**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Processo de obstrução causado por partículas de argila em suspensão

Fabício Correia de Oliveira

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas
Agrícolas

**Piracicaba
2017**

Fabício Correia de Oliveira
Engenheiro Agrônomo

Processo de obstrução causado por partículas de argila em suspensão
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **JOSÉ ANTONIO FRIZZONE**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas
Agrícolas

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Oliveira, Fabrício Correia de

Processo de obstrução causado por partículas de argila em suspensão / Fabrício Correia de Oliveira. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

117 p.

Tese (Doutorado) - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. Microirrigação 2. Qualidade da água 3. Escoamento turbulento 4. Deposição de partículas 5. Agregação 6. Teoria DLVO I. Título

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Hugo João Borges de Oliveira e Maria Betânia Araújo Correia de Oliveira, que muitas vezes fizeram o impossível, deixando de lado inclusive seus próprios sonhos para que eu pudesse realizar os meus.

Gostaria de oferecer essa conquista a vocês, tudo que conquistei até o momento só foi possível graças ao amor, dedicação e apoio que vocês sempre tiveram por mim. Sempre sendo um exemplo de como agir com dignidade, respeito, simplicidade e honestidade.

Obrigado.

AGRADECIMENTOS

Durante esta caminhada foram muitas pessoas que estiveram ao meu lado, tal vez não seja possível expressar o quanto agradeço a cada uma delas.

Aos meus pais que sempre fizeram de tudo para que os meus objetivos sejam alcançados;

À Mary Evelyn Santo Alencastro pela sua dedicação, admiração, confiança, respeito, apoio, incentivo, entusiasmo, companheirismo e principalmente pela sua presença em todos os momentos dessa caminhada, rohayhu!

Ao Prof. Dr. José Antonio Frizzone pela orientação e pelos conhecimentos transmitidos;

Ao Alexssandro Almeida pelo apoio e orientação principalmente no início da caminhada;

Al investigador Luciano Mateos por su amizade, orientación técnica, y por la transferencia de conocimientos y experiencias;

A toda equipe do laboratório (LEMI) que desde o início até o final contribuíram com as atividades, tanto no aspecto pessoal quanto técnico: Acácio Perbone, Antonio Pires de Camargo, Douglas Lucas Reis, Eric Alberto da Silva, Ezequiel Saretta, Hermes Soares da Rocha, Rogério Lavanholi, Wagner Ávila Bombardelli, Marcus Vinicius Talamini Junior, Dante Chiaroni, Alex Nunes e Veronica Martins.

Ao Prof. Dr. Antonio Carlos Azevedo pela contribuição técnica sobre mineralogia, concessão dos materiais de argila e realização das análises de DRX;

Às sugestões dos avaliadores durante meu exame de qualificação: Tarlei Botrel, Antonio Pires de Camargo e Marinaldo Ferreira Pinto.

Ao Prof. Dr. Sérgio Nascimento Duarte pela contribuição técnica sobre o projeto de pesquisa e pela descontração proporcionada nos momentos menos esperados;

Ao Rodrigo Vieira pela amizade e contribuição nas intermediações com o LATAR;

Aos professores que participaram na construção do meu conhecimento durante o curso de doutorado: Rubens Coelho, Marcus Follegati, Patrícia Marques, Tarlei Botrel, Fernando Mendonça, Marcelo Eduardo Alves, Carlos Gomes da Nave Mendes, José Antonio Frizzone, Rafael Vieira de Sousa e Rubens André Tabile;

À l'équipe française (IRSTEA) pour l'orientation et le soutien technique: Nassim Ait Mouheb, Séverine Tomas et Bruno Molle;

À Jessica Garcia pela amizade e apoio;

À Mariana Pires Franco e Monique Medeiros pela amizade, descontração e companheirismo;

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) pela oportunidade de realizar o curso de doutorado e desenvolver o projeto de pesquisa;

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Engenharia de Irrigação (INCTEI), que juntamente com a ESALQ possibilitou a realização dessa pesquisa;

À coordenação de aperfeiçoamento pessoal de nível superior - CAPES, pelo apoio financeiro e concessão de bolsa para os meus estudos;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP, pelo apoio financeiro à pesquisa, projeto nº 2015/19630-0;

Ao programa USP-COFECUB (Programa de Cooperação Acadêmica entre pesquisadores franceses e brasileiros (Projeto nº 2015-3);

BIOGRAFIA

Meu nome é Fabrício Correria de Oliveira, sou sul-mato-grossense, nascido na cidade de Dourados. A região se caracteriza por ser um grande polo agrícola do país, desde criança convivia em ambientes que se remetem ao campo, seja na exploração agrícola e pecuária, ou em atividade de turismo, como pescarias e banhos de rio. As convivências nesses ambientes me motivaram a cursar a graduação em Agronomia.

Em 2007 iniciei no curso de Agronomia na Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), no entanto, no ano seguinte (2008), me mudei para a Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), onde recebi o título de Engenheiro Agrônomo em 2011. Em boa parte do período de graduação, me interessei pelas áreas que envolviam cultivo e proteção de plantas, como entomologia e fitopatologia. No entanto, após cursar a disciplina de Hidráulica, ministrada pelo Prof. Dr. Silvio Bueno Pereira, comecei a me interessar pela área de Engenharia Agrícola. Nessa área, meus trabalhos de pesquisas foram concentrados na área de Hidrologia. No ano de 2011, por coincidência, foi aberto o curso de mestrado em Eng. Agrícola na UFGD, fui parte integrante da primeira turma de mestrado da universidade.

No início do curso de mestrado, motivado pelo Prof. Dr. Guilherme Biscaro, comecei a cogitar a possibilidade de me tornar um professor universitário. No mesmo período fui aprovado para o cargo de professor colaborador do curso de Engenharia Ambiental. A partir desse momento pude perceber mais claramente que realmente gostaria de me tornar um docente. No mestrado fui orientado pelo Prof. Dr. Luciano Geisenhoff, com ele desenvolvi dezenas de trabalhos na área de agricultura irrigada, principalmente no cultivo de Brassicas. Também durante o mestrado me envolvi com pesquisas na área de aquaponia juntamente com o Prof. Dr. Rodrigo Jordan.

No período final do curso de mestrado, incentivado pelo meu orientador e pelo Prof. Dr. Alexssandro Almeida, me inscrevi e fui aprovado no processo seletivo para pós-graduação nível doutorado da Universidade de São Paulo (USP)/Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ).

Em 2014 iniciei o curso de doutorado no departamento de biossistemas da ESALQ em Piracicaba-SP, orientado pelo Prof. Dr. José Antonio Frizzzone. No momento sou doutor em ciências, área de concentração engenharia de sistemas agrícolas.

EPIGRAFE

*“C’est une folie de haïr toutes les roses parce que une épine vous a piqué,
d’abandonner tous les rêves parce que l’un d’entre eux ne s’est pas réalisé,
de renoncer à toutes les tentatives parce qu’on a échoué...*

*C’est une folie de condamner toutes les amitiés parce qu’une d’elles vous a trahi,
de ne croire plus en l’amour juste parce qu’un d’entre eux a été infidèle,
de jeter toutes les chances d’être heureux juste parce que quelque chose n’est pas allé dans la
bonne direction.*

Il y aura toujours une autre occasion,

un autre ami,

un autre amour,

une force nouvelle.

Pour chaque fin il y a toujours un nouveau départ.”.

