $\text{m s}^{-1}$ .

Pizarro (1990) recomenda um valor de  $k=2$ , visto que a lei de Stokes é válida para ambiente em repouso.

Para calcular a velocidade da água em tanque retangular, utiliza-se a equação 16:

$$v = \frac{Q}{ah} \quad (16)$$

em que

Q = vazão,  $m^3 s^{-1}$ ; e

a = largura do tanque, m.

Substituindo a equação 16 em 15, tem-se:

$$la > k \frac{Q}{v_s} \quad (17)$$

Para apresentar a equação anterior de forma que “l e a” sejam medidos em metros, Q em  $l h^{-1}$ , e  $v_s$  em  $cm min^{-1}$ , tem-se

$$la > k \frac{Q}{600v_s} \quad (18)$$

Apresentando esta expressão para um valor de  $k=2$  e  $v_s = 31,94 cm.min^{-1}$ , que é a velocidade de sedimentação para uma partícula com diâmetro equivalente a 75 micra, tem-se

$$la > 10^{-4}Q \quad (19)$$

A largura “a” do decantador é determinada ao aplicar a norma prática, de modo que ela seja a quinta parte do comprimento,

$$l = 5a \quad (20)$$

Segundo Pizarro (1990), a profundidade estabelece-se entre 0,80 e 1,50 m.

Segundo Azevedo Neto et al. (1987), a experiência comprova que a área da superfície dos decantadores é uma característica muito importante e que os resultados de operação dependem da relação vazão/unidade de superfície. Por isto, modernamente, os decantadores são dimensionados com base em taxas de escoamento superficial, expressas em m<sup>3</sup> de água/m<sup>2</sup> de superfície de decantação, por 24 horas. Essas taxas são, praticamente, estabelecidas em função da qualidade da água. Para decantação em regime turbulento, são usados os valores práticos presentes na Tabela 4.

Tabela 4- Valores práticos para sedimentação em regime turbulento

Sedimentação	m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>
Remoção de areia	de 600 a 1.200
Sedimentação simples, sem coagulação	de 5 a 20
Clarificação de águas coloidais	de 15 a 45
Clarificação de águas turvas	de 30 a 60

Esse autor recomenda que deve haver uma relação conveniente entre o comprimento e a largura nos decantadores de fluxo horizontal. O comprimento relativamente pequeno dificulta a boa distribuição da água, enquanto aquele exageradamente grande pode prejudicar a sedimentação, em razão da velocidade excessiva, sendo aceitos os limites apresentados nas Equações 21 e 22. O autor esclarece, ainda, que uma relação boa e econômica é a apresentada na Equação 23.

$$\frac{l}{a} \geq 2,25 \quad (21)$$

$$\frac{l}{a} < 10 \quad (22)$$

$$\frac{l}{a} = 2,5 \quad (23)$$

Os tanques são projetados para assegurar um certo tempo de permanência da água, tempo este denominado período de detenção, que pode ser calculado pela Equação 24. Na prática, são comumente adotados 15 a 60 minutos

para decantadores de escoamento laminar ou turbulento. Conhecida a área do decantador (A), e estabelecido o período de detenção (T) (Equação 24), determina-se a profundidade (h) utilizando-se a Equação 25 (Azevedo Neto et al.,1987).

$$T = \frac{V_d}{Q_d} \quad (24)$$

em que

T = período de detenção, h;

$V_d$  = volume do decantador,  $m^3$ ; e

$Q_d$  = vazão no decantador,  $m^3 h^{-1}$ .

$$h = \frac{TQ}{A} \quad (25)$$

Quando ocorre floculação natural, a velocidade de sedimentação das partículas agregadas deve ser medida em coluna de sedimentação, sob condições de laboratório, antes que o tanque seja projetado. É difícil estimar esta velocidade, visto que a extensão da floculação depende de fatores empíricos tais como: forma da partícula, superfície geométrica, variação do tamanho da partícula presente na água, gradiente de velocidade no sistema e profundidade do tanque (Haman et al., 1989).

A presença de altos teores de ferro na água de irrigação é um problema de extrema importância em algumas regiões e um tema carente de informação, sendo necessário realizar pesquisas para melhor conhecimento sobre o problema.

### **2.3. Eficiência de aplicação de água**

O sistema de irrigação por gotejamento tem potencial para apresentar eficiência de aplicação maior que a de outros sistemas, como o de aspersão ou

superfície. A eficiência pode ser definida como a razão entre a quantidade de água estocada na zona radicular e a quantidade de água aplicada, sendo fator-chave para determinar o tempo e o programa de irrigação.

O conceito de eficiência pode ser dividido em dois aspectos básicos: a uniformidade de aplicação, que reflete a perda por percolação, e as perdas que podem ocorrer durante a operação do sistema (vazamentos e evaporação). Para que a eficiência alcance valores altos, é necessário que as perdas durante a operação sejam as menores possíveis e a uniformidade de aplicação seja a maior possível (Keller e Bliesner, 1990). As perdas por condução podem ser minimizadas, ficando a eficiência dependente, principalmente, da uniformidade de aplicação.

### **2.3.1. Uniformidade de aplicação de água**

Aplicando-se a lâmina recomendada para um sistema de irrigação com baixa uniformidade, algumas plantas não receberão o volume de água suficiente para seu pleno desenvolvimento, sendo necessário aumentar o volume aplicado, fazendo com que as demais recebam excesso de água, que se perderá por percolação profunda (Lopes et al., 1992).

Segundo Wu e Gitlin (1983), a uniformidade de aplicação depende da variação da vazão ao longo da linha lateral, sendo afetada, principalmente, pelo projeto hidráulico do sistema de irrigação, pela variação de fabricação, pela temperatura e pela obstrução parcial ou total do emissor. Esta variação é determinada entre a vazão máxima e a mínima do sistema, dada pela equação 26:

$$q_{\text{var(H)}} = \frac{q_{\text{máx(H)}} - q_{\text{mín(H)}}}{q_{\text{máx(H)}}} \quad (26)$$

em que

$q_{\text{var(H)}}$  = variação de vazão;

$q_{\text{max(H)}}$  = vazão máxima do gotejador,  $L h^{-1}$ ; e

$q_{\text{min(H)}}$  = vazão mínima do gotejador,  $L h^{-1}$ .

Para separar o efeito da baixa uniformidade dos emissores, proveniente de obstruções e de um inadequado coeficiente de variação de fabricação das causas hidráulicas, Bralts e Kesner (1983), citados por Pizarro (1990), propuseram calcular os três coeficientes pelas equações 27, 28 e 29:

A Tabela 5 apresenta a classificação da uniformidade em função do CV.

Tabela 5 – Valores de CV em função da uniformidade

CV.	Uniformidade
> 0,4	inaceitável
0,4-0,3	baixa
0,3-0,2	aceitável
0,2-0,1	muito boa
0,1-0	excelente

Fonte:Pizarro (1990)

$$CV = \frac{s_q}{q_a} \quad (27)$$

em que

CV = coeficiente de variação;

$s_q$  = desvio padrão da vazão  $L h^{-1}$ ; e

$q_a$  = vazão média dos gotejadores avaliados,  $L h^{-1}$ .

$$CV_h = \frac{s_q}{p_a} \quad (28)$$

em que

- $CV_h$  = coeficiente de variação devido a causas hidráulicas;  
 $S_p$  = Desvio-padrão da pressão m.c.a.; e  
 $p_a$  = pressão média nos gotejadores (m.c.a).

$$CV_e = \sqrt{CV_t^2 - x^2 CV_h^2} \quad (29)$$

em que

- $CV_e$  = coeficiente de variação devido a baixa uniformidade dos emissores; e  
 $x$  = expoente de descarga do emissor.

Vários métodos estão disponíveis para avaliar a uniformidade de aplicação de água em sistemas de irrigação. Na irrigação por aspersão, Christiansen (1942) estabeleceu o coeficiente descrito pela equação 30:

$$CUC = 100 \left[ 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |X_i - \bar{X}|}{n\bar{X}} \right] \quad (30)$$

em que

- CUC = coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;  
 $X_i$  = lâmina observada no coletor i, mm;  
 $\bar{X}$  = lâmina média, considerando todos os coletores, mm; e  
 $n$  = número de coletores.

Segundo Bernardo (1995), esta equação pode ser utilizada para o cálculo do coeficiente de uniformidade de um sistema de irrigação por gotejamento, substituindo os valores das lâminas pela vazão dos gotejadores, obtendo-se resultados bastante confiáveis. Porém, ela requer a medição da vazão de todos os

gotejadores do sistema, o que demanda muito tempo e muita mão-de-obra. Esta equação pode ser representada como

$$CUC = 100 \left[ 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - q_a|}{nq_a} \right] \quad (31)$$

em que

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

$q_a$  = vazão média dos emissores,  $L h^{-1}$ .

Um outro coeficiente especificamente aplicado em irrigação por gotejamento é a porcentagem de uniformidade de emissão de Keller e Karmeli (1975). Segundo Lopes et al. (1992), atualmente, o uso deste coeficiente é mais freqüente, pois, ele compara a média de 25% das observações de valores mais baixos com a média total. Ele é denominado “coeficiente de uniformidade de distribuição”, por alguns autores, ou

$$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{q_a} \quad (32)$$

em que

CUD = coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

$q_{25\%}$  = média dos 25% menores valores observados; e

$q_a$  = vazão média dos gotejadores.

Considerando os aspectos operacionais e de precisão no processo de avaliação, Merriam e Keller (1978) sugeriram o uso de, no mínimo, 16 pontos de coleta da vazão dos gotejadores, distribuídos em quatro linhas laterais e em quatro pontos ao longo das linhas selecionadas. Essa metodologia foi modificada por Denículi et al. (1980), e consiste na coleta da vazão dos gotejadores, em oito posições e em quatro laterais, ou seja, na primeira lateral, na situada a 1/3 da

origem, na situada a 2/3 e na última linha. Em cada linha lateral, serão selecionados oito emissores (o primeiro, a 1/7, 2/7, 3/7 4/7, 5/7, 6/7 do comprimento e o último).

A Tabela 6 apresenta a classificação recomendada pela norma ASAE EP 458 (ASAE Standards, 1996), para os valores de coeficiente de uniformidade de distribuição.

Tabela 6 - Classificação dos valores de coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD)

Classificação	CUD (%)
Excelente	90-100
Boa	80-90
Razoável	70-80
Ruim	<70

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Caracterização das avaliações em campo (1ª parte)**

Este trabalho foi realizado nos municípios de Linhares e Jaguaré, localizados na região Norte do Estado do Espírito Santo. Foram avaliados dez sistemas de irrigação por gotejamento, de diferentes fabricantes, modelos, tempo de uso e filtros, durante o período de 22 a 30 de maio de 2001, em áreas cultivadas com culturas de café e mamão; os quais são abastecidos com água que contém elevado teor de ferro total. A escolha dos sistemas baseou-se em informações fornecidas por empresas de irrigação, que atuam na região, e por pesquisadores do INCAPER, órgão de pesquisa do Estado do Espírito Santo.

##### **3.1.1. Caracterização dos sistemas de irrigação**

Foram selecionados sistemas de diferentes fabricantes, modelos, tempos de funcionamento e tipos de filtros, nos quais foram instalados aeradores e tanques de decantação.

No Quadro 1 são apresentados o fabricante, o modelo, o tempo de uso e a área irrigada dos sistemas avaliados.

Quadro 1 - Caracterização dos sistemas de irrigação avaliados

Sistema	Fabricante	Modelo	Tempo de uso (meses)	Área irrigada (ha)
1	Netafin	Typhoon	91	1,7
2	Netafin	Ran 17L	03	2,0
3	Netafin	Ran 17L	29	3,0
4	Netafin	Tiran	24	2,0
5	Plastro	Katifi	72	0,7
6	Netafin	Ran 16	06	2,2
7	Plastro	Katifi	84	0,9
8	Naan	Paz10	24	1,0
9	Netafin	Ran 16	24	1,0
10	Naan	Paz10	70	1,0

O Quadro 2 apresenta a vazão nominal, as pressões mínima e máxima e o espaçamento dos modelos de gotejadores avaliados.

Quadro 2 - Caracterização dos gotejadores avaliados

Sistemas	Vazão nominal (L.h <sup>-1</sup> )	Pressão mínima (kPa)	Pressão máxima (kPa)	Espaçamento (m)
1	2,6	49,0	196,2	0,75
2	2,3	49,0	392,4	0,75
3	2,3	49,0	392,4	0,75
4	2,0	49,0	343,3	0,75
5	2,5	49,0	294,3	0,85
6	2,3	49,0	392,4	0,75
7	2,5	49,0	294,3	0,85
8	1,7	39,2	245,2	0,75
9	2,3	49,0	392,4	0,75
10	1,7	39,2	245,2	0,60

### 3.1.2. Medidas preventivas

Para utilização de água com elevados teores de ferro, em sistemas de irrigação por gotejamento, e para prevenir obstruções causadas por este elemento, pode ser necessária, além do sistema de filtragem, a construção de aeradores e tanques de sedimentação. Estas estruturas foram utilizadas em alguns

dos sistemas avaliados; em outros, foram utilizados também produtos químicos, conforme Quadro 3.

Todos os sistemas de irrigação avaliados foram abastecidos com águas provenientes de barragens próximas à área de plantio. Foram utilizados filtros de disco de 120 *mesh*. O sistema 5 utilizou aerador do tipo bandeja, diferente do sistema 10, em que o aerador consiste de um tubo perfurado pelo qual a água é aspergida sob pressão no tanque de decantação.

Quadro 3 - Tipos de filtros, aeradores e decantadores utilizados nos sistemas de irrigação por gotejamento

Sistema	Filtros			Aerador	Tanque de decantação
	Areia	Disco	Tela		
1		X			X
2		X			X
3		X			X
4		X			
5	X		X	X	X
6		X			
7	X		X		
8	X	X			
9		X			
10	X		X	X	X

### 3.1.3. Análise da água de irrigação e locais de coleta

Para determinação do teor de ferro total contido na água de irrigação, foi utilizado um kit para análise in loco da marca HACH, modelo IR-18. Para verificar a precisão deste kit, foram realizadas análises simultâneas do teor de ferro total em laboratório e com o kit. Os resultados das análises de laboratório foram cerca de 10% maiores que aqueles obtidos com o kit. Nas propriedades que utilizam algum processo de pré-tratamento de água, as amostras para análise foram coletadas 1 hora após o funcionamento dos sistemas, em quatro pontos: na fonte de água (P<sub>1</sub>); no tanque de decantação (P<sub>2</sub>); após o sistema de filtragem (P<sub>3</sub>); e na saída dos gotejadores (P<sub>4</sub>). Nas propriedades que não utilizam pré-

tratamento, foram coletadas amostras de água na fonte, após o sistema de filtragem e na saída dos gotejadores. Estas análises forneceram os resultados de teor de ferro total. Para análise de outros elementos e pH da água, amostras de todos os pontos citados foram enviadas ao Laboratório de Química de Solos, pertencente ao INCAPER, localizado em Linhares-ES.

#### **3.1.4. Uniformidade de aplicação de água**

O coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), para os sistemas de irrigação por gotejamento avaliados, foi determinado por meio da Equação 32, apresentada por Keller e Karmeli (1975). Para medição das vazões dos gotejadores, em cada emissor selecionado de acordo com a metodologia proposta por Merriam e Keller (1978), modificada por Denículi et al. (1980), foi coletado o volume aplicado em um tempo de 3 minutos.

As medições de pressão foram feitas apenas nos finais das linhas laterais, utilizando um manômetro graduado de 0 a 6 bar.

### **3.2. Caracterização das avaliações experimentais (2ª etapa)**

A segunda etapa do trabalho foi desenvolvida na Fazenda Lage, situada a 15 km da Universidade Federal de Viçosa-MG. A escolha do local baseou-se na existência de fonte de água superficial, apresentando teor de ferro total superior a  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ , além da disponibilidade de área adequada para montagem experimental.

### 3.2.1. Descrição dos sistemas

Para realização do experimento, foram instalados quatro sistemas de irrigação por gotejamento em dois terreiros, localizados a céu aberto, apresentando o solo cimentado e com suave declividade, o que possibilitou o escoamento e a captação da água para um possível reaproveitamento, sendo que cada sistema ocupou uma área de 7,6 por 25 m.