Le Petit Prince – Antoine de Saint-Exupéry

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	12
1. INTRODUÇÃO	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1. MINERAIS DE ARGILA	19
2.2. RELAÇÃO ENTRE ÁGUA E ARGILA EM SUSPENSÃO COM A MICROIRRIGAÇÃO	22
2.3. SISTEMAS COLOIDAIIS	22
2.3.1. Dupla camada elétrica	23
2.3.2. Potencial zeta	25
2.3.3. Potencial zeta e estabilidade em sistemas coloidais	27
2.3.4. Sistema hidrodinâmico	31
2.4. IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO	32
2.4.1. Obstrução por partículas em suspensão	33
2.4.2. Relação entre as características de escoamento no labirinto e a obstrução dos gotejadores	35
2.4.3. Efeito do diâmetro e concentração de partículas sobre o processo de obstrução	38
2.4.4. Efeito do pH e da força iônica sobre o processo de obstrução	40
2.4.5. Efeito da natureza dos materiais sobre o processo de obstrução	42
2.5. INDICADORES ANALÍTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	43
2.6. PRINCÍPIOS DE CARACTERIZAÇÃO DOS COMPOSTOS DE ARGILA	44
3. MATERIAL E MÉTODOS	49
3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS COMPOSTOS DE ARGILAS	49
3.1.1. Difração de raio X	49
3.1.2. Análise granulométrica	50
3.1.3. Determinação da massa específica de partícula	51
3.2. ÁGUA UTILIZADA NO EXPERIMENTO	52
3.3. CARACTERÍSTICAS DA BANCADA DE ENSAIOS	53
3.4. MODELOS DE GOTEJADORES UTILIZADOS	60
3.5. DESEMPENHO DE GOTEJADORES UTILIZANDO ÁGUA COM PARTÍCULAS DE ARGILA EM SUSPENSÃO	61
3.5.1. Análise do efeito do regime de escoamento sobre o desempenho dos gotejadores	63
3.5.2. Análise do efeito da força iônica sobre o desempenho dos gotejadores	64
3.5.3. Análise do efeito do pH sobre o desempenho dos gotejadores	65

3.5.4. Análise do efeito da concentração de partículas sobre o desempenho dos gotejadores.....	66
3.6. INFLUÊNCIA DE DIFERENTES ÍONS SOBRE O POTENCIAL DE AGREGAÇÃO DAS PARTÍCULAS	66
3.7. ESTUDO DA DEPOSIÇÃO DE PARTÍCULAS EM UM SISTEMA MILIFLUIDICO DE ESCOAMENTO	68
3.7.1. Descrição dos materiais	68
3.7.2. Descrição da metodologia.....	70
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
4.1. EFEITO DO REGIME DE ESCOAMENTO SOBRE O DESEMPENHO DOS GOTEJADORES	73
4.1. EFEITO DA FORÇA IÔNICA SOBRE O DESEMPENHO DOS GOTEJADORES	76
4.2. EFEITO DO PH SOBRE O DESEMPENHO DOS GOTEJADORES	83
4.3. EFEITO DA CONCENTRAÇÃO DE PARTÍCULAS SOBRE O DESEMPENHO DOS GOTEJADORES	85
4.4. EFEITO DE DIFERENTES ÍONS SOBRE O POTENCIAL DE AGREGAÇÃO DE PARTÍCULAS	90
4.5. DEPOSIÇÃO DE PARTÍCULAS EM UM SISTEMA MILIFLUIDICO DE ESCOAMENTO	93
4.6. MODELOS DE GOTEJADORES.....	101
5. CONCLUSÕES	103
REFERÊNCIAS	105
APÊNDICE	111

RESUMO

Processo de obstrução causado por partículas de argila em suspensão

No labirinto dos gotejadores ocorrem diferentes interações entre as partículas de argila e as características do escoamento, sendo que essas interações interferem no potencial de obstrução dos mesmos. Considerando que os principais fatores que interferem no processo de obstrução causado por partículas de argila estão relacionados à natureza das argilas, ao regime de escoamento, à força iônica e ao pH da solução, e à concentração de partículas em suspensão. Esta pesquisa apresentou como objetivo identificar como esses fatores podem influenciar o desempenho dos gotejadores. Além disso, visando a caracterização do processo de obstrução causado por partículas desta natureza, buscou-se: relacionar o potencial de agregação das partículas com o desempenho dos gotejadores; e, analisar o comportamento da deposição de partículas no interior dos labirintos dos gotejadores. Para isso, além da realização dos ensaios em bancada utilizando diferentes dispersões de argila, foram realizadas análises sobre o potencial de agregação das partículas, e, utilizando um dispositivo milifluidico, foi realizada uma análise de deposição de partículas. Durante a pesquisa foram utilizados dois tipos de argilas, caulinita e montmorilonita. A força iônica da solução e a natureza dos materiais de argila apresentaram efeito sobre o desempenho dos gotejadores, enquanto que a caulinita em solução salina de sódio proporcionou incremento máximo de vazão de 5%, a montmorilonita causou redução máxima de vazão de 15%. No geral, as partículas de argila começaram a causar redução de vazão significativas com concentrações iguais ou superiores a 1000 mg L^{-1} . Observou-se que as partículas de argila estão sujeitas ao fenômeno de autolimpeza que ocorre no interior dos labirintos após o acionamento do sistema. Não foi possível encontrar uma relação entre o potencial de agregação das partículas de argila e o desempenho dos gotejadores. Possivelmente, o índice de agregação utilizado pela teoria DLVO clássica não seja o mais adequado para obter esta relação. Em relação a deposição de partículas, as regiões que apresentaram maiores deposições de partículas coincidem com aquelas que apresentam menores valores de intensidade de turbulência e energia cinética turbulenta. A deposição de partícula ocorre principalmente nas regiões de vórtices e estagnação, localizadas nos dois primeiros defletores dos labirintos. Não foi observado acúmulo de partículas na região do fluxo principal. Por isso, sugere-se que partículas de argila, como agente isolado de obstrução, não apresentam potencial para causar obstrução completa dos gotejadores.

Palavras-chave: Agregação; Deposição de partículas; Escoamento turbulento; Microirrigação; Qualidade da água; Teoria DLVO

ABSTRACT

Clogging processes caused by suspended clay particles

In the drippers labyrinth different interactions occur between the clay particles and the flow characteristics, and these interactions interfere in the clogging potential of the particles. Considering the main factors that affect the process of clogging caused by clay particles are related to the type of the clays, the flow regime, the ionic strength and pH of the solution, and the concentration of suspended particles. This research aims to identify how these factors can influence the performance of drippers. In addition, aiming to characterize the clogging process caused by particles of clay, it was sought to relate the potential of particles aggregation with the performance of drippers; and, to analyze the behavior of particles deposition inside the labyrinths of drippers. For this, in addition to performing bench tests using different clay dispersions, analyzes were carried out on the particle aggregation potential, and a particle deposition analysis was performed using a microfluidic device. During the research two types of clays were used, kaolinite and montmorillonite. The ionic strength of the solution and the type of the clay materials had an effect on the drippers performance. Whereas the kaolinite in sodium saline provided a maximum flow rate increase of 5%, the montmorillonite caused a maximum flow rate reduction of 15%. In general, clay particles began to cause significant flow rate reduction with concentrations equal to or greater than 1000 mg L^{-1} . It was observed that clay particles are subject to the phenomenon of self-cleaning which occurs inside the labyrinths after turn on the system. It was not possible to find a relation between the potential of clay particles aggregation and the drippers performance. Possibly, the aggregation index used by the classical DLVO theory is not the most adequate to obtain this relation. In relation to the particles deposition, the regions of greatest deposition coincide with those that present lower values of turbulence intensity and turbulent kinetic energy. Particles deposition occurs mainly in the vortex and stagnation regions, located in the first two baffles of the labyrinths. In addition, no particle accumulation occurs in the main stream region, it suggested that clay particles, as an isolated clogging agent, do not have the potential to cause total clogging of drippers.