Os sistemas foram montados, utilizando-se cinco modelos de gotejadores (G1-G5), recomendados para a cultura do café, de cinco grandes fabricantes de equipamentos de irrigação por gotejamento utilizados no Brasil, cujas características estão apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4 - Descrição técnica dos modelos de tubos gotejadores dos diversos fabricantes, que foram utilizados

Modelo	Tipo	Vazão (L h <sup>-1</sup> )	Diâm. Int. (mm)	Diâm.Ext (mm)	Pressão (kPa)	Esp. entre gotejadores (m)
G1	Tape	0,74	15,8		68,67-98,1	0,20
G2	Autocompensante	2,30	13,7	16,0	49,05 - 392,4	0,75
G3	Autocompensante	3,40	13,7	16,0	58,86 - 392,4	1,00
G4	Autocompensante	2,30	13,7	16,0	58,86 - 392,4	0,75
G5	Autocompensante	2,10	14,8	16,0	49,05 343,3	0,75

Visando à facilidade na execução dos testes de uniformidade de irrigação, as linhas foram estendidas transversalmente sobre oito fios de arame liso, espaçados em 3,00 m, esticados com catraca metálica e nivelados, aproximadamente, a 1,50 m de altura do piso, sustentados às extremidades por um par de mourões de madeira enterrados nas laterais dos pátios. Os mourões receberam escoramento para suportar a tensão do fio de arame após aperto e o peso dos tubos gotejadores, preenchidos com água (Figura 1).

Na linha de derivação com 7,6 m de comprimento, foram utilizados tubos de PVC de 1” de diâmetro, suspensa sobre o primeiro fio de arame a uma altura de 1,5 m; nesta linha, foram inseridos 40 conectores. Para cada modelo de gotejador, foram instaladas oito linhas laterais com 25 m de comprimento e com espaçamento entre as linhas do mesmo modelo de 0,15 m e 0,40 m entre um

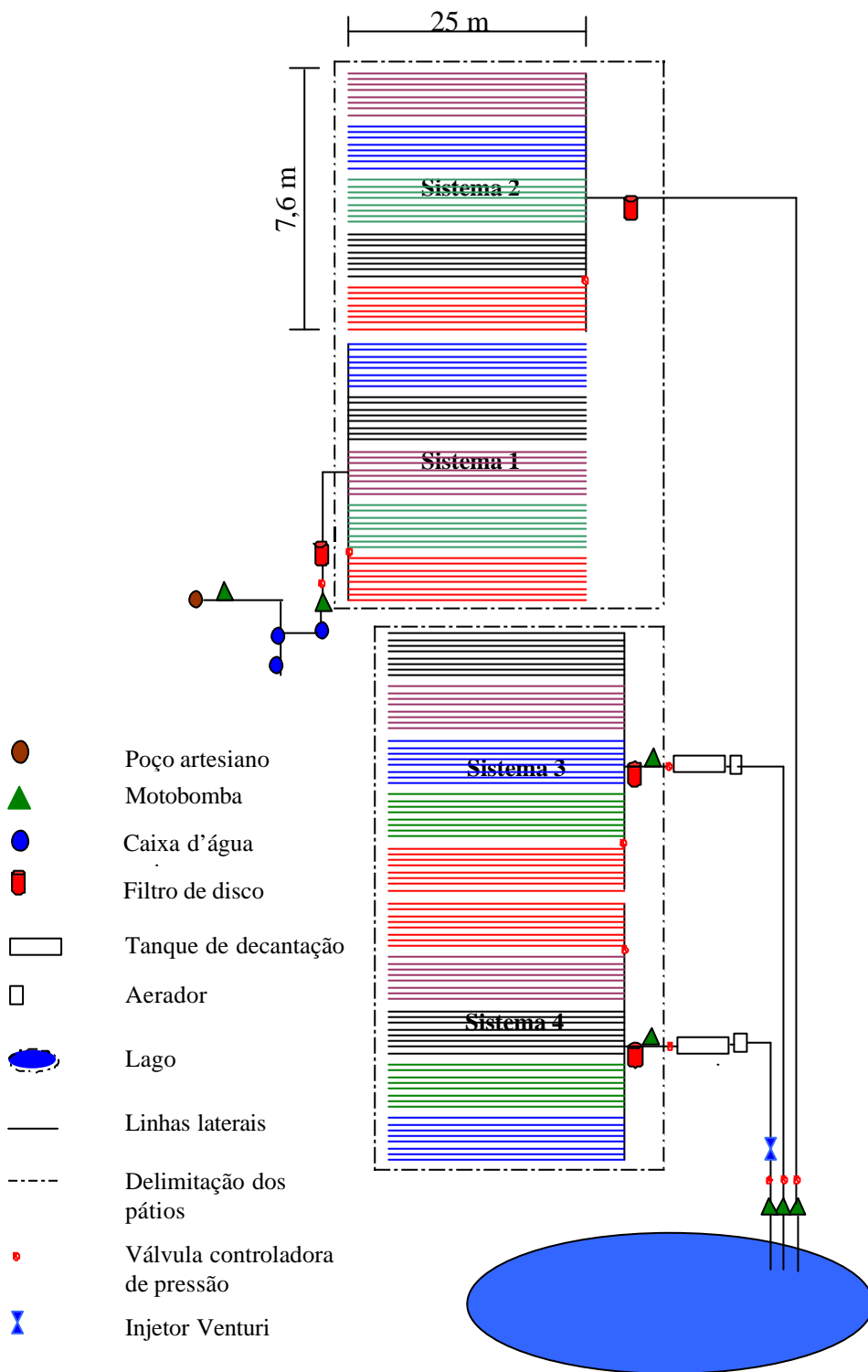


Figura 1 - Esquema do sistema de aplicação de água para estudo sobre o efeito da utilização de água com elevado teor de ferro, com e sem tratamento, no entupimento dos emissores e na uniformidade de aplicação de água em sistemas de irrigação por gotejamento.

modelo e outro, com um total de 40 linhas. Os tubos gotejadores foram presos com arame para preservar o espaçamento original de 15 cm, que foi mantido para realização de testes de uniformidade da irrigação. As oito linhas de um mesmo modelo foram inseridas em seqüência, sendo sorteado apenas seu posicionamento (Quadro 5), exceto para um que é do tipo “TAPE”, que foi instalado no início ou no final da linha, isto porque a pressão recomendada para este modelo é de 68,67 kPa, necessitando de uma válvula de controle de pressão e um ponto de tomada de pressão antes, para manter a pressão desejada.

Quadro 5 - Posicionamento dos modelos de tubogotejadores nos sistemas

Nº de Ordem	Sistema 1	Sistema 2	Sistema 3	Sistema 4
Primeiro	G 1	G 1	G 1	G 3
Segundo	G 4	G 5	G 4	G 4
Terceiro	G 2	G 4	G 3	G 5
Quarto	G 5	G 3	G 2	G 2
Quinto	G 3	G 2	G 5	G 1

Considerando que a abertura periódica do final das linhas laterais de emissores pode permitir redução nos efeitos de entupimento, causados pela presença de ferro na água de irrigação, foram instaladas no final da metade das linhas (de cada modelo de emissor) válvulas automáticas de limpeza, que permitiram a liberação da água nos processos de pressurização e despressurização do sistema.

### 3.2.2. Descrição dos tratamentos

Considerando a implantação de quatro sistemas com 40 linhas cada um, a montagem total envolveu 160 linhas. Cada sistema recebeu o seguinte tratamento:

T<sub>1</sub>: filtragem comum com filtro de disco (sistema 1), abastecido com água que apresentava teor de ferro total menor que 0,1 mg L<sup>-1</sup>.

T<sub>2</sub>: filtragem comum com filtro de disco (sistema 2);

T<sub>3</sub>: filtragem comum com filtro de disco associado ao processo de aeração e decantação (sistema 3); e

T<sub>4</sub>: filtragem comum com filtro de disco associado ao processo de cloração, aeração e decantação (sistema 4);

A Figura 1 apresenta o esquema de montagem dos sistemas de irrigação.

O primeiro sistema foi abastecido com água oriunda de um poço, apresentando um teor de ferro total menor que 0,1 mg L. Os outros três foram abastecidos com água proveniente de lagoa, apresentando teor de ferro total maior que 1,5 mg L<sup>-1</sup>, localizado a 30 m de distância do primeiro pátio.

No sistema 1, foram utilizadas duas bombas, uma no poço artesiano, com potência de 1 cv, que bombeava a água até duas caixas de fibra com capacidade de 2.500 litros, que serviam como depósito. A outra, com potência de ¾ cv, recalrava a água para o sistema, a partir de uma caixa de amianto localizada em um nível inferior ao pátio, com capacidade de 500 litros. Como a vazão do poço era de 2500 L h<sup>-1</sup> e a do sistema 3.250 L h<sup>-1</sup>, houve necessidade de reutilização da água; para isto, o pátio foi coberto com uma lona plástica sobre a qual a água escoava até uma tubulação de PVC de 100 mm, que a reconduzia à caixa de amianto. Na extremidade da tubulação, foi colocada uma tela para reter as impurezas carregadas da lona. Como parte da água era perdida, o nível de água na caixa de amianto era mantido com o auxílio de uma mangueira de 1", que funcionava com sifão entre esta e as caixas-depósito.

No sistema 2, foi instalado um conjunto motobomba de 1 cv. Nos sistemas 3 e 4, a água foi bombeada primeiro para os aeradores, passando, em seguida, para os tanques de decantação e rebombeada para os gotejadores, sendo necessário quatro conjuntos motobomba, sendo dois instalados na captação (lagoa) com potência de ¼ e ¾ cv, respectivamente, e outros dois com potência de ¾ cv, após os tanques de decantação. Uma maior potência no conjunto motobomba utilizado para abastecer o setor quatro foi necessária, para permitir o funcionamento de um injetor Venturi.

O sistema de aplicação de água foi intensivo, com períodos intermitentes de 4 horas de aplicação de água e 2 horas de repouso, totalizando 8 horas diárias de aplicação de água, exceto nos dias de chuva, em virtude do difícil acesso ao local.

O sistema operava com uma pressão no final das linhas de 98,1 a 117,72 kPa, exceto para um dos modelos que operava com uma pressão de 68,67 kPa. A limpeza dos filtros era realizada, sempre que ocorria uma queda de 20% na pressão medida em uma válvula instalada após os mesmos.

### **3.2.3 Filtragem da água de irrigação**

Foram instalados filtros de discos de 120 mesh, com capacidade de  $7,00 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ , nos sistemas 2, 3 e 4, e dois filtros em paralelo no sistema 1, com capacidade de  $3,00 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  cada. Nos quatro sistemas, foram instaladas válvulas de controle de pressão, após a bomba, e uma válvula de tomada de pressão logo após os filtros, para manter a pressão de funcionamento desejada.

### **3.2.4. Descrição dos aeradores**

Nos sistemas 3 e 4, que requeriam aeração, foram instalados dois aeradores com quatro tabuleiros ou “bandejas” quadradas de 0,50 m de lado, sobrepostos, distanciados de 0,30 m (em altura) e através dos quais a água percolava, dimensionados de acordo com recomendação de Azevedo Neto et al. (1987). O primeiro tabuleiro (mais alto) serviu apenas para distribuir uniformemente a água, sendo executado com perfurações. Os demais tabuleiros foram construídos com ripas espaçadas de 1 cm, sobre os quais foram colocadas camadas de cascalho para aumentar a superfície de contato. Esses aeradores foram instalados dentro de caixas de amianto de 500 L, que serviam como tanque

de coleta. A água era bombeada sobre o tabuleiro mais alto, caindo dentro do tanque de coleta e, em seguida, passava para um tanque de decantação (Figura 2).



Figura 2 – Sistema de aeração e decantação do tratamento T3.

### 3.2.5. Descrição dos tanques de decantação

Os tanques foram dimensionados para clarificação de águas coloidais (Tabela 4), seguindo recomendação de Azevedo Neto et al.(1987), com uma área de  $3,00 \text{ m}^2$  para uma vazão de  $3,20 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ , valor intermediário ao máximo e mínimo,  $1,90$  e  $5,60 \text{ m}^3$ , respectivamente, e uma relação comprimento/largura de 3:1.

O tempo de detenção calculado por meio da Equação 24, foi 56 minutos, e sendo altura do tanque calculada usando-se a Equação 25 de 1,00 m. A metodologia proposta por Pizarro (1990), para dimensionamento do tanque (Equações de 15 a 20), apresentou resultados semelhantes.

Os tanques foram construídos com fibra de vidro, com três divisórias internas, localizadas a 0,30, 2,60 e 2,80 m da parede frontal do decantador. A primeira, foi perfurada com furos de 0,01 m de diâmetro para proporcionar uma distribuição de fluxo nas direções vertical e horizontal. A segunda, com 0,40 m de altura, foi inserida na parte superior do decantador, para de reter o sobrenadante, impedindo que ele fosse bombeado para o sistema. A terceira, com 0,80 m de altura, foi inserida na parte inferior para impedir que partículas depositadas no fundo do tanque fossem bombeadas para o sistema.

### **3.2.6. Aplicação de cloro**

A aplicação de cloro foi contínua, durante todo o período de funcionamento do sistema 4. Utilizou-se hipoclorito de sódio à concentração de 12%. O produto foi diluído em água, em um tambor plástico de 50 L, e injetado na tubulação, após o conjunto motobomba e antes do aerador, por um injetor Venturi com capacidade de  $70 \text{ L h}^{-1}$ , regulado com o auxílio de válvulas para uma taxa de injeção de  $10 \text{ L h}^{-1}$ . A quantidade aplicada foi monitorada, utilizando-se um kit de análise de cloro livre, de forma a manter um teor deste entre  $0,5$  e  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  no final das linhas.

### **3.2.7. Análise da água de irrigação**

Amostras de água foram coletadas em todos os sistemas, para cada 50 horas de funcionamento, para análise in loco em cinco pontos, ou seja, na fonte de água, no tanque de decantação, após o sistema de filtragem, e nos gotejadores localizados nos finais de linhas. Nessas amostras, foram obtidos os resultados de teor de ferro total, pH e temperatura da água. No início dos trabalhos, foram coletadas amostras de água nos tanques e na lagoa, que foram enviadas ao Laboratório de Qualidade de Água pertencente ao Departamento de Solos –UFV,

para análises de cálcio, manganês e sólido total. Com 300 horas de funcionamento dos sistemas, foram coletadas amostras de água nos tanques e na lagoa, para determinar o nível de CO<sub>2</sub>. Foram coletadas amostras de água nos gotejadores dos sistemas 2, 3 e 4, para quantificar população bacteriana.

### **3.2.8. Avaliações dos sistemas**

As avaliações dos níveis de uniformidade de aplicação de água foram realizadas no primeiro dia e a cada 50 horas de funcionamento dos sistemas. Em cada avaliação, foram coletadas as vazões de oito gotejadores em cada linha lateral, totalizando 320 gotejadores por sistema, de acordo com a metodologia proposta por Merriam e Keller (1978), modificada por Denículi et al.,(1980), durante um período de três minutos.

Para facilitar a coleta das vazões, foram construídos três suportes. Na base superior destes, foram inseridos oito pinos, espaçados de 0,15 m, sendo o mesmo espaçamento adotado entre os tubos gotejadores, para permitir o encaixe dos coletores de marca Fabrimar, evitando-se que caíssem durante os testes. Os suportes foram colocados, transversalmente, ao nível dos tubos gotejadores, permitindo a coleta das vazões de 24 gotejadores, simultaneamente, como pode ser visto na Figura 3. O volume coletado foi medido em provetas graduadas de 250 ml.

O experimento foi montado em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas os sistemas e nas subparcelas o esquema fatorial 5x2 (equipamento de cinco fabricantes, com e sem válvula no final de linha), em delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições.