Keywords: Aggregation; Particles deposition; Turbulent flow; Microirrigation; Water quality; DLVO theory

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Estrutura laminar de aluminosilicatos: A) tetraédrica, e B) octaédrica	19
Figura 2. Representação esquemática de minerais constituídos por aluminosilicatos: A) caulinita, e B) montmorilonita	20
Figura 3. Aumento do volume de caulinita e montmorilonita durante a hidratação (HILLEL, 2003)	21
Figura 4. Tamanho das partículas e sua denominação em sistemas dispersos	23
Figura 5. Esquema da configuração da dupla camada elétrica formada em uma partícula coloidal.....	24
Figura 6. Representação dos potenciais elétricos formados em uma partícula coloidal	26
Figura 7. Curva de energia de atração (VA), energia de repulsão (VR) e energia total de interação (VT).....	28
Figura 8. Linhas de fluxo que ocorrem no interior dos labirintos de gotejadores com destaque para a formação de diferentes regiões de escoamento (A, região de estagnação; B, região de vórtice; C, região do fluxo principal) (ZHANG et al., 2010).....	36
Figura 9. Cubeta utilizada para medição do potencial zeta	47
Figura 10. Difratoograma de raios X do composto constituído por caulinita (Kt).....	50
Figura 11. Difratoograma de raios X do composto constituído por montmorilonita (Mt).....	50
Figura 12. Bancada de ensaios para avaliação do desempenho de gotejadores	54
Figura 13. Imagem da bancada utilizada para realização dos ensaios de obstrução	55
Figura 14. Média da vazão de gotejadores medidas pelo método manual e automático	58
Figura 15. Concentração mensura e calculada de partículas em diferentes repetições	59
Figura 16. Esquema e dimensões (mm) das características geométricas dos gotejadores selecionados.....	61
Figura 17. Esquema do labirinto presente no dispositivo milifuidico, com destaque para diferentes zonas e defletores	69
Figura 18. Visão geral dos componentes utilizados no estudo de deposição de partículas	70
Figura 19. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h ⁻¹)	73
Figura 20. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h ⁻¹)	74
Figura 21. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h ⁻¹).....	75
Figura 22. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorillonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h ⁻¹)	75
Figura 23. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h ⁻¹)	77
Figura 24. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h ⁻¹)	77
Figura 25. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h ⁻¹)	79
Figura 26. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h ⁻¹)	80

Figura 27. Efeito do pH sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A (1,7 L h ⁻¹) e modelo B (0,6 L h ⁻¹) de gotejadores.....	83
Figura 28. Efeito do pH sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A (1,7 L h ⁻¹) e modelo B (0,6 L h ⁻¹) de gotejadores	84
Figura 29. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L ⁻¹ ; C2 = 750 mg L ⁻¹ ; C3 = 1000 mg L ⁻¹ ; C4 = 2000 mg L ⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h ⁻¹).....	86
Figura 30. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L ⁻¹ ; C2 = 750 mg L ⁻¹ ; C3 = 1000 mg L ⁻¹ ; C4 = 2000 mg L ⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h ⁻¹).....	87
Figura 31. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L ⁻¹ ; C2 = 750 mg L ⁻¹ ; C3 = 1000 mg L ⁻¹ ; C4 = 2000 mg L ⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h ⁻¹).....	88
Figura 32. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L ⁻¹ ; C2 = 750 mg L ⁻¹ ; C3 = 1000 mg L ⁻¹ ; C4 = 2000 mg L ⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h ⁻¹).....	89
Figura 33. Energia de interação total (VT) entre partículas de caulinita (Kt) em solução composta por diferentes íons e sem adição de íons.....	91
Figura 34. Energia de interação total (VT) entre partículas de montmorillonita (Mt) em solução composta por diferentes íons e sem adição de íons.....	92
Figura 35. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada no defletor 2 em função do tempo de ensaio (aumento de 4 vezes)	94
Figura 36. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada na zona 7 em função do tempo de ensaio (aumento de 10 vezes).....	95
Figura 37. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada na zona 1 antes e após o acionamento do sistema (aumento de 10 vezes).....	96
Figura 38. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada na zona 3 antes e após o acionamento do sistema (aumento de 10 vezes).....	97
Figura 39. Deposição de partículas de montmorilonita (Mt) observada no defletor 1 (imagem A, aumento de 4 vezes) e zona 1 (imagem B, aumento de 10 vezes) após 53 h de ensaio	98
Figura 40. Deposição de partículas de montmorilonita (Mt) observada no defletor 3 em função do tempo de ensaio (aumento de 4 vezes).....	99
Figura 41. Deposição de partículas de montmorilonita (Mt) observada na zona 7 em função do tempo de ensaio (aumento de 10 vezes).....	99
Figura 42. Labirinto de um gotejador utilizado nos ensaios de bancada demonstrando a deposição de partículas de caulinita (Kt) no primeiro e no segundo defletor, após 40 h de ensaio	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Propriedades dos argilominerais: caulinita e montmorilonita, valores aproximados (AYADI et al., 2013; HILLEL, 2003).....	21
Tabela 2. Diâmetros médios dos compostos de caulinita (Kt) e montmorilonita (Mt).....	51
Tabela 3. Resultados analíticos da água destilada utilizada durante o experimento	53
Tabela 4. Velocidade de escoamento e número de Reynolds de cada linha lateral	55
Tabela 5. Características técnicas dos gotejadores utilizados na pesquisa	60
Tabela 6. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito do regime de escoamento.....	64
Tabela 7. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito da força iônica.....	65
Tabela 8. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito do pH	65
Tabela 9. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito da concentração de partículas	66
Tabela 10. Valores de potencial- ζ para dispersões contendo caulinita (Kt) e montmorilonita (Mt) em soluções com forças iônicas proporcionadas por diferentes íons	67
Tabela 11. Parâmetros utilizados nos cálculos da energia de atração e de repulsão entre as partículas	68

1. INTRODUÇÃO

O sistema de irrigação por gotejamento se caracteriza pela aplicação de água para as culturas em pequenas quantidades, próximo ao sistema radicular das plantas e em alta frequência. Os gotejadores, responsáveis pela aplicação de água, em sua maioria são compostos por estruturas denominadas labirintos, conjunto de pequenos canais e defletores que quando devidamente dimensionados proporcionam a dissipação da energia hidráulica do escoamento, possibilitando a aplicação de água em forma de gotas e de maneira uniforme. No entanto, os labirintos apresentam pequenas seções de passagem de água, em média 1 mm². Essa pequena seção de passagem provoca o aumento da suscetibilidade à obstrução dos gotejadores. A obstrução dos gotejadores tem sido apontada como o principal fator limitante da microirrigação, uma vez que proporciona redução da durabilidade e performance dos sistemas de irrigação.

A obstrução dos gotejadores pode apresentar origem física, química e/ou biológica. Em campo, geralmente é causada pela combinação de diferentes origens. Em laboratório, tem-se buscado a compreensão do processo de obstrução. Por isso, pesquisas que analisam o efeito da obstrução causada por uma única origem são comuns. A obstrução por origem física, origem abordada nesta pesquisa, tem sido apontada como a forma mais comum de ocorrência, sendo causada por partículas em suspensão. Essas partículas podem apresentar origem orgânicas ou inorgânicas. Geralmente, partículas inorgânicas em suspensão fazem parte da constituição do solo, podendo ser separadas de acordo com o diâmetro médio das partículas como areia (2 a 0,05 mm), silte (0,05 a 0,002 mm) e argila (menor que 0,002 mm).