Figura 3 – Avaliação do sistema de irrigação

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1. Avaliações realizadas em sistemas de irrigação por gotejamento em campo**

#### **4.1.1. Resultados das análises de água**

De acordo com os resultados apresentados no Quadro 6, a condutividade elétrica da água de irrigação dos dez sistemas avaliados não oferece nenhuma restrição para uso na irrigação, conforme a classificação proposta por Ayers e Wescot (1985). Entretanto, quando se analisa este parâmetro juntamente com a Relação de Adsorção de Sódio (RAS), estas águas possuem severo grau de restrições quanto ao uso em irrigação, conforme a mesma classificação. As concentrações de cálcio, magnésio, manganês e sódio não implicam em risco de entupimento dos emissores (Ayers e Wescot,1985).

O Quadro 7 apresenta os resultados de teor de ferro total e pH na água de irrigação, em diferentes pontos do sistema, isto é, captação, tanque de decantação, após os filtros e nos gotejadores. Os sistemas 4, 6, 7, 8 e 9 não apresentavam decantador, motivo pelo qual não aparecem medidas referentes a estes pontos.

Quadro 6 – Resultados das análises de água das amostras coletadas na captação de dez sistemas de irrigação avaliados no norte do Estado do Espírito Santo

Sistema	Cond. elétrica dS m <sup>-1</sup>	RAS <sup>+</sup>	Cálcio meq L <sup>-1</sup>	Magnésio meq L <sup>-1</sup>	Manganês mg L <sup>-1</sup>	Sódio meq L <sup>-1</sup>
1	0,06	1,59	0,05	0,07	0,01	0,39
2	0,06	1,62	0,04	0,07	0,01	0,38
3	0,06	1,57	0,04	0,06	0,01	0,35
4	0,05	1,27	0,04	0,08	0,01	0,31
5	0,08	1,27	0,08	0,14	0,08	0,42
6	0,05	1,53	0,05	0,08	0,02	0,35
7	0,05	1,84	0,03	0,06	0,01	0,39
8	0,08	2,33	0,06	0,12	0,01	0,70
9	0,07	2,43	0,06	0,12	0,01	0,73
10	0,03	1,25	0,04	0,10	0,01	0,33

Quadro 7 - Teor de ferro total e pH (médio) na água de irrigação dos sistemas avaliados para amostras coletadas: captação (P<sub>1</sub>); tanque de decantação (P<sub>2</sub>); após os filtros (P<sub>3</sub>) e nos gotejadores (P<sub>4</sub>)

Sistemas	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	pH
	(mg L <sup>-1</sup> )				
1	1,3	1,1	1,7	1,7	6,0
2	0,7	0,5	0,5	0,7	6,1
3	0,7	0,5	0,7	0,7	6,3
4	0,3	-	0,3	0,8	4,7
5	1,7	0,4	0,9	1,0	5,9
6	1,3	-	1,3	1,7	6,6
7	1,1	-	1,0	1,2	6,5
8	1,1	-	1,1	1,1	6,1
9	1,1	-	1,1	1,1	6,0
10	0,9	0,2	0,3	0,3	6,3

No Quadro 7, observa-se que os valores obtidos nas captações variam de 0,3 a 1,7 mg L<sup>-1</sup>, devendo-se destacar que nove valores encontram-se na faixa de risco moderado (0,1 a 1,5mg L<sup>-1</sup>) e um com severo risco de entupimento (>1,5 mg L<sup>-1</sup>), segundo BUCKS et al. (1986). Estes valores elevados apresentam variações ao longo do ano e, como foram medidos na época seca, espera-se um aumento na concentração de ferro, com maiores riscos de entupimento em outras épocas do ano. Os valores medidos após o filtro (P<sub>3</sub>) apresentam resultados semelhantes, com exceção dos sistemas 5 e 10, possivelmente em virtude do

efeito da aeração, o que será discutido posteriormente. O pH médio foi em torno de 6, com mínimo de 4,7 e máximo 6,5, faixa esta favorável a precipitação do ferro dissolvido.

As Figuras 4 e 5 apresentam os resultados da concentração de ferro nos pontos amostrados, para os sistemas com e sem decantador, respectivamente.

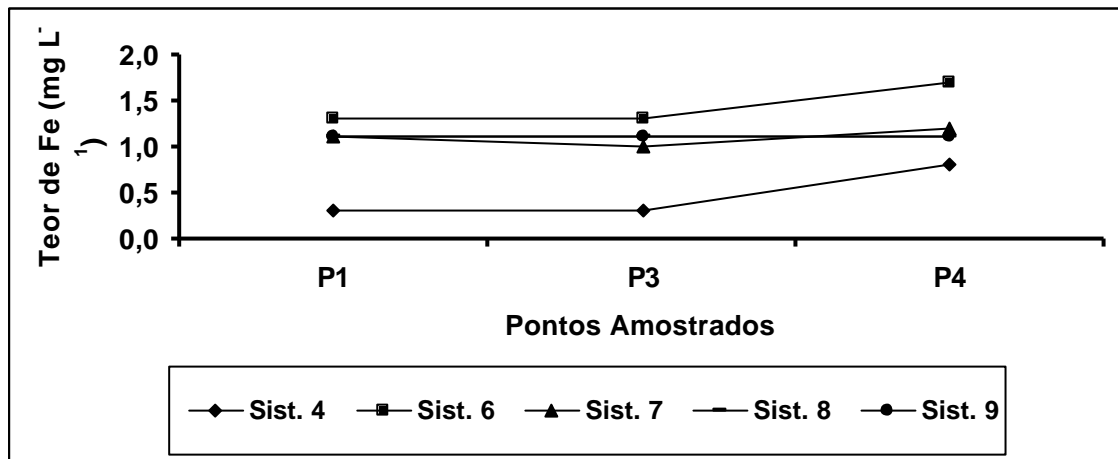


Figura 4 – Teor de ferro na água de irrigação dos sistemas 4, 6, 7, 8 e 9, que não possuem tanques de decantação.

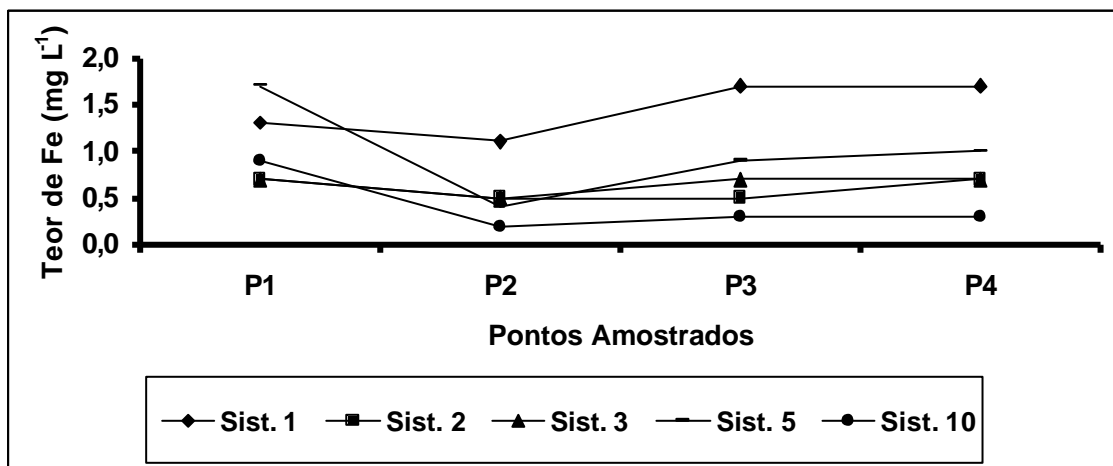


Figura 5 – Teor de ferro na água de irrigação dos sistemas 1, 2, 3, 5 e 10, que possuem tanques de decantação.

Observa-se na Figura 4, que os resultados das análises do teor de ferro total após os filtros (P<sub>3</sub>), de areia, de tela ou de disco não apresentaram reduções expressivas na remoção deste elemento, quando comparados com os resultados das análises feitas com a água na captação (P<sub>1</sub>). Nota-se que o teor de ferro total,

presente na água coletada nos gotejadores localizados nos finais de linha, manteve-se constante ou sofreu um ligeiro aumento, quando comparado com os teores encontrados após os filtros. Tal fato é devido, provavelmente, ao processo de sedimentação no interior das tubulações que ocorre entre irrigações, provocando maior concentração deste elemento.

Os resultados das análises de água coletada nos sistemas 1, 2 e 3 (Figura 5) foram semelhantes aos citados anteriormente, ou seja, não se observou redução nos níveis de ferro, mesmo utilizando tanques de sedimentação antes dos filtros, o que pode ser explicado pela posição equivocada em que foram instaladas as tubulações de sucção, ou seja, no fundo do tanque, o que proporcionava sucção do ferro sedimentado. Os sistemas 5 e 10 apresentaram os melhores resultados, com grande redução no teor de ferro na água, o que pode ser explicado pela presença de aeradores antes dos tanques de sedimentação; neste caso observa-se redução do potencial de entupimento, devendo ser ressaltado que no sistema 5 a classificação muda de alto risco para ligeiro a moderado.

O valor do teor de ferro encontrado no final de linha do sistema 5 foi semelhante aqueles dos sistemas 1, 2 e 3, devido à posição em que estava localizada a tubulação de sucção, no fundo do tanque, succionando o ferro sedimentado, como pode ser observado na Figura 5. O uso de tanques (sistemas 5 e 10) apresentou maior eficiência para remoção de ferro, quando associado ao processo de aeração, devido à precipitação deste elemento provocada pela oxidação.

#### **4.1.2. Uniformidade de aplicação de água dos sistemas avaliados**

O Quadro 8 apresenta os valores do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD) para os sistemas avaliados. Os valores encontrados para os sistemas 2 e 6 são considerados excelentes; para os sistemas 1, 3, 4, 8 e 9, bons, e para os sistemas 5, 7 e 10, razoáveis, de acordo com a classificação sugerida por Merriam e Keller (1978).

Quadro 8 - Coeficiente de uniformidade de distribuição dos sistemas avaliados

Sistema	CUD (%)	Classificação
1	83	Bom
2	97	Excelente
3	82	Bom
4	85	Bom
5	77	Regular
6	90	Excelente
7	76	Regular
8	89	Bom
9	82	Bom
10	70	Regular

Os valores de CUD são amplamente utilizados para caracterização da uniformidade de distribuição da água, sendo mais rigoroso porque considera a variação de vazão no menor quartil. É comum observar variações de vazão, ao longo das linhas, em função do tempo de uso e do processo de entupimento do sistema. Portanto, é importante considerar outros coeficientes, que permitam identificar melhor essas variações.

O Quadro 9 apresenta os CV (Equação 27) para os sistemas avaliados. Observa-se, em geral, uma coerência dos valores de CV com o CUD para todos os sistemas avaliados, tendo os sistemas 4, 5 e 8 recebido uma classificação inferior pelos valores de CUD, quando comparados ao CV.

Quadro 9 – Coeficiente de variação de vazão ao longo das linhas laterais e no setor dos sistemas avaliados

Sistema	CV (%)				Setor	Classificação
	Linha lateral					
	Primeira	1/3	2/3	Última		
1	17,5	16,5	8,2	14,2	14,0	Bom
2	1,8	2,1	2,0	2,9	2,0	Excelente
3	9,9	6,3	34,1	7,8	17,0	Bom
4	11,9	6,4	4,9	9,4	10,0	Excelente
5	14,5	14,4	30,8	15,4	19,0	Bom
6	3,1	4,3	13,6	11,5	10,0	Excelente
7	36,9	14,2	15,1	6,3	21,0	Regular
8	7,5	4,9	5,2	3,6	10,0	Excelente
9	10,3	12,4	4,0	10,1	13,0	Bom
10	8,0	24,8	33,9	15,9	22,0	Regular

Os sistemas 1 e 4 apresentaram um bom coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD), provavelmente pelo fato de serem utilizados os tratamentos periódicos com cloro e abertura de final de linha. Entretanto, foi constatado que 2% dos gotejadores apresentavam entupimento total, provavelmente devido à utilização de água com elevado teor de ferro total. Este elemento pode também ter contribuído para o entupimento parcial dos gotejadores, causando variação de vazão ao longo das linhas avaliadas, como pode ser observado na Figura 6.

Os sistemas 2 e 6 apresentaram os melhores valores de CUD. Não foi observado nenhum gotejador com entupimento, mesmo utilizando água com elevado teor de ferro, devido ao pouco tempo de funcionamento. O mesmo não ocorreu com os sistemas 3 e 9, que são semelhantes; porém, com tempo de uso maior, estes apresentaram entupimento total na ordem de 1% dos gotejadores, e também entupimento parcial, como pode ser observado na Figura 6.

Os sistemas 5 e 7 apresentaram valores de CUD classificados como razoáveis. São sistemas abastecidos com água contendo elevados valores de ferro total, após longo tempo de uso. Foi constatado, em campo, que cerca de 5% dos gotejadores estavam totalmente entupidos, além de outros com entupimento parcial, como pode ser observado na Figura 6. O uso de aeração e decantação no sistema 5 não contribuiu para evitar entupimentos, devido, provavelmente, à posição em que estava localizada a tubulação de sucção, no fundo do tanque, succionando o ferro sedimentado.

Os valores de CUD, encontrados nos sistemas 8 e 10, são classificados como bom e regular, respectivamente. Apesar de utilizar o mesmo modelo de gotejador, esta diferença é devida, provavelmente, ao maior tempo de funcionamento do sistema 10. Em ambos os sistemas, foi constatado entupimento total em, aproximadamente, 10% dos gotejadores, porém só foi constatado entupimento parcial no sistema 10, o que afeta o valor do CUD (Figura 6). As obstruções nos gotejadores do sistema 8 podem ser justificadas em razão do elevado teor de ferro e grande quantidade de plantas aquáticas e material em decomposição na fonte de água, fatores estes que aceleram o processo de

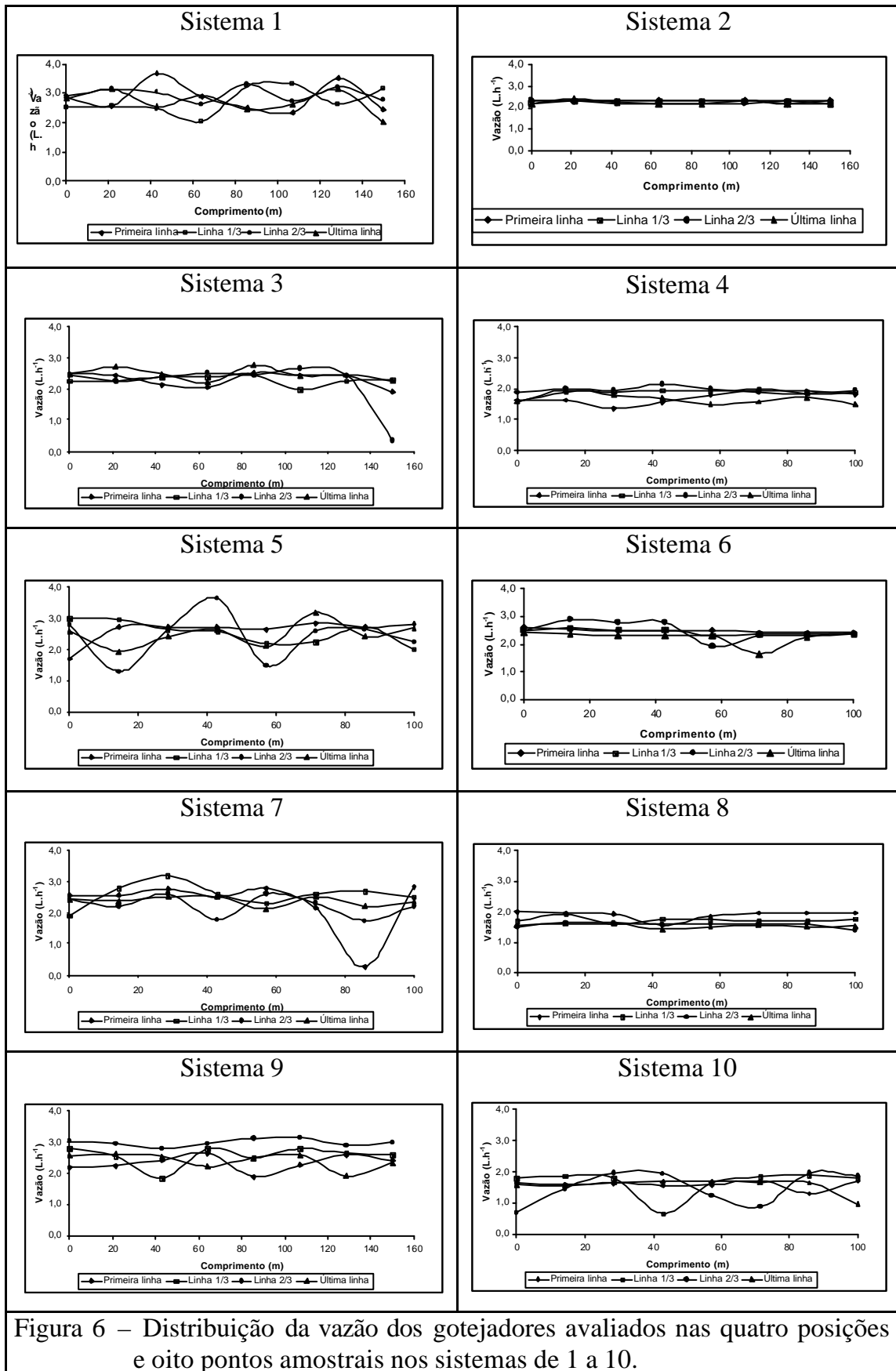


Figura 6 – Distribuição da vazão dos gotejadores avaliados nas quatro posições e oito pontos amostrais nos sistemas de 1 a 10.

entupimento. No sistema 10, a causa observada é o longo tempo de aplicação de água contendo elevado teor de ferro.

## 4.2. Avaliação dos sistemas de irrigação experimental

### 4.2.1. Resultados das análises de água

De acordo com os resultados das análises apresentadas no Quadro 10, as concentrações médias de 0,53 e 0,75 meq L<sup>-1</sup>, para os elementos cálcio e magnésio, respectivamente, não implicam em risco de entupimento dos emissores (Ayers e Wescot,1985). O mesmo ocorreu para o teor de manganês e sólidos totais, que foram 0,08 e 29 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Quadro 10 - Resultados das análises de água coletadas na captação dos tratamentos T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub>, para os teores de sólidos totais, manganês, cálcio e magnésio

Data	Parâmetro analisado			
	Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	Manganês (mg L <sup>-1</sup> )	Cálcio (meq L <sup>-1</sup> )	Magnésio (meq L <sup>-1</sup> )
06/12/2001	36	0,03	0,65	0,92
10/01/2002	40	0,07	0,34	0,83
21/01/2002	12	0,14	0,60	0,50

O teor de ferro total foi avaliado, durante todo o período experimental. O Quadro 11 apresenta os resultados dos teores de ferro, em amostras de água coletadas na captação, nos decantadores, após os filtros, e nos gotejadores localizados nos finais das linhas laterais.

Observa-se no Quadro 11 uma variação do teor de ferro total, em todos os pontos de coletas, com o tempo. Esta variação é decorrente do processo de solubilização do ferro no solo, devido às condições anaeróbicas durante o período chuvoso, que provoca a lixiviação e o carreamento para o lençol freático e, posteriormente, para rios e lagos (Ford, 1993). Observa-se uma variação de 2,6 a 4,0 mg L<sup>-1</sup> na concentração de ferro total, durante o período de 15/11/2001 a

24/01/2002, com os maiores valores coincidindo com a ocorrência de precipitações.

Quadro 11 – Resultados das análises de água coletada ao longo do tempo, nas captações e em diversos pontos dos sistemas 2, 3 e 4

Tempo de operação (h)	Teor de Ferro na Água de Irrigação ( $\text{mg L}^{-1}$ )									
	Captação		Sistema 2			Sistema 3			Sistema 4	
	1	2, 3 e 4	Filtro	Gotej	Decant.	Filtro	Gotej	Decant.	Filtro	Gotej.
0	< 0,1	2,80	2,60	2,20	2,20	2,20	2,20	2,30	2,20	1,90
50	< 0,1	4,00	3,90	3,70	3,30	3,40	3,40	3,80	3,40	3,40
100	< 0,1	2,60	2,50	2,50	2,30	2,10	2,10	1,80	1,80	1,70
150	< 0,1	3,00	2,80	2,00	2,40	2,40	2,30	2,80	2,70	2,50
200	< 0,1	3,20	2,70	1,80	2,60	2,60	2,40	3,00	3,00	3,00
250	< 0,1	2,80	2,60	1,60	2,50	2,50	2,30	2,90	3,30	3,10

Os resultados das análises de água coletada após os filtros (Quadro 11), quando comparados com os resultados das análises coletadas em um ponto anterior, seja nos decantadores (sistemas 3 e 4) ou na fonte (sistema 2), não apresentaram reduções expressivas no teor de ferro, indicando que não houve sua remoção pela ação do filtro. Resultados semelhantes foram encontrados em amostras de água, coletadas em sistemas localizados na região Norte do Estado do Espírito Santo (item 4.1.), e por Hernandez e Petinari (1998), comprovando que os filtros de areia, de tela ou disco não apresentaram eficiência na a remoção deste elemento.

Verificou-se redução no teor de ferro total, em amostras de água coletadas no tanque de decantação (sistema 3, Quadro 11), em relação àquelas coletadas na fonte. O mesmo não ocorreu no sistema 4, cuja água foi tratada com hipoclorito de sódio. Vale ressaltar que o tempo de detenção da água no tanque era da ordem de uma hora.

As amostras de água coletadas nos gotejadores localizados nos finais das linhas laterais para os tratamentos 3 e 4, não apresentaram reduções no teor de ferro total, quando comparadas com àquelas obtidas no ponto de coleta anterior (após os filtros), sendo que o mesmo não ocorreu para o tratamento 2. Este efeito é devido, provavelmente, à ação dos decantadores (tratamentos 3 e 4), que promoveram a sedimentação das partículas maiores no interior do reservatório,

enquanto no tratamento 2 a sedimentação ocorreu no interior das tubulações, e também pela ação de ferrobactérias que produzem mucilagem, nas quais as partículas em suspensão ligam-se, potencializando o entupimento.

O Quadro 12 apresenta os resultados de comparação da concentração de ferro nos tanques de decantação, após um período de repouso de 15 horas. Verifica-se redução significativa na concentração do teor de ferro total, nos tanques de decantação, após o período de repouso, relacionado, diretamente ao maior tempo de sedimentação das partículas, o que evidencia, mais uma vez, a importância do dimensionamento adequado do tanque de decantação na efetividade do processo de redução do entupimento do sistema.

Quadro 12 – Teor de ferro total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água dos tanques de decantação, analisada após 15 horas de repouso

Data	Dia anterior (captação)	Após 15 horas	
		Tanque 3	Tanque 4
15/nov	2,7	1,7	1,7
16/nov	2,8	2,0	2,0
19/nov	3,7	1,5	2,5
23/nov	3,4	2,4	2,7
03/dez	3,4	1,5	2,0
08/dez	2,6	1,2	1,8

O Quadro 13 apresenta os valores de pH das amostras de água coletadas em vários pontos dos tratamentos 2, 3 e 4.

Observa-se pequena variação do pH da água, no ponto de captação do sistema de irrigação, para o período de 05/12/2001 a 16/01/2002. Entretanto, o mesmo não ocorreu ao longo dos sistemas, em que foi verificado um aumento no valor do pH, principalmente para os sistemas 3 e 4. Estes aumentos são devidos, provavelmente, à redução na concentração de  $\text{CO}_2$  provocada pela aeração, como se pode observar nas medidas de  $\text{CO}_2$  realizadas na captação e nos tanques de decantação (Quadro 14). Nakayama e Bucks (1986) relataram a ocorrência de mudanças do pH em água de poços, que contêm grande quantidade de  $\text{CO}_2$  dissolvido, ocasionado pela alta pressão hidrostática no aquífero, e que o

decréscimo na pressão quando a água entra em contato com a atmosfera, libera o CO<sub>2</sub>, causando aumento no pH.

Quadro 13 – Valores de pH da água coletada na captação e nos tratamentos 2, 3 e 4

		Valores de pH na água de irrigação							
Data	Captação	Tratamento 2			Tratamento 3			Tratamento 4	
		Filtro	Gotej.	Decant.	Filtro	Gotej.	Decant.	Filtro	Gotej.
05/12/01	6,48			7,20			7,00		
06/12/01	6,59			7,45			7,32		
10/12/01	6,71			7,34			7,00		
10/12/01	6,68			7,36			7,24		
22/12/01	6,63	6,70	6,72	7,20	7,39	7,47	7,02	7,15	7,31
08/01/02	6,70	6,99	6,98	7,43	7,55	7,51	7,09	7,27	7,25
16/01/02	6,57	6,80	7,00	7,15	7,26	7,35	7,04	7,02	7,28

Quadro 14 – Valores de CO<sub>2</sub> das amostras de água coletadas na captação e nos decantadores dos tratamentos 3 e 4

Local de coleta	Teor de CO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )
Captação (lagoa)	8,8
Decantador do tratamento 3	4,0
Decantador do tratamento 4	3,5

Realizou-se uma avaliação da população bacteriana na água de irrigação, coletada na saída dos gotejadores. Verificou-se que as águas coletadas nas saídas dos gotejadores dos sistemas 2, 3 e 4 apresentaram valores de coliformes totais de  $5,79 \times 10^4$ ,  $1,45 \times 10^4$  e  $3,1 \times 10^2$  NMP mL<sup>-1</sup>, considerados de severo, ligeiro e nenhum risco de entupimento, respectivamente, de acordo com a classificação proposta por Bucks et al. (1986). O método de determinação usado foi o do sistema cromogênio (Colilert), conforme apresentado no “Standard Methods”, 19<sup>a</sup> ed., 1995. O desenvolvimento de bactérias foi favorecido pelas altas temperaturas no período, que variaram de 23 a 28° C.

A amostra do sistema 2 apresentou, ao microscópio, resíduos de precipitados de hidróxidos férricos característicos da ação de ferrobactérias, identificadas como sendo do gênero *Leptothrix*; os sistemas 3 e 4 não apresentaram vestígios de ferrobactérias. Foram utilizados os métodos de

análises estabelecidos no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,” 20<sup>th</sup> edition-1998.

A ausência dessa bactéria no tratamento 4 é justificada pela aplicação contínua de cloro neste tratamento. No tratamento 3, a ausência de ferrobactérias pode ser justificada em razão das condições impróprias relacionadas à disponibilidade de energia. Segundo Martinko et al. (1997), a oxidação aeróbica do  $Fe^{++}$  para  $Fe^{+++}$  é uma reação que produz pouca energia, conseqüentemente, as ferrobactérias necessitam de grande quantidade de ferro dissolvido para um desenvolvimento adequado.

#### **4.2.2. Consumo de hipoclorito de sódio no tratamento 4**

A dosagem de hipoclorito de sódio foi calculada inicialmente, considerando-se apenas o teor de ferro total presente na água de irrigação, o que resultou na aplicação de  $76 \text{ ml h}^{-1}$ . Entretanto, a análise de água coletada no final das linhas indicou níveis abaixo do recomendado (de  $0,5$  a  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  de cloro livre), sendo necessário o aumento na concentração do produto para  $100 \text{ ml h}^{-1}$ . Este aumento é devido à presença de outros elementos na água, que também reagem com o cloro, sendo que o acompanhamento ao longo do experimento exigiu aplicação de dosagens do produto variando de  $70$  a  $170 \text{ ml h}^{-1}$ .

Vale ressaltar que a aplicação de hipoclorito de sódio, para limpeza de sistemas de irrigação, pode trazer problemas a nível de solo. Para exemplificar, serão considerados os resultados do trabalho referente à região Norte do Estado do Espírito Santo, apresentado no item 4.1. Observa-se que, para esta região, a condutividade elétrica média da água de irrigação é da ordem de  $0,05 \text{ dS m}^{-1}$ , e a razão de adsorção de sódio (RAS) média é da ordem de  $1,70$ , o que implica que esta água seja classificada como imprópria, com severa restrição para o uso em irrigação (Ayers e Westcot, 1985). Neste caso, a aplicação contínua de hipoclorito de sódio nessas águas acentuaria o problema.

No Quadro 15 constam as informações referentes ao consumo e custo da aplicação de hipoclorito de sódio, para o tratamento 4. Observa-se um custo elevado deste tratamento, com valores de R\$ 0,05 por m<sup>3</sup> de água aplicada; supondo uma lâmina anual de 1.000 mm de irrigação, este tratamento exigiria uma despesa de R\$ 500,00 por hectare irrigado.

Quadro 15 – Custo do tratamento 4 com o uso de hipoclorito de sódio

Vazão do sistema (m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	Tempo de funcionamento (h)	Consumo total de água (m <sup>3</sup> )	Hipoclorito de sódio (L)	Preço (L)	Custo total (R\$)	Custo por m <sup>3</sup> de água (R\$)
3,2	300	960	40	1,16	46,40	0,05

#### 4.2.3. Variação de vazão dos modelos de gotejadores instalados com e sem válvulas ao longo das avaliações nos tratamentos 1, 2, 3 e 4

Os valores de vazão dos emissores foram determinados considerando-se quatro linhas de gotejadores e oito pontos amostrais, durante as sete avaliações. O Quadro 16 apresenta os resultados da análise de variância, para os valores de vazão. Verifica-se que os valores analisados foram significativos, para todas as variáveis isoladamente, ao nível de 1% de significância. Entretanto, não apresentaram diferenças significativas para as interações: Tratamento x Válvula, Modelo x Tratamento x Válvula e Avaliação x Válvula. x Tratamento x Modelo.

O Quadro 17 apresenta as vazões médias coletadas, para todos os modelos de gotejadores utilizados, e os respectivos testes de médias entre os tratamentos, e o efeito do uso de válvulas instaladas nos finais das linhas. Como os modelos possuem vazões diferentes, não foi possível compará-los.

O teste de média entre as vazões médias dos gotejadores avaliados, nas linhas instaladas com e sem válvula,s apresentou diferença significativa para 13 comparações, dentre as 140 analisadas. Destas 13, nove apresentaram efeitos positivos para o uso de válvula, e quatro efeitos negativos. O baixo número de ocorrências (13) e sua variabilidade (nove com aumento, e quatro com

diminuição da vazão), indicam que essas diferenças não devem ser atribuídas ao uso das válvulas. Vale ressaltar que a abertura periódica de final de linha é, efetivamente, uma medida preventiva na remoção de partículas sedimentadas no interior das tubulações. Porém, no presente trabalho, o uso de válvulas não foi eficiente para evitar a obstrução dos gotejadores, possivelmente devido ao tempo em que elas permaneciam abertas (18 segundos), que foi insuficiente para remover as partículas sedimentadas. Outras pesquisas devem ser desenvolvidas para um tempo maior de abertura, trocando-se os gotejadores localizados em seu interior por outros de menor vazão.

Quadro 16 - Análise de variância para os valores de vazão

Fontes de Variação	G.L	Soma de Quadrado	Quadrado Medio	F	Signif
Tratamento	3	4,6671	1,5557	65,72	**
Resíduo (a)	12	0,2840	0,0236		
Modelo	4	803,5583	200,8896	17.777,84	**
Válvula	1	0,03184	0,03118	2,81	**
Modelo x Válvula	4	0,2071	0,0517	4,57	**
Modelo x Avaliação	12	5,4318	0,4526	39,96	**
Trat. x Válvula	3	0,0089	0,0029	0,26	
Modelo x Trat. x Vál.	12	0,1231	0,0102	0,91	
Resíduo (b)	108	1,2234	0,0113		
Avaliação	6	5,0612	0,8435	125,09	**
Aval. x Trat.	18	1,2732	0,0707	10,49	**
Aval. x Modelo	24	2,5159	0,1048	15,54	**
Aval. x Vál.	6	0,1985	0,0330	4,90	**
Aval. x Modelo x Vál.	24	0,4098	0,01707	2,53	**
Aval. x Modelo x Trat.	72	4,3111	0,0598	8,87	**
Aval. x Trat. x Vál.	18	0,4748	0,02637	3,91	**
Aval. x Vál. X Trat. x Mod	72	0,4784	0,0066	0,98	
Resíduo (c)	720	4,8551	0,0067		
Total	1119				

Na comparação entre os tratamentos (Quadro 17), o modelo G1 apresentou as menores vazões no tratamento  $T_2$ , para todas as avaliações realizadas após 100 horas de funcionamento, tanto para as linhas com válvulas quanto para as linhas sem válvulas. O tratamento  $T_3$  apresentou resultados semelhantes aos do  $T_2$ , porém, com 300 horas de funcionamento. Nestes dois tratamentos foram observados gotejadores com entupimentos parcial e total. O

uso do aerador e do tanque de decantação no tratamento  $T_3$  contribuiu para diminuir os problemas de entupimento nos gotejadores. Todos os tratamentos apresentaram tendência à redução de vazão ao longo do tempo, como se pode observar nas Figuras 7 e 8, em que as maiores variações ocorrem nos tratamentos  $T_2$  e  $T_3$ . No tratamento  $T_1$ , a redução ocorrida na última avaliação foi provocada, provavelmente pelo desenvolvimento de algas nos gotejadores. No tratamento  $T_4$ , a redução foi uniforme ao longo das linhas laterais.