A principal estratégia para o controle da obstrução causada por partículas em suspensão é a utilização de sistemas de filtragem. Entretanto, partículas de pequeno diâmetro, como as de silte e argila, apresentam a capacidade de passar através dos elementos filtrantes, chegando às tubulações e posteriormente aos gotejadores. No labirinto dos gotejadores ocorrem diferentes interações entre as partículas e as características do escoamento. Essas interações interferem no potencial de obstrução das mesmas, uma vez que pode ocorrer a deposição de partículas no labirinto. A deposição de partículas provoca alterações no fluxo de água, o que afeta diretamente o desempenho dos gotejadores.

As diferentes interações que ocorrem quando uma partícula de pequeno diâmetro é submetida ao escoamento nas tubulações e no labirinto dos gotejadores estão relacionadas às

características das partículas e do escoamento. Além disso, podem ser afetadas pelo meio em que as partículas se encontram imersas, ou seja, condições de pH e força iônica da solução. As características da partícula estão relacionadas à natureza, ao diâmetro e à massa específica do material. Em relação às características do escoamento, as mesmas são atribuídas principalmente às diferentes intensidades de turbulência que o escoamento apresenta.

Essa pesquisa baseia-se na hipótese de que argilas de diferentes naturezas apresentam comportamentos distintos em relação a sua agregação em meio aquoso, podendo influenciar de forma significativa no processo de obstrução dos gotejadores. Deseja-se identificar fatores que influenciam no processo de obstrução provocado por partículas de argila em suspensão e compreender as condições em que o problema ocorre, a fim de que seja possível obter fundamentos necessários para propostas de trabalhos futuros visando a prevenção de obstrução ou o desenvolvimento de emissores de melhor desempenho sob condições de risco de obstrução.

Considerando que os principais fatores que interferem no processo de obstrução causado por partículas de argila estão relacionados à natureza das argilas; ao regime de escoamento; à força iônica e ao pH da solução; e, à concentração de partículas em suspensão. Esta pesquisa apresentou como objetivo identificar como esses fatores podem influenciar o desempenho dos gotejadores. Além disso, visando a caracterização do processo de obstrução causado por partículas desta natureza, buscou-se: relacionar o potencial de agregação das partículas, por meio da teoria DLVO clássica, com o desempenho dos gotejadores; e, analisar o comportamento da deposição de partículas no interior dos labirintos dos gotejadores.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Minerais de argila

No contexto textural, argilas são minerais que apresentam diâmetro menor que $2\ \mu\text{m}$, ou compostos que apresentem uma fração elevada de partículas com diâmetro nessa faixa. Para a mineralogia, o termo argila se refere à minerais que compõem a fração argila do solo, considerando não apenas o tamanho das partículas, mas também a composição das mesmas. De forma geral, as argilas são formadas por minerais secundários provenientes do processo de intemperismo, sua constituição varia de acordo com o local de formação. Os silicatos geralmente são predominantes em regiões temperadas, enquanto que em regiões tropicais, são predominantes os óxidos de ferro e alumínio. Os argilominerais apresentam uma estrutura básica: um tetraedro com quatro átomos de oxigênio ao redor de um átomo central, geralmente Si^{4+} , e um octaedro com seis átomos de oxigênio ou hidroxila ao redor de um átomo central de menor valência, geralmente Al^{3+} ou Mg^{2+} . As estruturas tetraédricas e octaédricas estão dispostas em forma de camadas (Figura 1). Os minerais podem ser divididos de acordo com a proporção das lâminas, sendo principalmente 1:1 e 2:1 (van OLPHEN, 1963; HILLEL, 2003).

Figura 1. Estrutura laminar de aluminossilicatos: A) tetraédrica, e B) octaédrica

Em minerais 1:1, como a caulinita, a lâmina octaédrica está fixada à lâmina tetraédrica por meio do compartilhamento entre átomos de oxigênio. Em minerais 2:1, como a montmorilonita, a lâmina octaédrica compartilha átomos de oxigênio com duas lâminas tetraédricas, uma superior e uma inferior (van OLPHEN, 1963). Uma partícula de argila é composta por múltiplas lâminas tetraédricas e octaédricas, esse conjunto recebe o nome de lamela (Figura 2).

Figura 2. Representação esquemática de minerais constituídos por aluminossilicatos: A) caulinita, e B) montmorilonita

No entanto, os compostos de argila estão sujeitos ao mecanismo de substituição isomórfica, nesse processo o átomo central pode ser substituído por outro. Enquanto que na camada tetraédrica o Al^{3+} pode ser substituído pelo Si^{4+} , na camada octaédrica o Mg^{2+} pode ser substituído pelo Al^{3+} . Essas substituições provocam um desbalanceamento de cargas negativas na lamela, a fim de compensar o desbalanceamento, cátions podem ser adsorvidos (intralamelar ou extralamelar) (TOMBÁ CZ; SZEKERES, 2006). Os cátions mais frequentemente adsorvidos são: Na^+ , K^+ , H^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} e Al^{3+} . Este fenômeno de adsorção e liberação de cátions pode ser representado por meio de um índice denominado capacidade de troca de cátions. Essa capacidade depende da concentração, dimensão e hidratação dos íons na solução. A capacidade de troca de cátions pode afetar diretamente os processos de floculação e dispersão das argilas, pois está relacionada com a carga e capacidade de hidratação que a lamela apresenta (HILLEL, 2003).

A caulinita e a montmorilonita apresentam propriedades intrínsecas muito diferentes (Tabela 1). A caulinita é o tipo mais comum de mineral 1:1, sua configuração básica é um tetraedro de alumínio ligado a um octaedro de silício por meio de pontes de hidrogênio. Essa configuração dificulta a entrada de água e íons no interior da lamela. Apenas as faces e as bordas estão expostas, resultando relativa baixa superfície específica. A caulinita, $\text{Al}_4\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$, apresenta baixa plasticidade, coesão e expansividade, quando comparada com outros minerais. A montmorilonita, $\text{Al}_{3,5}\text{Mg}_{0,5}\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$, muitas vezes denominada por bentonita, nome que remete o local onde essa argila foi caracterizada inicialmente (Fort Benton, Wyoming, EUA), são argilas compostas essencialmente por minerais do grupo das esmectitas. É um mineral tipo expansivo 2:1, permitindo a entrada de íons e água no interior

da lamela. A expansão das lamelas proporciona o aumento da superfície específica, resultando alta plasticidade e coesão (HILLEL, 2003).

Tabela 1. Propriedades dos argilominerais: caulinita e montmorilonita, valores aproximados (AYADI et al., 2013; HILLEL, 2003)

Propriedades	Caulinita	Montmorilonita
Diâmetro planar (μm)	0,1 - 4	0,01 - 1
Espessura básica da camada ($\text{\AA}$)	7,2	10
Espessura da partícula ($\text{\AA}$)	500	10 - 100
Superfície específica ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)	5 - 20	700 - 800
Capacidade de troca de cátion ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	3 - 15	80 - 100
Área por carga ($\text{\AA}^2$)	25	100

Quanto maior a superfície específica das argilas, maior a hidratação e a expansividade dos minerais. A presença e concentração de íons no meio pode influenciar esse processo, geralmente íons monovalentes proporcionam maior capacidade de expansão às argilas em relação aos íons bivalentes (Figura 3) (HILLEL, 2003).

Figura 3. Aumento do volume de caulinita e montmorilonita durante a hidratação (HILLEL, 2003)

2.2. Relação entre água e argila em suspensão com a microirrigação

O principal indicativo de que a água contém partículas pequenas em suspensão é sua turbidez, essas partículas podem permanecer em suspensão por longos períodos de tempo. A estabilidade das partículas em suspensão depende da natureza da partícula e de propriedades físico-químicas da água. Essa estabilidade interfere nas propriedades do escoamento da mistura, uma vez que pode alterar a viscosidade do fluido. Para a montmorilonita, o aumento da concentração de sal ou acidificação do fluido até um determinado valor crítico provoca redução da viscosidade e após esse valor ocorre um aumento brusco da viscosidade. Já para a caulinita, ocorre o efeito oposto, o aumento da concentração de sal no fluido proporciona redução da viscosidade (PENNER; LAGALY, 2001).