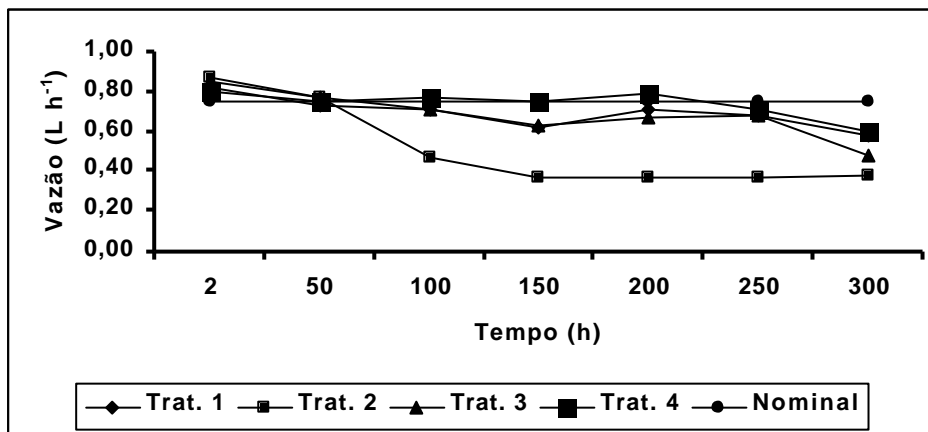


Figura 7 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G1) com válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

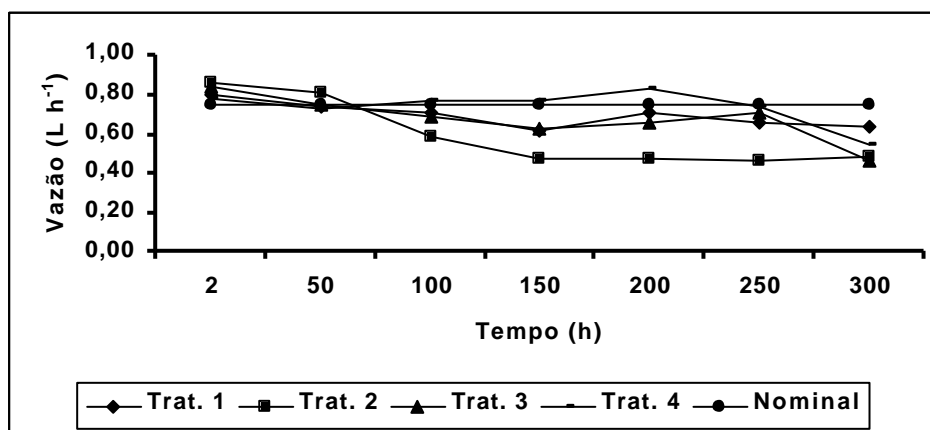


Figura 8 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G1) sem válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

Quadro 17 – Vazões médias dos modelos G1 a G5 com e sem válvulas nos tratamentos T1 a T4 e os testes de média entre os tratamentos para cada modelo e para linhas com e sem válvulas

Mod.	Trat	Tempo (h)													
		2		50		100		150		200		250		300	
		C.V	S.V	C.V	S.V	C.V	S.V	C.V	S.V	C.V	S.V	C.V	S.V	C.V	S.V
G1	T1	0,82 a A	0,80 a A	0,73 a A	0,74 a A	0,71 a A	0,71 ab A	0,62 a A	0,65 a A	0,71 a A	0,71 ab A	0,68 a A	0,66 a A	0,58 a A	0,64 a A
	T2	0,87 a A	0,87 a A	0,77 a A	0,81 a A	0,46 b B	0,59 b A	0,36 b A	0,46 b A	0,37 b A	0,47 c A	0,36 b A	0,46 b A	0,37 b A	0,48 b A
	T3	0,85 a A	0,84 a A	0,77 a A	0,75 a A	0,71 a A	0,69 ab A	0,63 a A	0,63 a A	0,66 a A	0,67 b A	0,68 a A	0,71 a A	0,46 ab A	0,47 b A
	T4	0,80 a A	0,78 a A	0,75 a A	0,73 a A	0,77 a A	0,77 a A	0,75 a A	0,77 a A	0,79 a A	0,83 a A	0,71 a A	0,74 a A	0,60 a A	0,55 ab A
G2	T1	2,26 a A	2,27 a A	2,24 a A	2,25 a A	2,25 a A	2,23 a A	2,23 a A	2,26 a A	2,24 ab A	2,25 ab A	2,21 ab A	2,11 b A	2,09 c A	2,11 c A
	T2	2,23 a A	2,24 a A	2,29 a A	2,32 a A	2,28 a A	2,31 a A	2,32 a A	2,33 a A	2,35 a A	2,35 a A	2,35 a A	2,35 a A	2,49 a A	2,52 a A
	T3	2,34 a A	2,33 a A	2,22 a A	2,24 a A	2,29 a A	2,29 a A	2,33 a A	2,29 a A	2,25 ab A	2,30 a A	2,27 ab A	2,25 a b A	2,29 b A	2,30 b A
	T4	2,32 a A	2,28 a A	2,23 a A	2,23 a A	2,22 a A	2,23 a A	2,21 a A	2,19 a A	2,16 b A	2,12 b A	2,14 b A	2,10 b A	2,06 c A	2,07 c A
G3	T1	3,39 a A	3,42 a A	3,50 a A	3,46 a A	3,38 a A	3,39 a A	3,25 ab A	3,23 a A	3,39 a A	3,41 a A	3,31 a A	3,39 a A	3,19 ab A	3,24 ab A
	T2	3,31 a A	3,36 a A	3,40 a A	3,30 b A	3,16 b A	3,27 a A	3,15 b A	3,04 b A	3,08 b A	3,05 b A	2,94 b A	2,93 c A	2,80 c A	2,89 c A
	T3	3,41 a A	3,42 a A	3,48 a A	3,46 a A	3,42 a A	3,40 a A	3,34 ab A	3,24 a A	3,20 b B	3,34 a A	3,25 a A	3,09 b B	3,32 a A	3,35 a A
	T4	3,46 a A	3,44 a A	3,54 a A	3,46 a A	3,34 a A	3,32 a A	3,33 a A	3,29 a A	3,32 ab A	3,34 a A	3,32 a A	3,13 b B	3,12 b A	3,12 b A
G4	T1	2,42 a A	2,46 a A	2,33 c A	2,32 c A	2,51 a A	2,46 a A	2,15 c A	2,16 b A	2,50 ab A	2,51 b A	2,37 b A	2,39 a A	2,31 b A	2,39 ab A
	T2	2,25 b A	2,22 b A	2,17 c A	2,16 c A	2,26 b A	2,25 b A	2,27 bc A	2,27 b A	2,35 bc A	2,32 c A	2,19 c A	2,20 b A	2,21 b A	2,31 b A
	T3	2,48 a A	2,44 a A	2,67 b A	2,66 b A	2,41 ab A	2,40 ab A	2,40 b A	2,23 b B	2,27 c A	2,24 c A	2,42 ab A	2,37 a A	2,56 a A	2,48 a A
	T4	2,51 a A	2,52 a A	2,92 a A	2,90 a A	2,52 a A	2,53 a A	2,60 a A	2,64 a A	2,58 a B	2,70 a A	2,54 a A	2,48 a A	2,58 a A	2,51 a A
G5	T1	2,17 a A	2,13 a A	2,12 ab A	2,12 a A	2,01 a A	2,03 a A	1,96 a A	2,06 a A	1,97 a A	2,00 a A	1,97 a A	2,00 a A	1,61 b B	1,77 b A
	T2	2,05 a A	2,04 a A	1,99 b A	2,02 a A	1,75 b A	1,86 b A	1,53 b A	1,59 b A	1,80 b A	1,59 b B	1,62 b A	1,69 b A	1,54 b B	1,87 b A
	T3	2,20 a A	2,16 a A	2,13 ab A	2,13 a A	2,01 a A	2,08 a A	1,97 a A	2,00 a A	1,88 ab B	2,05 a A	2,00 a A	2,09 a A	1,89 a B	2,10 a A
	T4	2,20 a A	2,11 a A	2,17 a A	2,14 a A	2,12 a A	2,13 a A	2,08 a A	2,15 a A	2,03 a A	2,10 a A	1,90 a B	2,10 a A	1,77 a B	2,10 a A

Média com a mesma letra não tem diferença significativa pelo teste Tukey a nível de 5% de probabilidade

\* Letras minúsculas indicam comparação entre linhas

\*\*Letras maiúsculas indicam comparação entre colunas

O modelo G2 (Quadro 17) apresentou diferença significativa na comparação das vazões médias entre os tratamentos, com 200 horas de funcionamento, com a menor vazão ocorrendo no tratamento T<sub>4</sub>, sendo o mesmo resultado obtido para os tempos de 250 e 300 horas. Nestas últimas avaliações, o tratamento T<sub>1</sub> apresentou vazões médias semelhantes às do T<sub>4</sub>, porém devido ao desenvolvimento de algas nos gotejadores. No tratamento T<sub>2</sub> ocorreu aumento da vazão média no final (300 horas), comparado com a vazão inicial que era próxima à vazão nominal deste modelo (Figuras 9 e 10). Este aumento de vazão, no tratamento T<sub>2</sub> pode ter ocorrido devido ao mecanismo de autolimpeza do modelo. Segundo informação do fabricante, “a entrada da água no gotejador é feita através de um filtro, projetado para evitar a penetração de partículas de sujeira nas passagens da água; qualquer partícula que possa causar o entupimento será expelida através das amplas passagens de água, ou incrementará a pressão diferencial, fazendo com que o diafragma momentaneamente aumente o volume do corte transversal da saída de água e expulse a sujeira para fora do sistema”. Como a água que abastecia este sistema possuía alto teor de ferro total, favorecendo o crescimento de ferrobactérias, a mucilagem formada por esses microorganismos dentro dos gotejadores pode ter contribuído para o funcionamento contínuo deste mecanismo de autolimpeza, visto que essas mucilagens aderem-se fortemente às paredes suas internas dos gotejadores. Resende et al. (2000) constataram redução de vazão, para o modelo similar, após 1200 horas de funcionamento, cuja água que abastecia o sistema apresentava uma concentração de 0,05 Fe<sup>2+</sup> e baixo teor de sólidos em suspensão.

Considerando o modelo G3, observam-se diferenças significativas, quando se compara as vazões médias após 50, 100 e 150 horas de funcionamento, no tratamento T<sub>2</sub>, mantendo a mesma média para os outros tratamentos. No tratamento T<sub>3</sub> as reduções ocorreram após 200 e 250 horas de funcionamento, aumentando ao final dos trabalhos. O tratamento T<sub>1</sub> apresentou vazões médias entre as do T<sub>4</sub> e T<sub>3</sub>, na última avaliação. Nesta avaliação, o T<sub>2</sub> continuou a apresentar as vazões mais baixas, como se pode observar nas Figuras 11 e 12.

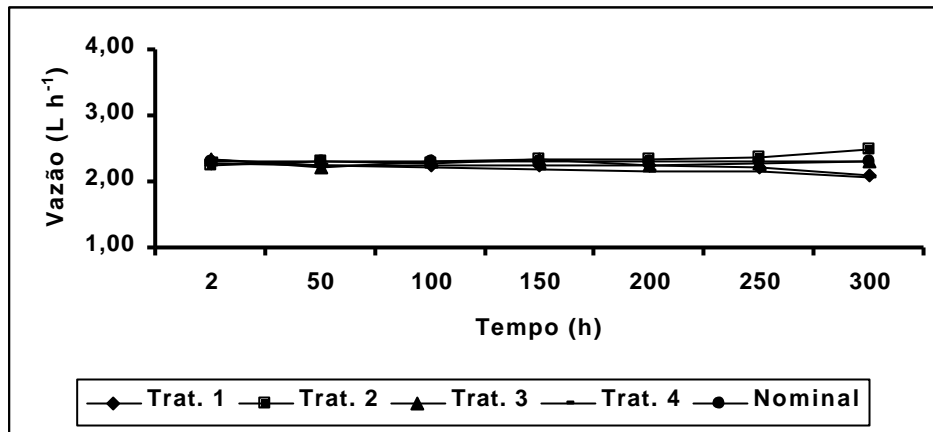


Figura 09 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G2) com válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

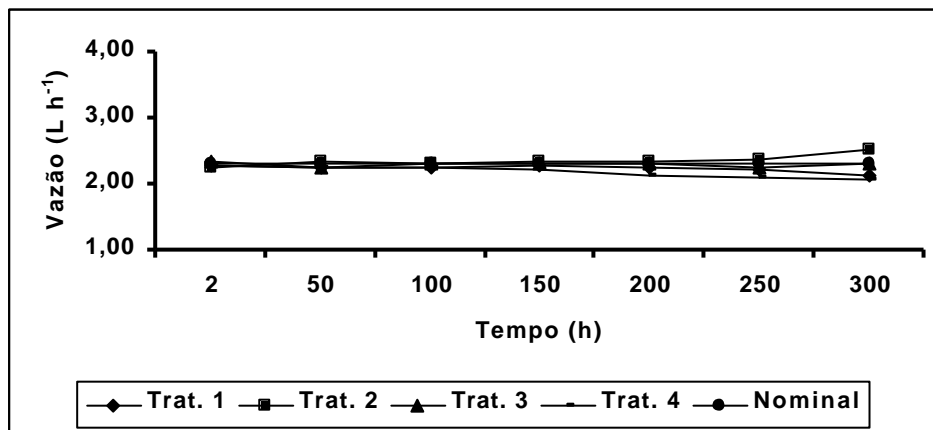


Figura 10 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G2) sem válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

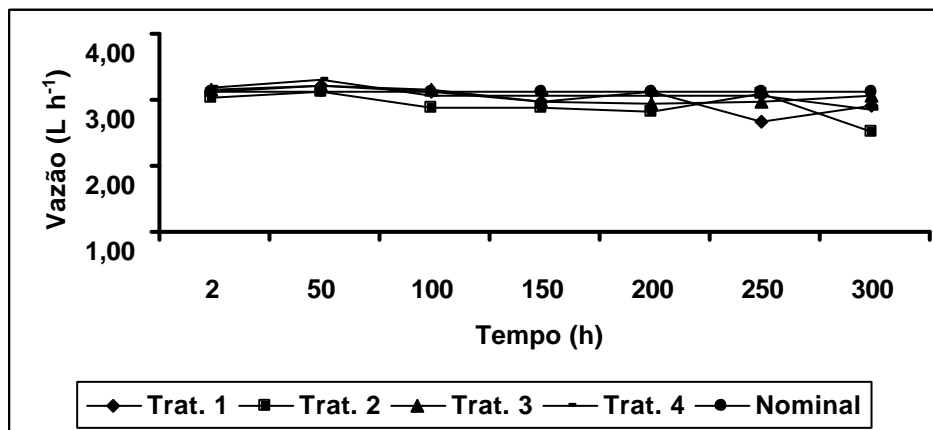


Figura 11 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G3) com válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

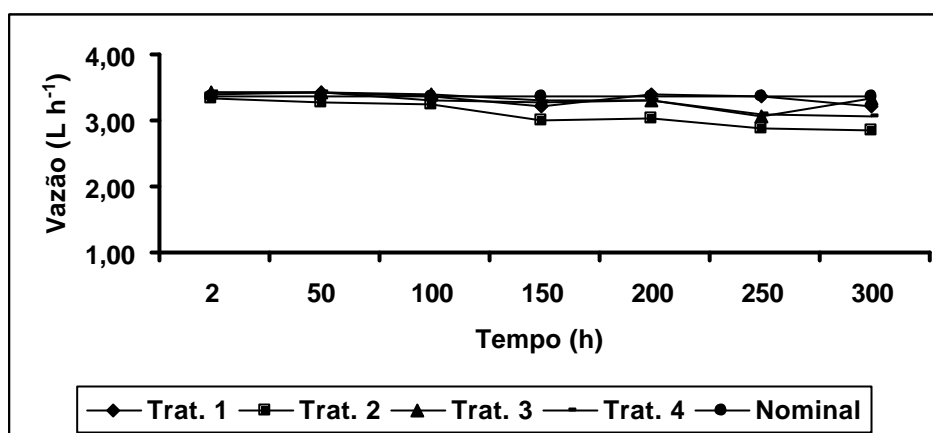


Figura 12 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G3) sem válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

O modelo G4 (Quadro 17) apresentou diferença significativa, quando se comparam as médias de todas as avaliações. Entretanto, na maioria das vezes, ocorreu aumento na vazão, que variou de 2,15 L h<sup>-1</sup>, na quarta avaliação do T<sub>1</sub>, a 2,92 L h<sup>-1</sup> na segunda avaliação do T<sub>4</sub>. Esta variação é excessiva para um modelo autocompensante com vazão nominal de 2,30 L h<sup>-1</sup> (Figuras 13 e 14). Entretanto, a variação de vazão foi uniforme ao longo das linhas, como poderá ser observado nos valores de CUD a serem apresentados.

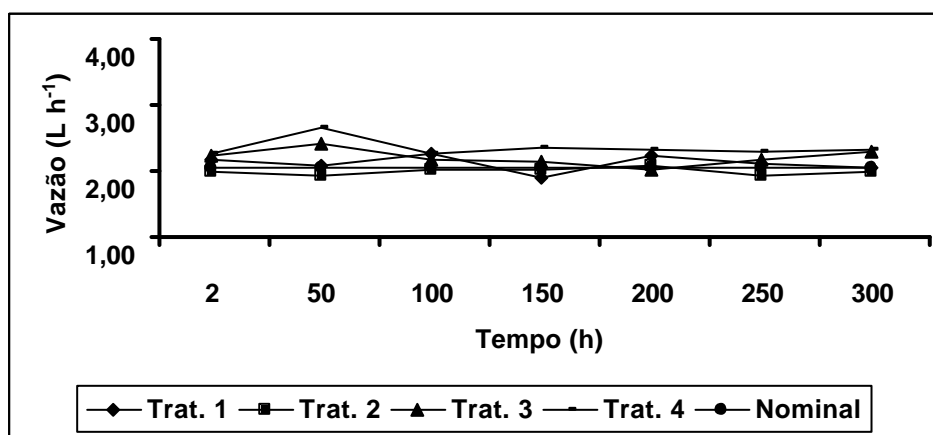


Figura 13 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G4) com válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

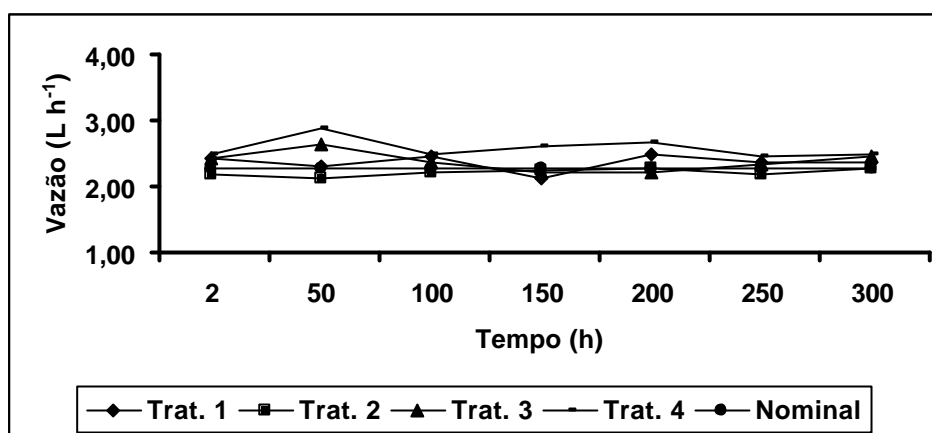


Figura 14 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G4) sem válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

Para o tratamento  $T_2$  do modelo G5, observa-se (Quadro 17) que a vazão média é inferior para a primeira avaliação em relação aos demais tratamentos, permanecendo com esta tendência durante todas as avaliações, devido ao uso somente de filtro neste tratamento, que não foi eficiente para evitar obstruções em decorrência da precipitação de ferro nas linhas, aliado à presença de ferrobactérias. No tratamento  $T_1$ , foi observada uma redução de vazões, devido a entupimentos parciais provocados por algas. Pode-se observar que o modelo G5 apresentou maior valor na última avaliação (300 horas), em relação à avaliação realizada com 200 ou 250 horas (Figuras 15 e 16). Tal fato foi devido ao acréscimo na vazão de alguns gotejadores avaliados, provavelmente em virtude de aumento na pressão durante a operação do sistema, ou uma movimentação nas linhas ou remoção das partículas que estavam obstruindo os gotejadores. Pode-se constatar pelos valores dos CV, que foi de 0,39, na quinta avaliação (200 horas), e 0,34 na última avaliação, que ocorreu maior uniformidade na última avaliação.

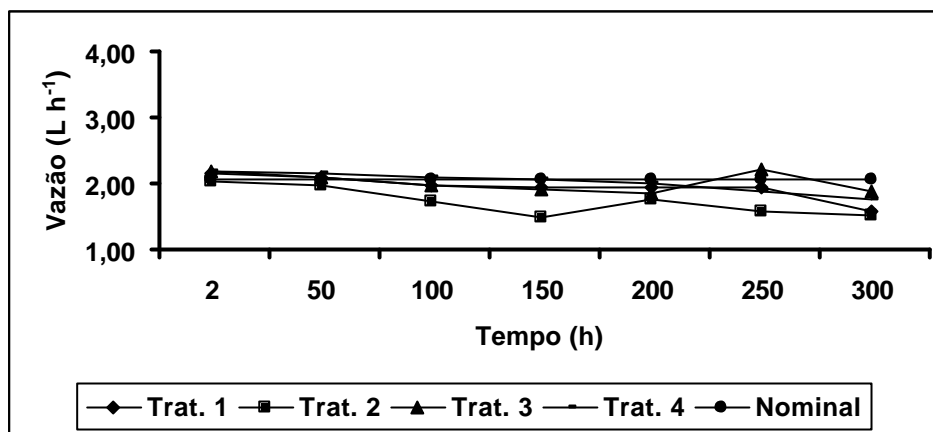


Figura 15 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G5) com válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

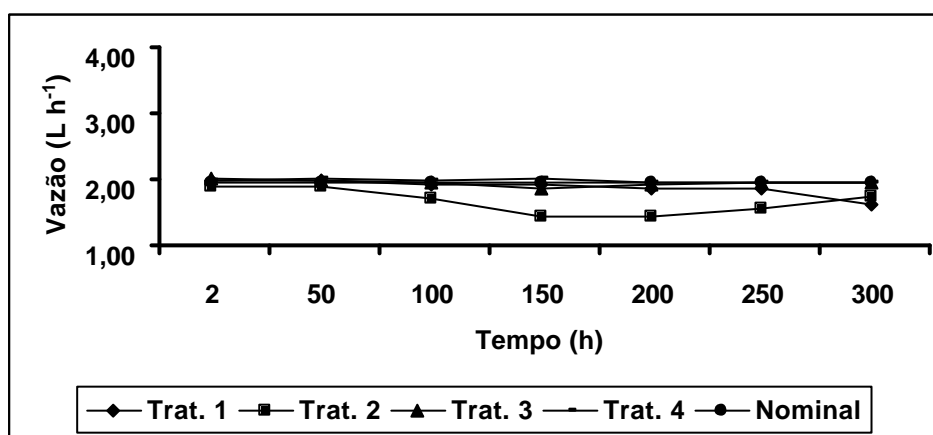


Figura 16 – Vazão média e nominal dos gotejadores (Modelo G5) sem válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

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

Com os valores de vazão dos emissores calculados, conforme metodologia proposta por Merriam e Keller (1978) e modificada por Deniculi (1980), determinaram-se os valores de CUD, conforme Equação 32. O Quadro 18 apresenta os resultados da análise de variância, para os valores de CUD. A análise de variância para os valores de CUD apresentou diferença significativa ao nível de 1% de probabilidade, para todas as fontes de variações e para suas interações. Na realização da análise foram considerados os CUD calculados para as linhas com e sem válvulas como repetições, pois, que os mesmos não diferiram entre si.

Quadro 18 - Análise de variância para os valores de CUD

Fontes de Variação	G.L.	Soma de Quadrado	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamento	3	26461,34	8820,44	906,14	**
R (a)	4	71,12	17,78		
Modelo	4	17821,44	4455,36	457,71	**
Avaliação	6	10713,06	1785,51	183,43	**
Avaliação x Modelo	24	7087,25	295,30	30,34	**
Avaliação x Tratamento	18	11621,65	645,64	66,33	**
Modelo x Tratamento	12	21432,39	1786,03	183,48	**
Aval. x Modelo x Trat.	72	9660,39	134,17	13,78	**
R (b)	136	1323,83	9,73		
Total	279				

No Quadro 19 estão os valores individuais por tipo de emissor (de G1 a G5), nas distintas avaliações (de 2 a 300 horas) e para os tratamentos propostos (de T<sub>1</sub> a T<sub>4</sub>), com o respectivo teste de média pelo método de Tukey. Os valores de CUD, nas duas primeiras avaliações (2 e 50 horas), não apresentaram diferença significativa para todos os modelos, apresentando valores superiores a 90 %, considerados excelentes de acordo com a classificação proposta por Merriam e Keller (1978).

Após 100 horas de funcionamento, verificou-se uma redução significativa de uniformidade no tratamento T<sub>2</sub> dos modelos G1, G3 e G5, apresentando os valores 38,2, 78,8 e 72,5%, respectivamente. Nos outros tratamentos, os valores de CUD mantiveram-se acima de 90%. Estes resultados refletem as variações de vazões, observadas no Quadro 17, exceto para o modelo G3 sem válvula e o G4. O G3 sem válvula apresentou vazão média, no tratamento T<sub>2</sub>, inferior à dos outros tratamentos, entretanto, considerando-se a média das linhas com e sem válvulas, não ocorreu redução no valor de CUD. O modelo G4 também apresentou diferença significativa na comparação entre as vazões nos tratamentos, com valores inferiores no T<sub>2</sub>, para linhas com e sem válvulas, nos tempos de 2 e 50 horas, porém houve uniformidade das vazões dos gotejadores avaliados, não reduzindo os valores de CUD. Pelo mesmo motivo, as diferenças significativas observadas no Quadro 17, para os modelos G2 e G4, não apresentaram reduções nos valores de CUD.

Quadro 19 - Valores de CUD para os modelos de gotejadores G1, G2, G3, G4 e G5 ao longo do tempo e teste de média entre tratamentos.

Modelo	Tratamento	Tempo (h)*						
		2	50	100	150	200	250	300
G1	T1	93,7 a	93,1 a	92,1 a	87,2 a	92,1 a	90,1 a	84,0 a
	T2	90,1 a	90,8 a	38,2 b	5,4 c	0,0 c	0,0 c	0,0 c
	T3	95,1 a	93,5 a	92,0 a	67,7 b	61,8 b	55,6 b	53,6 b
	T4	93,8 a	92,4 a	93,6 a	93,8 a	93,8 a	92,9 a	92,3 a
G2	T1	94,3 a	96,4 a	95,9 a	95,1 a	95,8 a	93,8 a	89,8 a
	T2	96,0 a	96,5 a	95,3 a	94,8 a	94,3 a	90,5 a	93,0 a
	T3	96,1 a	95,5 a	96,5 a	94,9 a	94,0 a	92,1 a	90,0 a
	T4	95,1 a	95,6 a	96,3 a	95,7 a	94,8 a	94,3 a	93,9 a
G3	T1	93,6 a	91,3 a	91,8 a	89,4 a	93,1 a	91,2 a	82,8 ab
	T2	90,4 a	91,4 a	78,8 b	64,3 b	53,5 b	46,8 b	33,2 c
	T3	93,2 a	94,1 a	94,4 a	88,6 a	84,7 a	80,7 a	76,2 b
	T4	91,6 a	93,1 a	92,0 a	90,7 a	90,1 a	91,2 a	90,4 a
G4	T1	92,7 a	95,7 a	96,6 a	93,8 a	94,4 a	93,9 a	92,4 a
	T2	93,9 a	97,1 a	90,9 a	91,0 a	89,3 a	86,7 a	86,2 a
	T3	91,0 a	97,2 a	97,1 a	91,7 a	93,3 a	92,8 a	93,2 a
	T4	93,6 a	96,2 a	97,1 a	97,6 a	94,0 a	93,9 a	93,2 a
G5	T1	93,8 a	94,7 a	92,8 a	91,7 a	93,5 a	91,5 a	87,7 a
	T2	91,8 a	91,5 a	72,5 b	56,1 b	41,0 b	40,6 b	54,0 b
	T3	94,8 a	95,2 a	93,3 a	88,6 a	85,3 a	82,3 a	84,5 a
	T4	94,2 a	95,3 a	94,9 a	93,8 a	91,7 a	91,5 a	89,8 a

\* Média com a mesma letra entre linhas não tem diferença significativa pelo teste Tukey a nível de 5% de probabilidade

Na avaliação realizada com 150 horas de funcionamento, os modelos G1, G3 e G5 apresentaram valores de CUD ainda menores no T<sub>2</sub>, 5,4, 64,3 e 56,1%, respectivamente, valores estes considerados ruins a inaceitáveis para um sistema de irrigação por gotejamento. O tratamento T<sub>3</sub> também apresentou diferença significativa para o modelo G1, ou seja, 67,7%.

Com 200 e 250 horas de funcionamento, continuaram as tendências às reduções nos valores de CUD, já apresentadas em 150 horas para os modelos G1, G3 e G5. O modelo G5 apresentou uma uniformidade, com 250 horas, classificada como boa no tratamento T<sub>3</sub>, sem, entretanto, diferenciar-se estatisticamente dos T<sub>1</sub> e T<sub>4</sub>, em que os valores de CUD são classificados como excelentes.

Na última avaliação (300 horas), o modelo G<sub>1</sub> apresentou os melhores valores de CUD, para os tratamentos T<sub>1</sub> e T<sub>4</sub>. No T<sub>1</sub>, houve tendência à redução na uniformidade, como se pode observar nas Figuras 17 e 18, o que pode ser

explicado por entupimentos parciais provocados por algas. A presença desses organismos, no tratamento T<sub>1</sub>, já fora observada no início do trabalho e, para solucionar o problema, a captação foi mudada para outra fonte. Entretanto, o problema continuou e, com 150 horas de funcionamento, foi aplicado hipoclorito de sódio na concentração de 15 mg L<sup>-1</sup>; contudo, esta medida não foi suficiente para solucionar o problema. Esses organismos tiveram seu crescimento favorecido, neste setor, devido à necessidade do reaproveitamento da água.