As interações que ocorrem na mistura sólido-líquido quando submetidas ao escoamento podem proporcionar diferentes comportamentos em relação à agregação dos sólidos (THILL et al., 2001). A agregação aumenta a granulometria das partículas e pode proporcionar maior taxa de sedimentação, esse processo em tubulações de microirrigação pode provocar maior aglomeração de partículas principalmente em locais de baixa velocidade de escoamento, aumentando a suscetibilidade à obstrução dos emissores (JUN et al., 2007; BOUNOUA et al., 2016). Assim, torna-se necessário uma melhor abordagem sobre os sistemas coloidais – sistemas que analisam as propriedades e comportamento de partículas pequenas imersas em fluidos.

2.3. Sistemas coloidais

Quando um soluto é submetido a um solvente ocorre a formação de um sistema disperso, essa dispersão pode resultar diferentes denominações. Denomina-se solução quando ocorre a formação de uma mistura homogênea na qual o soluto se encontra disseminado sob a forma de partículas com diâmetro médio igual ou menor a 10^{-6} mm. Os sistemas denominados coloidais ocorrem quando as partículas dispersas apresentam um diâmetro médio no intervalo entre 10^{-6} e 10^{-3} mm. Por fim, o sistema pode ser uma dispersão grosseira, quando as partículas disseminadas apresentam diâmetro médio maior que 10^{-3} mm (Figura 4) (VERWEY, 1947; DUNCAN, 2013).

Figura 4. Tamanho das partículas e sua denominação em sistemas dispersos

Dentro da faixa dos sistemas coloidais, pode-se distinguir duas categorias, as soluções coloidais ou sol e as suspensões. O sol ocorre quando as partículas permanecem em suspensão por um determinado tempo sustentadas pela energia do movimento browniano. As suspensões ocorrem quando o tempo de sedimentação das partículas é relativamente menor, ou seja, devido ao maior diâmetro da partícula, a energia do movimento browniano não é suficiente para manter as partículas em suspensão por longos períodos. A distinção entre as diferentes formas de dispersão considera principalmente a velocidade de sedimentação das partículas. Porém, como não existe um tempo de sedimentação padronizado para calcular essa velocidade, a classificação dentre os meios dispersos se torna arbitrária. Dessa forma, as partículas de argila podem ser consideradas como sol ou suspensão, dependendo da velocidade de sedimentação das mesmas. Além disso, as partículas de argila podem apresentar diâmetro maior que 10^{-3} mm, entretanto, devido seu comportamento característico quando dispersas, as análises sobre a estabilidade dos compostos de argilas consideram que as mesmas estão incluídas na faixa dos sistemas coloidais (van OLPHEN, 1963; VERWEY, 1947).

2.3.1. Dupla camada elétrica

Quando uma partícula de argila entra em contato com um meio polar como a água, ocorrem alterações que desequilibram o sistema soluto-líquido. O desequilíbrio é causado pelos processos de adsorção, ionização, dissociação e substituição de íons. Esses processos provocam um desbalanceamento de cargas no sistema, causando a distribuição de íons nas proximidades da superfície da partícula. Os íons distribuídos na superfície da partícula podem apresentar cargas contrárias ao da partícula (contra-íons), sendo atraídos para superfície; ou podem apresentar a mesma carga da partícula (coíons), sendo repelidos pela superfície. Essa dispersão de cargas forma uma atmosfera de íons sobre a partícula denominada dupla camada elétrica (DCE) (HUNTER, 1981).

Os coíons e contra-íons estão dispersos sobre a superfície da partícula e a densidade aparente de íons diminui à medida que se afasta da superfície. Essa variação de íons provoca a formação de diferentes potenciais e camadas elétricas. A DCE pode ser dividida entre uma camada compacta ou camada de Stern e camada difusa ou camada de Gouy. Separando essas duas camadas se encontra o plano de cisalhamento ou plano de Helmholtz (Figura 5) (van OLPHEN, 1963; HUNTER, 1981, 1993).

Figura 5. Esquema da configuração da dupla camada elétrica formada em uma partícula coloidal

A carga elétrica e espessura da camada compacta depende principalmente das características intrínsecas da partícula, por isso, não pode ser modificada facilmente. A camada difusa, que se inicia após o plano de cisalhamento, pode ser alterada pela variação das características externas do meio, principalmente pH e força iônica da solução. A espessura da camada difusa ($1/k'$) pode ser determinada em função da força iônica do meio. Em que, k' corresponde ao coeficiente de Debye-Hockel, eq. (1). Observa-se que o aumento da força iônica é inversamente proporcional à espessura da camada difusa. A redução da camada difusa por meio do aumento da força iônica é uma opção de análise utilizada em pesquisas que visem entender os processos que ocorrem durante a agregação de partículas coloidais, pois a redução da camada difusa resulta maior potencial de agregação das partículas (HUNTER, 1993).

$$k' = \left(\frac{2000 F^2}{\epsilon_0 D R T} \right)^{\frac{1}{2}} \sqrt{I} \quad (1)$$

Em que, k' é o coeficiente de Debye-Hockel, m^{-1} ; F é a constante de Faraday – carga de um mol de elétron, equivalente a 96485 coulombs); D é a constante dielétrica da água, para 25°C, $D = 80$; R é a constante dos gases por mol, $8,31 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$; T é a temperatura absoluta, K; e, I é a força iônica do meio, mol L^{-1} , eq. (2).

$$I = \frac{1}{2} \sum c_i z_i^2 \quad (2)$$

Em que, c_i corresponde a concentração do íon i , mol L^{-1} ; e, z_i corresponde a carga do íon i , adimensional.

2.3.2. Potencial zeta

Analisando a DCE, observa-se a existência de um potencial elétrico ao redor da partícula. Esse potencial é proporcional à quantidade de cargas constituintes na dupla camada. O potencial elétrico pode ser descrito por uma função exponencial e decai à medida que se afasta da superfície da partícula. O potencial elétrico total de uma partícula pode ser dividido em três, potencial de Nerst ou de superfície (ψ_0), potencial de Stern (ψ_s) e potencial zeta ou eletrocinético (potencial- ζ) (Figura 6).

Figura 6. Representação dos potenciais elétricos formados em uma partícula coloidal

O potencial de superfície e o potencial de Stern não podem ser medidos, apenas estimados por modelos matemáticos. O potencial- ζ é uma função da carga elétrica da camada difusa e seu valor é proporcional a velocidade eletroforética da partícula. A velocidade eletroforética de uma partícula pode ser medida submetendo-a a um campo magnético. Posteriormente, observa-se para qual direção a partícula se desloca, sendo que partículas com cargas negativas se movimentam em direção ao polo positivo do campo magnético. Conhecendo-se o tempo que a partícula necessita para percorrer determinado espaço em direção ao campo magnético, encontra-se a velocidade eletroforética (HUNTER, 1981).