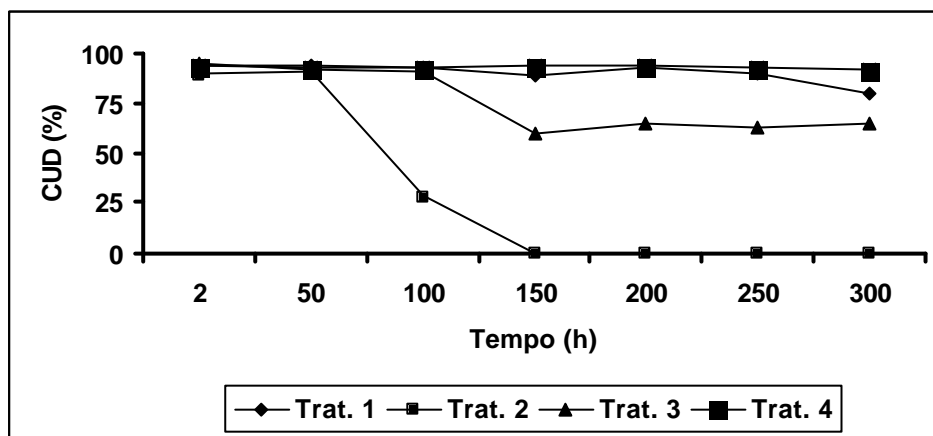


Figura 17 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G1 com válvula nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

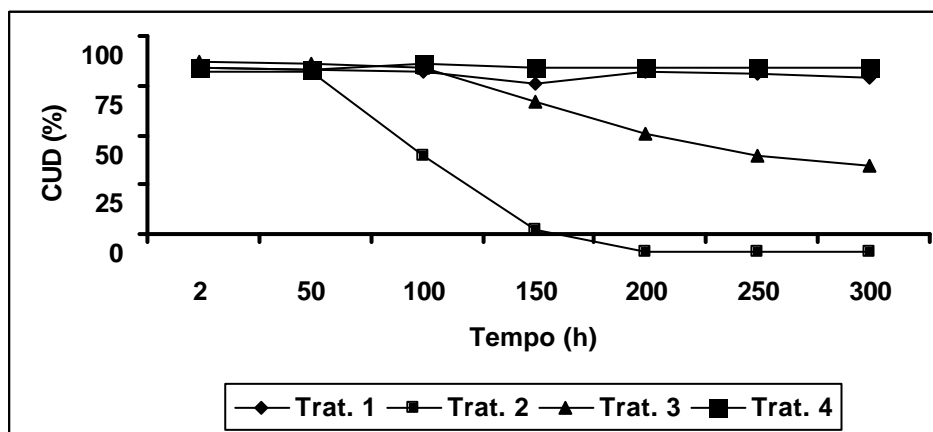


Figura 18 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G1 com válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

No tratamento T<sub>2</sub>, com 200 horas de funcionamento, 25% dos gotejadores do modelo G1 estavam totalmente entupidos, apresentando os

menores valores de CUD devido a entupimentos provocados pela precipitação de ferro e presença de ferrobactérias. Resultados semelhantes foram encontrados por Costa (2000), para gotejadores tipo “Tape” abastecidos com água contendo uma concentração de ferro de 3,0 mg L<sup>-1</sup>.

O modelo G2 apresentou excelentes valores de CUD em todos os tratamentos, ao longo de 300 horas de funcionamento (Quadro 19), apesar da redução de vazão (Quadro 17). Entretanto, a redução de vazão foi uniforme nos gotejadores avaliados, sem prejudicar a uniformidade de distribuição de água. Os valores de CUD foram semelhantes para linhas instaladas com e sem válvulas (Figuras 19 e 20).

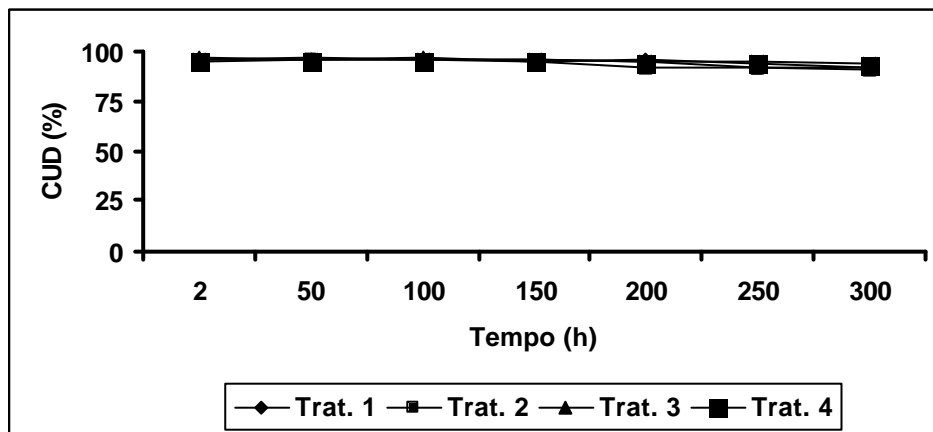


Figura 19 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G2 com válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

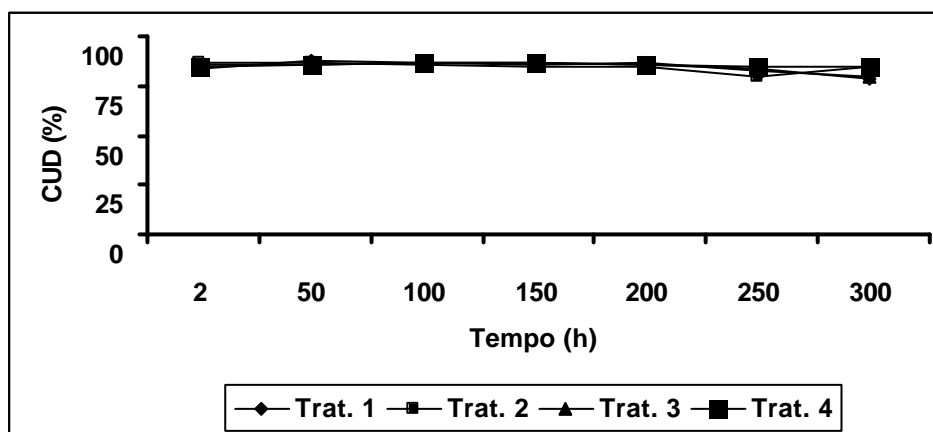


Figura 20 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G2 sem válvula, nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

O modelo G3 apresentou gotejadores com entupimento total no tratamento T<sub>2</sub> com 300 horas de funcionamento, com valores de CUD de 33,2%. Estes entupimentos, foram provocados pela precipitação de ferro no interior da tubulação e presença de ferrobactérias. No T<sub>3</sub>, o uso de filtro de disco associado à aeração e à decantação não foi suficiente para evitar entupimentos provocados pela elevada concentração de ferro na água em alguns gotejadores, do modelo G3. Entretanto, os resultados foram semelhantes àqueles do tratamento T<sub>2</sub>, que só possuía filtro de disco, conforme se pode observar no Quadro 19. Os melhores resultados, para este modelo, foram observados nos tratamentos T<sub>1</sub> e T<sub>4</sub>, com o T<sub>1</sub> apresentando tendência à redução (Figuras 21 e 22), CUD de 82,8 %, devido ao desenvolvimento de algas. O CUD de 90,4%, no T<sub>4</sub>, evidencia o efeito do tratamento com cloro associado à filtragem, aeração e tanque de decantação. O efeito dessas medidas preventivas, a longo prazo, pode ser observado nos resultados das avaliações realizadas no Estado do Espírito Santo, em sistemas de irrigação com mais de 70 meses de funcionamento, abastecidos com água contendo elevados teores de ferro, que apresentaram valores de CUD classificados como razoáveis e bons (Quadro7).

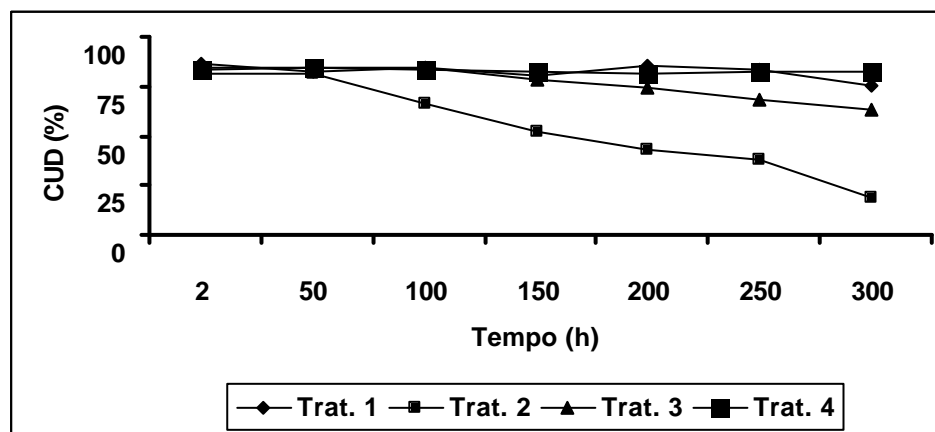


Figura 21 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo 3 com válvula nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

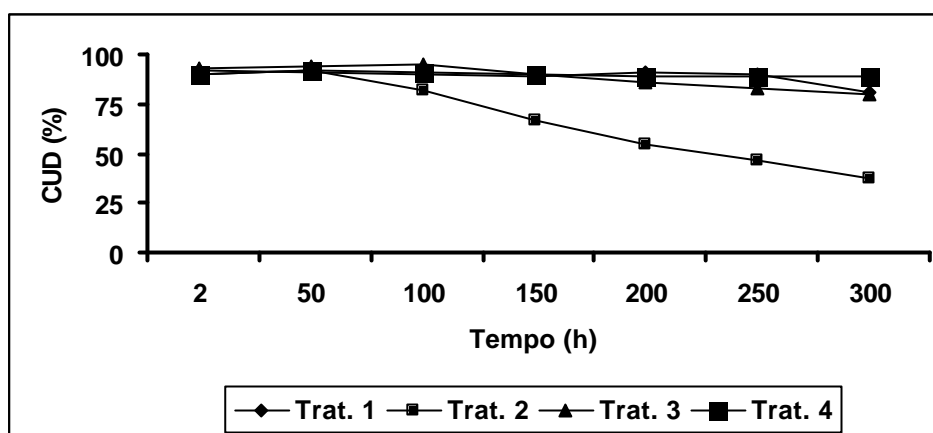


Figura 22 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G3 sem válvula nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

O modelo G4 apresentou resultados semelhantes aos do G2, para um tempo de 300 horas de funcionamento (Quadro 19), não apresentando diferença significativa nos valores de CUD. Nos tratamentos  $T_1$ ,  $T_3$  e  $T_4$  esses valores são classificados como excelentes, e no  $T_2$ , como bons. Este modelo apresentou boa uniformidade em todos os tratamentos, para todas as avaliações (Figuras 23 e 24).

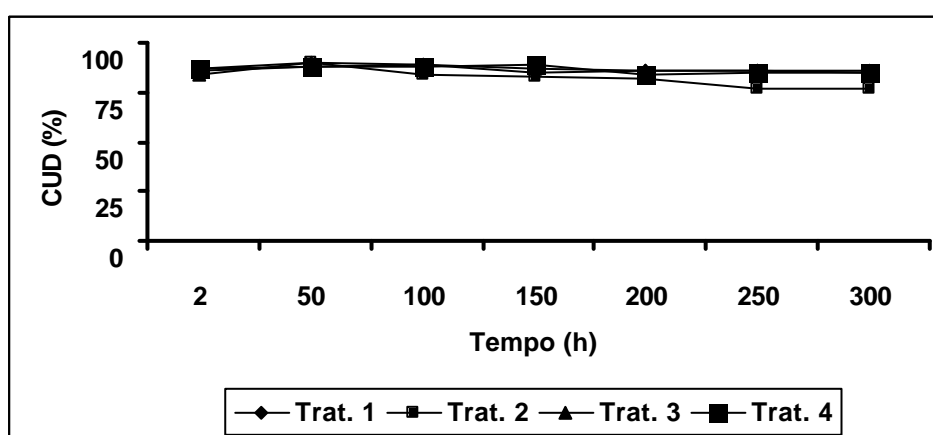


Figura 23 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G4 com válvula nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

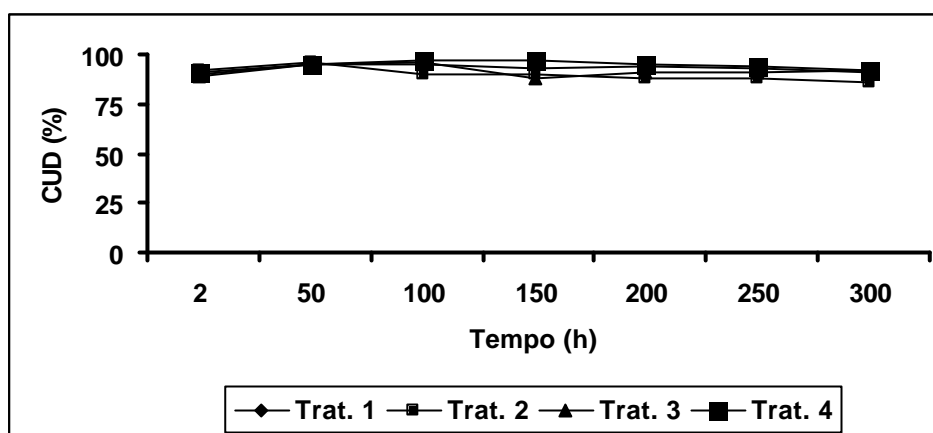


Figura 24 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G4 sem válvula nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

O modelo G5 apresentou os melhores resultados na última avaliação (300 horas), para os tratamentos  $T_1$ ,  $T_3$  e  $T_4$ , porém, observa-se (Quadro 17) a ocorrência de redução de vazão uniforme nestes tratamentos.

Observa-se também que o modelo G5 apresentou melhor uniformidade, na última avaliação (300 horas), em relação à avaliação realizada com 250 horas de funcionamento (Figuras 25 e 26). Tal fato foi devido ao acréscimo na vazão de alguns gotejadores avaliados, provavelmente devido a um aumento na pressão durante a operação do sistema ou uma movimentação nas linhas, provocando a remoção das partículas que estavam obstruindo os gotejadores. Pode-se constatar pelos valores dos CV, que foram de 0,39 na quinta avaliação (200 horas) e 0,34 na última avaliação, que ocorreu uma maior uniformidade na última avaliação.

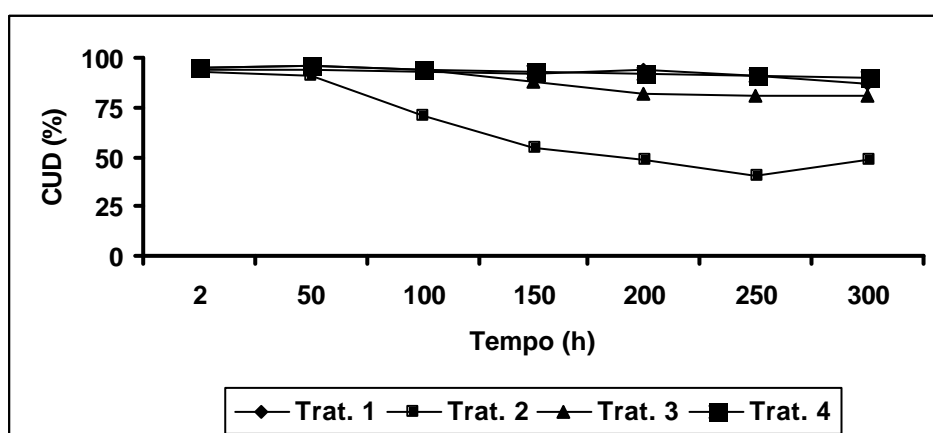


Figura 25 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G5 com válvula nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

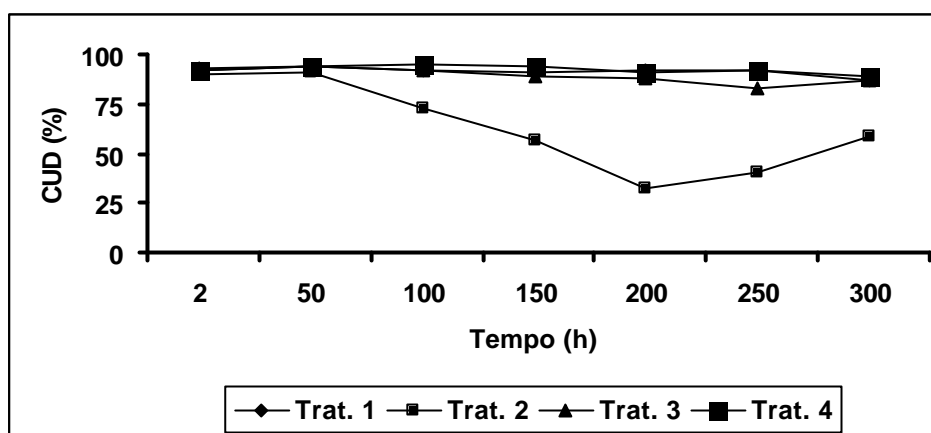


Figura 26 – Valores de CUD ao longo das avaliações para o Modelo G5 sem válvula nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

Os resultados da primeira e segunda avaliações não apresentaram diferença significativa, quando se compararam os modelos, em todos os tratamentos ao longo das avaliações (Quadro 20). As diferenças começaram na avaliação realizada com 100 horas de funcionamento, para o tratamento  $T_2$ , em que foi observado um desempenho inferior dos modelos G1, G3 e G5, com diferença significativa em relação aos modelos G2 e G4.