A relação do potencial- ζ e a velocidade eletroforética é dependente da constante dielétrica do meio (D), da viscosidade do fluido (μ) e de uma função que envolve o raio da partícula e a espessura da camada difusa, eq. (3).

$$u_E = \frac{2D\epsilon_0\zeta}{3\mu} f_1(ka) \quad (3)$$

Em que, u_E é a velocidade eletroforética, $m^2 V^{-1} s^{-1}$; D é a constante dielétrica da água, para 25 °C, $D = 80$; ϵ_0 é a permissividade no vácuo, $F m^{-1}$; ζ é o potencial zeta, V ; μ é a viscosidade absoluta do meio, $Pa s^{-1}$; e, ka é uma função de Henry, $f_1(ka)$. A função $f_1(ka)$ depende do formato da partícula, de modo que, para partículas esféricas, pode ser calculado pela eq. (4) (SWAN; FURST, 2012).

$$f_1(ka) = 1 + \frac{(ka)^2}{16} - \frac{5(ka)^3}{48} - \frac{(ka)^4}{8} \left[\frac{1}{12} (1 - ka) - \left(1 - \frac{(ka)^2}{12} \right) e^{ka} \int_{\infty}^{ka} \frac{e^{-x}}{x} dx \right] \quad (4)$$

Em que, ka corresponde a relação entre o raio da partícula (a) e a espessura da DCE ($1/k'$), sendo k' definido pela eq. (1).

2.3.3. Potencial zeta e estabilidade em sistemas coloidais

A propriedade física mais importante em dispersões coloidais está relacionada com a tendência de aglomeração de partículas, possibilitando a formação de pequenos agregados. Em um sistema coloidal, frequentemente as partículas estão se chocando e a estabilidade da dispersão depende das interações que ocorrem entre as partículas. O principal responsável pela agregação são as forças de van der Waals (energia de atração), em contrapartida, a estabilidade do sistema ocorre quando há predomínio das forças de repulsão eletrostática (energia de repulsão). A estabilidade pode ocorrer de forma eletrostática, quando ocorre a sobreposição de íons com a mesma carga dos íons da dupla camada, ou de forma polimérica, quando são adicionados íons com diferentes cargas em relação aos íons da dupla camada (VERWEY, 1947; AZEVEDO; BONUMÁ, 2004).

A estabilidade de sistemas coloidais pode ser analisada de acordo com a teoria DLVO clássica, desenvolvida independentemente pelos cientistas Derjaguin e Landau em 1941 e Verwey e Overbeek em 1948 (HUNTER, 1993). Essa teoria se baseia nas variações de energia que ocorrem quando partículas se aproximam uma das outras. A energia total de interação (V_T) corresponde ao conjunto de energias de atração (V_A) e energias de repulsão (V_R), como representado na eq. (5).

$$V_T = V_A + V_R \quad (5)$$

A teoria DLVO clássica apresenta o conceito de barreira de energia contra agregação de partículas. Esta barreira representa a energia mínima que uma das partículas deve apresentar para proporcionar a agregação entre as mesmas. A barreira de energia é observada quando se plota um gráfico de V_T em relação à distância de separação entre duas partículas. Na Figura 7 se observa que V_3 corresponde a energia mínima que uma das partículas deve apresentar para romper a energia de repulsão e proporcionar agregação, V_1 representa a máxima energia de atração que a partícula pode apresentar, e, V_2 também corresponde a energia de atração, podendo proporcionar formação de agregados, porém nesse caso os agregados serão formados por ligações mais fracas.

Figura 7. Curva de energia de atração (V_A), energia de repulsão (V_R) e energia total de interação (V_T)

A energia de atração é representada pelas forças de van der Waals, são forças aditivas, ou seja, a resultante da força tem origem nas forças intermoleculares fornecidas por cada átomo da partícula. As forças de van der Waals são formadas pela variação mútua entre os polos das moléculas, tanto permanente quanto induzido. Assim, torna-se difícil de serem modificadas devido ao caráter molecular da energia. Então, para se modificar a energia de

interação total do sistema, uma alternativa é alterar a energia de repulsão entre as partículas (HUNTER, 1981).

O potencial- ζ pode ser utilizado como um índice de magnitude da interação repulsiva entre as partículas (MEKHAMER, 2011). Por isso, medições de potencial- ζ vem sendo utilizadas em estudos de estabilidade coloidal, pois a variação do potencial- ζ proporciona alteração do potencial de agregação das partículas e consequentemente variação da estabilidade do sistema (MISSANA; ADELL, 2000; TOMBÁ CZ; SZEKERES, 2004; MEKHAMER, 2011).

A energia de atração para partículas do mesmo material depende do raio da partícula, da distância de separação entre as mesmas e da constante de Hamaker (eq. 6). Essa constante expressa as características intrínsecas do material, como número de átomos por unidade de volume e natureza das partículas, podendo ser calculada pela eq. (7) (HUNTER, 1981; SHAW; SHAW, 1992).

$$V_A = - \frac{A a}{12 h} \quad (6)$$

Em que, V_A corresponde à energia de atração entre as partículas, J; A corresponde à constante efetiva de Hamaker, J; a corresponde ao raio médio das partículas, m; e, h corresponde à distância de separação entre as partículas, m.

$$A = (A_w^{0,5} - A_{p1}^{0,5})(A_w^{0,5} - A_{p2}^{0,5}) \quad (7)$$

Em que, A_w corresponde à constante de Hamaker da água, J; A_{p1} corresponde à constante de Hamaker da partícula 1; e, A_{p2} corresponde à constante de Hamaker da partícula 2. Quando as partículas em suspensão são constituídas apenas por partículas de uma natureza, então, A_{p1} é igual à A_{p2} .

O potencial de repulsão pode ser alterado pela adição de íons indiferentes à mistura e varia em função do pH do meio. Quanto maior a concentração de eletrólitos na mistura, menor será a energia de repulsão em relação a redução da distância entre dois coloides, ou seja, alta força iônica (concentração) no meio facilita a formação de agregados, uma vez que a energia de atração tende a apresentar maior relevância nos sistemas de interações. Como foi definido na eq. (2), a força iônica é diretamente proporcional ao quadrado da carga do íon. Assim, íons de maior valência mesmo em menores concentrações, podem apresentar maior força iônica (TOMBÁ CZ; SZEKERES, 2004; LIANG et al., 2007).

Para determinar a energia de repulsão em relação a distância de separação (V_R), deve-se considerar o quadrado do potencial- ζ , o raio da partícula, a permissividade no vácuo do solvente e o coeficiente de Debye-Hockel (eq. 8).

$$V_R = 2 \pi \epsilon_0 D a \zeta^2 \ln[1 + \exp(k'h)] \quad (8)$$

Em que, ϵ_0 é a permissividade no vácuo do solvente, $F \text{ m}^{-1}$; D corresponde à constante dielétrica da água, para 25°C, $D = 80$; ζ corresponde ao potencial zeta, V; e, k' corresponde ao coeficiente de Debye-Hockel, eq. (1) (HUNTER, 1981; ZHANG; LIU; LIU, 2012).

Após o cálculo de V_T para diferentes distâncias de separação, pode-se identificar o valor da barreira de energia existente entre as partículas. As condições que apresentarem menor barreira de energia, apresentam maior potencial de agregação, considerando o caráter elétrico do sistema. Outra forma de relacionar o potencial de agregação com a carga dos íons, consiste em determinar a concentração crítica de coagulação (c. c. c.), eq. (9). Esse índice expressa a relação entre a valência do íon utilizado como coagulante e a natureza do material particulado presente na suspensão. O resultado do cálculo desse índice demonstra, para condições em que a agregação depende apenas da relação valência do íon e a natureza do material, a concentração (mol L^{-1}) necessária para iniciar o processo de agregação do material em suspensão. Contudo, a c. c. c. não considera os demais fatores envolvidos no processo de agregação. Por tanto, o índice é utilizado como uma forma de comparação do potencial de agregação entre os diferentes íons que podem ser utilizados como agentes agregantes.

$$c. c. c. = \frac{87,4 \cdot 10^{-40}}{z_i^6 A^2} \quad (9)$$

Em que, c. c. c. é a concentração crítica de coagulação do íon indiferente adicionado, mol L⁻¹; z_i é a carga ou valência do íon i, adimensional; e, A é a constante efetiva de Hamaker, J. Nesta equação, destaca-se a importância da valência do íon adicionado, de modo que a c. c. c. é inversamente proporcional a sexta potência da valência (HUNTER, 1981).

2.3.4. Sistema hidrodinâmico

Ao se iniciar o escoamento de um fluido real dentro de um tubo, o perfil de velocidade de escoamento não é uniforme, ocorrendo a formação de diferentes zonas de escoamento, filme laminar, camada limite e camada turbulenta. As distribuições das camadas ao longo das tubulações dependem do regime de escoamento. A medida que o fluido se movimenta ocorre o atritamento entre os vetores velocidades gerando esforços tangenciais entre si. Esse processo promove o desbalanceamento da velocidade de escoamento entre as linhas de fluxo no perfil de escoamento, provocando um gradiente de velocidade no eixo vertical do escoamento. A variação da velocidade (dv) em função da distância no eixo vertical (dy) corresponde à taxa de cisalhamento do escoamento (G), eq. (10) (FERREIRA et al., 2005).

$$G = \frac{dv}{dy} \quad (10)$$

A taxa de cisalhamento é proporcional à tensão de cisalhamento que o escoamento está submetido. A tensão de cisalhamento (τ) é uma força (dF) por unidade área (dA), eq. (11).

$$\tau = \frac{dF}{dA} \quad (11)$$

A relação entre τ e G para fluidos newtonianos é definida pela eq. (12), em que o coeficiente de proporcionalidade corresponde a viscosidade absoluta do fluido (μ).

$$\frac{dF}{dA} = \mu \frac{dv}{dy} \therefore \mu = \frac{\tau}{G} \quad (12)$$

Devido a relação existente entre tensão e taxa de cisalhamento (τ e G), as duas grandezas podem ser utilizadas como indicadores do grau de turbulência durante o escoamento de fluidos. A turbulência que ocorre durante o escoamento de água contendo partículas interfere nas colisões entre as partículas e as colisões são pré-requisitos do processo de agregação. Para cada sistema existe uma taxa de cisalhamento ideal para formação de agregados estáveis, considerando um mesmo valor de pH e força iônica. Se a taxa de cisalhamento for menor que a ideal, a agregação será reduzida, ou não ocorrerá. Se ela for maior que a ideal, causará a quebra dos agregados formados (BUBAKOVA; PIVOKONSKY; FILIP, 2013).

2.4. Irrigação por gotejamento

O sistema de irrigação por gotejamento é caracterizado pelo fornecimento de água às culturas em pequenas quantidades, próximo ao sistema radicular das plantas, em alta frequência e baixa vazão, reduzindo as perdas hídricas no sistema de cultivo, quando utilizado adequadamente. Quando bem manejado, promove redução do uso de água, devido a menor taxa evaporativa, pois parte do solo é mantida relativamente seca. Praticamente não ocorrem perdas por percolação e por escoamento superficial. Esse sistema, geralmente apresenta alta uniformidade de distribuição de água, além de possibilitar a aplicação de fertilizantes via água de irrigação (BORSSOI et al., 2012; van der KOOIJ et al., 2013; WU, 1997).

Os principais componentes do sistema de irrigação por gotejamento são os gotejadores, dispositivos que apresentam a função de emissão de água, são constituídos por pequenos canais e defletores formando estruturas denominadas labirintos, quando

devidamente dimensionados são responsáveis pela redução da energia hidráulica do escoamento, proporcionando uma emissão de água uniforme e em forma de gotas (LIU et al., 2010; ZHANG et al., 2010). No entanto, os labirintos apresentam pequena seção de escoamento, cerca de 1 mm^2 . Isso proporciona aumento da suscetibilidade à obstrução dos mesmos (NIU; LIU; CHEN, 2013).

A obstrução dos gotejadores tem sido apontada como a principal limitação do sistema, uma vez que além de proporcionar redução da durabilidade dos equipamentos (CAMARGO et al., 2013), pode causar redução da uniformidade de aplicação de água (ZHOU et al., 2013, 2015). A uniformidade de distribuição é um parâmetro importante nas avaliações dos sistemas de irrigação. Principalmente em áreas em que práticas de fertirrigação são realizadas, são essenciais sistemas com alta uniformidade de distribuição para que todas as plantas recebam quantidades similares de nutrientes (BORSSOI et al., 2012).

Entre os fatores que afetam a uniformidade de distribuição de água no método localizado de irrigação, Wu (1997) aponta como principais, projeto hidráulico, espaçamento entre emissores e obstrução. Contudo a obstrução tem sido apontada como o principal fator limitante da microirrigação (LI et al., 2012).

2.4.1. Obstrução por partículas em suspensão

A obstrução dos emissores pode ser classificada de acordo com sua origem como física, química e/ou biológica. Em campo, geralmente, é causada pela combinação entre as diferentes origens (NAKAYAMA; BUCKS, 1991; BOUNOUA et al., 2016). A obstrução classificada como origem física é causada por partículas em suspensão, podendo ser de origem inorgânicas (areia, silte, argila e plásticos) e orgânicas (organismos aquáticos, zooplâncton, caramujos, peixes, larvas de insetos, formigas e aranhas) (BUCKS; NAKAYAMA; GILBERT, 1979). Em sua maior parte, partículas inorgânicas em suspensão fazem parte da constituição do solo e podem ser separadas de acordo com seu diâmetro médio como areia (2 a 0,05 mm), silte (0,05 a 0,002 mm) e argila (menor que 0,002 mm) (BUCKS; NAKAYAMA; GILBERT, 1979; HILLEL, 2003).

Em relação a variável tempo, o processo de obstrução pode ocorrer por duas maneiras: a) obstrução rápida, quando o tamanho da partícula é maior que a seção de passagem do emissor, assim, uma única partícula, ou um conjunto de partículas obstrui de

forma instantânea a seção de passagem; b) obstrução por acúmulo lento, quando partículas finas são depositadas gradualmente na tubulação, sendo que geralmente essa deposição ocorre no final da linha gotejadora, próximo à entrada do labirinto do emissor (BUCKS; NAKAYAMA; GILBERT, 1979; NIU; LIU; CHEN, 2013; BOUNOUA et al., 2016). Fatores como a quantidade de partículas em suspensão, composição química e população microbiana devem ser analisados para que o sistema de irrigação e de filtragem seja devidamente dimensionado ou para indicar qual tipo de tratamento de água deve ser realizado antes de ser utilizada no sistema de irrigação (NAKAYAMA; BUCKS, 1991; YAN et al., 2009; LI et al., 2012).

A obstrução causada por sólidos em suspensão tem sido reportada como a mais comum entre os problemas de obstrução (LI et al., 2012). A principal estratégia para controlar esse tipo de obstrução é a utilização de sistemas de filtragem (ADIN; ELIMELECH, 1989). Os filtros mais utilizados são: filtros centrífugos, de tela, de discos e de areia, sendo o principal critério para a escolha do tipo de filtro, as características qualitativas da água. Comparando a eficiência de filtragem entre filtro de areia e filtro de tela, utilizando água com sólidos suspensos, foi observado que o filtro de areia apresentou maior taxa de filtragem em relação ao de tela, que foi completamente obstruído muito rapidamente. Porém, em relação a filtragem de partículas pequenas (0,001 e 0,002 mm), o filtro de areia apresentou baixa capacidade de filtragem (ADIN; ELIMELECH, 1989).

Nessa situação, a estratégia que pode ser utilizada é a realização do *flushing*, que consiste em abrir o final das linhas laterais e realizar a limpeza com o fluxo de água, permitindo a saída dos sedimentos. Essa técnica operacional objetiva remover as partículas que já estão dentro das linhas gotejadoras (PUIG-BARGUÉS et al., 2010; PUIG-BARGUÉS; LAMM, 2013).