Na quarta avaliação (150 horas), os resultados foram semelhantes aos da avaliação anterior, para o  $T_2$ . Nesta avaliação, o modelo G1 também apresentou diferença significativa para o tratamento  $T_3$ . Entretanto, todos os modelos apresentaram desempenho semelhante nos tratamentos  $T_1$  e  $T_4$ . Nas avaliações seguintes, os modelos G3 e G5 apresentaram redução no desempenho, em relação aos modelos G2 e G4, também para o tratamento  $T_3$ . Na última avaliação, ocorreu diferença no  $T_2$ , entre os modelos G4 e G3, com valores intermediários para os modelos G1, G2 e G5. No  $T_4$  não ocorreu diferença estatística entre os modelos, em nenhuma avaliação.

Quadro20. Valores de CUD nos tratamentos e ao longos das avaliações e respectivo teste de médias entre os modelos de gotejadores

Tempo (h)	Modelos	Tratamentos*			
		1	2	3	4
2	G1	93,7 a	90,1 a	95,1 a	93,8 a
	G2	94,3 a	96,0 a	96,1 a	95,1 a
	G3	93,6 a	90,4 a	93,2 a	91,6 a
	G4	92,7 a	93,9 a	91,0 a	93,6 a
	G5	93,8 a	91,8 a	94,8 a	94,2 a
50	G1	93,1 a	90,8 a	93,5 a	92,4 a
	G2	96,4 a	96,5 a	95,5 a	95,3 a
	G3	91,3 a	91,4 a	94,1 a	93,1 a
	G4	95,7 a	97,1 a	97,2 a	96,2 a
	G5	94,7 a	91,5 a	95,2 a	95,3 a
100	G1	92,1 a	38,2 c	92,0 a	93,6 a
	G2	95,9 a	95,3 a	96,5 a	96,3 a
	G3	91,8 a	78,8 b	94,4 a	92,0 a
	G4	96,6 a	91,0 a	97,1 a	97,1 a
	G5	92,8 a	72,5 b	93,3 a	94,9 a
150	G1	87,2 a	5,4 c	67,7 b	93,8 a
	G2	95,1 a	94,8 a	94,9 a	95,7 a
	G3	89,4 a	64,3 b	88,6 a	90,7 a
	G4	93,8 a	91,0 a	91,7 a	97,6 a
	G5	91,7 a	56,1 b	88,6 a	93,8 a
200	G1	92,1 a	0,0 d	61,8 b	93,8 a
	G2	95,8 a	94,3 a	94,0 a	94,8 a
	G3	93,1 a	53,5 b	84,7 a	90,1 a
	G4	94,4 a	89,3 a	93,3 a	94,0 a
	G5	93,5 a	41,0 c	85,3 a	91,7 a
250	G1	90,1 a	0,0 c	55,7 c	92,9 a
	G2	93,8 a	90,5 a	92,1 a	94,3 a
	G3	91,2 a	46,8 b	80,7 b	90,7 a
	G4	93,9 a	86,7 a	92,6 a	93,9 a
	G5	91,5 a	40,6 b	82,3 b	91,6 a
300	G1	84,0 a	0,0 d	53,6 c	92,3 a
	G2	89,8 a	93,0 a	90,0 a	93,9 a
	G3	82,8 a	33,2 c	76,2 b	90,4 a
	G4	92,4 a	86,2 a	93,2 a	93,2 a
	G5	87,7 a	54,0 b	84,5 ab	89,8 a

\* Média com a mesma letra entre linhas não tem diferença significativa pelo teste Tukey a nível de 5% de probabilidade.

## **5. RESUMO E CONCLUSÕES**

O presente trabalho, desenvolvido em duas etapas, objetivou avaliar a uniformidade de aplicação de água em sistemas de irrigação por gotejamento, bem como a eficiência dos processos de tratamento por meio da aeração, sedimentação e filtração na remoção do excesso de ferro da água de irrigação, assim como seus efeitos no entupimento de emissores.

A primeira etapa constou de um diagnóstico da eficiência das medidas preventivas adotadas em nível de campo, o qual foi realizado no período de 22 a 30 de maio de 2001, nos municípios de Linhares e Jaguaré, localizados na região Norte do Estado do Espírito Santo, onde foram avaliados dez sistemas de irrigação. As amostras de água coletadas em vários pontos dos sistemas, foram analisadas para determinar o teor de ferro total em cada um desses pontos e verificar a eficiência das medidas preventivas adotadas.

Concluiu-se que somente a utilização de filtros de areia, disco ou tela não é suficiente para reduzir o teor de ferro na água, sendo necessárias outras medidas preventivas, tais como a utilização de tanque de sedimentação e aerador.

Verificou-se que é possível a utilização, por longos períodos, de água com teores de ferro elevados, superiores aos valores recomendados pela literatura, em sistemas de irrigação por gotejamento, desde que sejam tomadas medidas preventivas como o uso de aeradores, tanques de sedimentação (em alguns casos), tratamento com cloro e abertura periódica dos finais de linhas.

Na segunda etapa, foram avaliados os efeitos de quatro tratamentos sobre a vazão e a uniformidade de aplicação de água de cinco modelos distintos de emissores. Foram avaliadas oito linhas laterais, em cada modelo, sendo a metade provida de válvula de drenagem. O tratamento 1 ( $T_1$ ) foi abastecido com água com teor de ferro total menor que  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ , em condições de filtração comum (filtro de disco). Os tratamentos 2, 3 e 4 foram abastecidos com água com teor de ferro total maior que  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo assim caracterizados:  $T_2$ , filtração comum com filtro de disco;  $T_3$ , filtração comum com filtro de disco associado ao processo de aeração e decantação; e  $T_4$ , filtração comum com filtro de disco associado ao processo de cloração, aeração e decantação. Para determinação do CUD, avaliou-se a vazão de oito gotejadores, em cada linha, no início e a cada 50 horas, até totalizar 300 horas de funcionamento. De acordo com resultados obtidos, pode-se concluir que:

O tratamento contínuo com  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  de cloro livre, nos finais de linha, reduziu os riscos de entupimentos provocados pela precipitação de ferro e inibiu o crescimento de ferrobactérias, mas apresenta como desvantagem um custo elevado.

Existe diferença significativa no comportamento dos emissores avaliados, em relação à suscetibilidade ao entupimento, em condições de água com elevados teores de ferro.

A utilização de aeradores seguidos de decantadores possibilitou uma melhora acentuada da uniformidade de aplicação de água para os emissores mais sensíveis ao entupimento, provocado pela utilização de água com elevados teores de ferro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASAE EP 458. **Field evaluation of microirrigation systems**. ASAE Standards. St. Joseph, p.792-797, 1996.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**; tradução de H.R. Gheyi, J.F. de Medeiros, F.A.V. Damasceno. Campina Grande: UFPB,1999. 153p. (Estudos FAO 29. 1985).

AZEVEDO NETO; J.M.; PARLATORE, A.C.; ROSSIN, A.C.; MANFRINI, C.; HESPANHOL, C.; CAMPOS, J.R.; POVINELLI, J.; YAGUINUMA, S.; **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. CETESB/ASCETESB, São Paulo. 3<sup>a</sup> edição,v.2. 320p.1987.

BAR, I.; **Iron control system for drip irrigation**. Proceedings of Fifth International Microirrigation Congress. Orlando, Florida. p. 239-243. 1995.

BERNARDO, S.; **Manual de irrigação**. UFV, Impr. Univ. 6<sup>a</sup> edição. 657p. 1995.

- BOSWELL, M.J.; **Manual de diseño y manejo de sistemas de micro-irrigación.** Tradução de J.R. Lopes, A.P. Regalado, M.B. Hernández. Sevilla. 291p. 1990.
- BRALTS, V. F.; WU, I. P.; GITLIN, H. M. **Drip irrigation uniformity considering emitter plugging.** Transactions of the ASAE, St. Joseph, v.24, n.5, p.1234-1240, 1981b.
- BUCKS, D.A.; NAKAYAMA, F.S., GILBERT, R.G.; **Trickle irrigation water quality and preventive maintenance.** Agricultural Water management. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. p 149-162. 1979.
- CHISTOFIDIS, D.; **Os recursos hídricos e a prática da irrigação no Brasil e no mundo.** Revista trimestral da Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem. ISSA 0101-115X, N<sup>o</sup>. 49. p. 8-13. 2001.
- CHRISTIANSEN, J.; E. **Irrigation by sprinkling.** Bulletin. California Agricultural Experiment Station, Berkeley, v670, p. 1-124, 1942.
- CLARK, G.A.; SMAJSTRLA, A.G.; **Treating irrigation systems with chlorine.** Cooperative Extension Service, circular 1039. IFAS. University of Florida. 6p. 1999.
- COSTA, C.C.; **Estudo da susceptibilidade de tubos gotejadores ao entupimento por precipitados químicos de ferro.** Dissertação de mestrado. UFLA. p 85. 2000.
- DADALTO, G.G. **Caracterização Hídrica do Espírito Santo – Precipitação pluviométrica.** Recursos Hídricos e Adversidades Climáticas. p.43-59. Vitória-ES. 1998.

- DENÍCULI, W., BERNARDO, S., THIÁBAUT, J.T.L., SEDIYAMA, G.C.  
**Uniformidade de distribuição de água, em condições de campo num sistema de irrigação por gotejamento.** Revista Ceres, Viçosa. v 27, n. 50, p 155-162. 1980.
- FORD, H. W., **Iron ochre and related sludge deposits in subsurface drain lines.** Cooperative Extension Service. University of Florida . Circular 671. p.8. 1993.
- GILBERT, R.G.; FORD, H.W. Operational principles/emitter clogging. In: NAKAYAMA, F.S. BUCKS, D.A.; **Trickle irrigation of crop production.** Elsevier Science Publishers B. V. 383p. 1986.
- GOUZINIS, A.; KOSMIDIS, N.; VAYENAS, D.V.; LYBERATOS, G.;  
**Removal of Mn and simultaneous removal of NH<sub>3</sub>, Fe and Mn from potable qater using a trickling filter.** Water Res. vol. 32, nº 8, p 2442-2450. Elsevier Science Ltd. 1998.
- HAMAN, S.Z. ; SMAJSTRLA, S.Z. ; SMAJSTRLA, A.G. ; ZAZUETA, F.S. ;  
**Settling basins for trickle irrigation in Florida.** Agricultural Engineering Fact Sheet AE-65. IFAS, University of Florida. 5p. 1987.
- HAMAN, S.Z. ; SMAJSTRLA, A.G. ; ZAZUETA, F.S. ; **Scren Filters in Trickle Irrigation Systems.** Agricultural Engineering Fact Sheet AE-61. IFAS, University of Florida. 5p. 1989.
- HERNANDES, F.B.T. ; PETINARI, R. A. **Qualidade de água para irrigação localizada.** XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, LAVRAS, MG. p.58-60,1998.
- JAMES, L.G.; **Principles of farm irrigation system design.** Washisgton State University. 543p. 1988.

- KELLER, J., BLIESNER, R.D. **Sprinkle and trickle irrigation**. New York: Avibook, 649 p. 1990.
- KELLER, J.; KARMELI, D. **Trickle irrigation design**. Glendora: Rain Bird Sprinkler Manufacturing, 133p. 1975.
- LÓPEZ, J.R.; ABREU, J.M.H.; REGALADO, A.P.; HERNÁNDEZ, J.F.G. **Riego localizado**. Madrid. 405p. 1992.
- MARTINKO, J., JOHN, M., PACK, J. **Biology of microorganisms**. A Viacom Company Upper Saddle River, New Jersey. 1997.
- MERRIAM, J.L., KELLER, J. **Farm irrigation system evaluation: a guide for management**. Logan: Utah State University, 1978. 271p. 1978.
- MICHALAKOS, G.D. ; NIEVA, J.M. ; VAYENAS, D.V. ; LYBERATOS, G. **Removal of iron from potable water using a trickling filter**. Wat. Res. vol.31 n.5. p.991-996.Elsevier Science Ltd.1997.
- NAKAYAMA, F.S. BUCKS, D.A.; **Trickle irrigation of crop production**. Elsevier Science Publishers B. V. 383p. 1986.
- NAKAYAMA, F.S. BUCKS, D.A.; **Water quality in drip/trickle irrigation: A review**. Irrigation Science. p.187-192. 1991.
- NAKAYAMA, F.S. BUCKS, D.A.; **Emitter clogging effects on trickle irrigation uniformity**. Transactions of the ASAE. p.77-80. 1981.
- ONGLEY, E. D.; **Control of water pollution from agriculture**. FAO 55. Rome, 101p. 1996.
- PAZ, V.P.S.; TEODORO, E.T. ;MENDONÇA, F.C. **Recursos Hídricos, Agricultura Irrigada e Meio Ambiente**. Comunicado Técnico. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, n.3, p.465-473. Campina Grande, PB, DEAg/UFPB. 2000.

- PITTS, D.J. ; HAMAN, D.Z. -; SMAJSTRIA, A.G. **Causes and prevention of emitter plugging in microirrigation systems.** Florida Cooperative Extension Service. University of Florida . bulletin 258. p.12. 1990.
- PIZARRO, F. **Riegos Localizados de Alta Frecuencia.** Madrid. 2ª edición.471p. 1990.
- RALPH, D.E.; STEVENSON, J.M. **The role of bacteria in well clogging.** Wat. Res. vol.29. n 1.p.365-369. Elsevier Science Ltd.1995.
- RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SHISHA, A.; SAGI, G. **Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater.** irrigation science. p. 129-139. 1992.
- RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SCHISCHA, A.; SAGI, G.; YECHIALY, Z.; LEV, Y. **Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent.** Agricultural Water Management. P. 127-137. 1996.
- RESENDE, S. R.; COELHO, D. R.; 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. Campina Grande, PB, DEAg/UFPB. 2000.
- SARMENTO, R. **Caracterização hídrica do Espírito Santo – Disponibilidade hídrica superficial.** Recursos Hídricos e Adversidades Climáticas. p.38-43. Vitória-ES. 1998.
- SMAJSTRLA, A.G.; BOMAN, B. J. **Flushing procedures for microirrigation systems.** Florida Cooperative Extension Service. University of Florida . bulletin 333. p.7. 1999.

SUÁRES, D.L.; **Obturaciones-Utilización de aguas depuradas en riego localizado y mantenimiento de los mismos.** U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California. 24p. 1993.

VERMEIEN, L.; JOBLING, G.A. **Irrigação localizada;** tradução de H.R. Gheyi, J.F. de Medeiros, F.A.V. Damasceno.; L.G.A.SILVA Jr.; Campina Grande:UFPB,1997. 184p. (Estudos FAO 36. 1980).

WU, I. P.; GITLIN, H. M. **Drip irrigation application efficiency and schedules.** Transactions of the ASAE, St. Joseph, v.26, n.1, p.92-99, 1983.

ZAZUETA, F.S.; **Micro irrigation.** ICFA, International, Inc. México,1992.