Embora os principais agentes que proporcionam obstrução sejam conhecidos, o conhecimento dos processos envolvidos são poucos estudados, principalmente em relação a obstrução causada por partículas pequenas. Aparentemente as argilas são pequenas para proporcionar a obstrução dos emissores, por isso, poucas pesquisas têm sido realizadas avaliando o comportamento da obstrução causada por esse tipo de partícula. Não obstante, partículas de pequeno diâmetro podem passar através dos sistemas de filtragem alcançando os gotejadores (NIU; LIU; CHEN, 2013). No interior dos gotejadores, influenciadas pelas características do escoamento no labirinto e pelas condições físico-químicas da solução, as

partículas podem se depositar nas regiões de vórtices e zonas de estagnação, aumentando o potencial de obstrução de partículas desta natureza (NIU; LIU; CHEN, 2013; BOUNOUA et al., 2016; AL-MUHAMMAD; TOMAS; ANSELMET, 2016).

2.4.2. Relação entre as características de escoamento no labirinto e a obstrução dos gotejadores

Em geral, os labirintos dos gotejadores são constituídos por canais com pequenas dimensões, na ordem de milímetros (NIU; LIU; CHEN, 2013). Esses canais apresentam defletores, responsáveis por proporcionar interferência no escoamento, proporcionando aumento da intensidade de turbulência. Além disso, os defletores possibilitam a formação de vórtices, principais responsáveis pela dissipação da energia hidráulica (QINGSONG et al., 2006).

O fluxo em um labirinto é caracterizado por apresentar dois tipos principais de escoamento, sendo dividido em duas regiões distintas de acordo com a magnitude do campo de velocidade. A primeira região é caracterizada por apresentar zonas de vórtices, nessas regiões a velocidade de escoamento é baixa (variando entre zero a $1,2 \text{ m s}^{-1}$). A segunda região apresenta velocidades elevadas (variando entre $1,8$ a $3,0 \text{ m s}^{-1}$), sendo denominada região do fluxo principal (LI et al., 2008; AL-MUHAMMAD; TOMAS; ANSELMET, 2016). Alguns autores destacam ainda as regiões de estagnação, as quais apresentam baixa velocidade de escoamento, contudo, não ocorre a formação de vórtices (ZHANG et al., 2010). Na Figura 8, pode-se observar as três regiões de escoamento no interior de um labirinto trapezoidal, sendo que A corresponde às regiões de estagnação, B corresponde às regiões de vórtices e C corresponde à região do fluxo principal.

Figura 8. Linhas de fluxo que ocorrem no interior dos labirintos de gotejadores com destaque para a formação de diferentes regiões de escoamento (A, região de estagnação; B, região de vórtice; C, região do fluxo principal) (ZHANG et al., 2010)

Considerando uma partícula de fluido, a velocidade instantânea de escoamento dessa partícula pode ser obtida pela soma da velocidade média de escoamento e a flutuação da sua componente de velocidade, a flutuação é atribuída aos efeitos da turbulência sobre o escoamento (eq. 13) (JUN et al., 2007; ZHANG et al., 2010).

$$U_x = \bar{U}_x + u' \quad (13)$$

Em que, U_x é a velocidade instantânea de escoamento, $m\ s^{-1}$; $\bar{U}_x$ é a velocidade média de escoamento, $m\ s^{-1}$; e, u' é a flutuação da velocidade de escoamento devido a turbulência, $m\ s^{-1}$.

Em um escoamento tridimensional em regime permanente, o vetor velocidade ($\vec{U}$) é dado pelo somatório da média da velocidade mais sua flutuação nos eixos de um sistema de coordenadas retangulares (x, y e z) (eq. 14).

$$\vec{U} = (\bar{U}_x + u')\vec{i} + (\bar{U}_y + v')\vec{j} + (\bar{U}_z + w')\vec{k} \quad (14)$$

Em que, u', v', w' correspondem às flutuações da velocidade nos eixos x , y e z , respectivamente. Essa flutuação do campo de velocidade está relacionada com a intensidade de turbulência de um escoamento. Quanto maior a flutuação, maior a intensidade de turbulência. A intensidade de turbulência geralmente é expressa em porcentagem, sendo calculada por meio da relação entre as flutuações da velocidade e a velocidade média de escoamento. A intensidade de turbulência também pode ser relacionada com a quantidade de energia proporcionada pela turbulência. O parâmetro que demonstra essa quantidade de energia é denominado energia cinética turbulenta (k), expresso em energia por unidade de massa ($m^2 s^{-2}$), representado pela eq. (15). Consiste na energia cinética proporcionada pelas flutuações da velocidade de escoamento (SOUZA et al., 2011).

$$k = \frac{1}{2} (u'^2 + v'^2 + w'^2) \quad (15)$$

Como o número de Reynolds também está relacionado com a intensidade de turbulência durante o escoamento, a equação matemática que relaciona o número de Reynolds com a energia cinética turbulenta para escoamento completamente desenvolvido com alta intensidade de turbulência é dada pela eq. (16).

$$k = \frac{3}{2} \left(\bar{U} 0,016 Re Dh^{-\frac{1}{8}} \right)^2 \quad (16)$$

Em que, Dh corresponde ao diâmetro hidráulico, m. Considerando o escoamento no labirinto dos gotejadores, observou-se que o campo da energia cinética turbulenta aumenta progressivamente da entrada até o segundo ou terceiro defletor do labirinto. Posteriormente, o campo tende a apresentar as mesmas características de escoamento até a saída do canal (JUN et al., 2007; AL-MUHAMMAD; TOMAS; ANSELMET, 2016). Na entrada do labirinto, o perfil de velocidade de escoamento é mais uniforme, pois o escoamento não sofreu influência dos defletores. Nessa condição existe apenas o escoamento principal, por tanto, a flutuação da componente velocidade é baixa e consequentemente a energia cinética turbulenta também. À

medida que as linhas de fluxo se desenvolvem através dos defletores, ocorre a formação da segunda região de escoamento, zonas de vórtices, promovendo maior flutuação do campo de velocidade, aumentando a energia cinética turbulenta. A energia cinética turbulenta também se relaciona com a magnitude do vetor velocidade. Em zonas em que a velocidade de escoamento é baixa, a energia proporcionada pelas flutuações do campo de velocidade é pequena. Assim, a energia cinética turbulenta tende a ser menor à medida que a velocidade de escoamento diminui (AL-MUHAMMAD; TOMAS; ANSELMET, 2016; WEI et al., 2012).

A obstrução dos emissores tem sido relacionada com dois parâmetros do escoamento no interior dos labirintos, a intensidade de turbulência e a energia cinética turbulenta. Tem-se observado que em regiões nas quais a velocidade de escoamento proporciona redução desses parâmetros, ocorre uma maior deposição de partículas. Esta deposição pode interferir no desempenho dos gotejadores ou até mesmo proporcionar obstrução dos mesmos. Em geral, observa-se um maior acúmulo de partículas entre o primeiro e o terceiro defletor, regiões em que a energia cinética turbulenta e a intensidade de turbulência são menores (BOUNOUA et al., 2016; LIU et al., 2010; WEI et al., 2012).

2.4.3. Efeito do diâmetro e concentração de partículas sobre o processo de obstrução

A classificação do risco de obstrução dos emissores pode ser realizada de acordo com a concentração de partículas presentes na água, sendo classificado da seguinte forma: a) sem risco de obstrução, quando as concentrações de partículas são inferiores a 50 mg L^{-1} ; b) moderado risco de obstrução, em concentrações entre 50 e 100 mg L^{-1} ; e, c) alto risco de obstrução, em concentrações acima de 100 mg L^{-1} (BUCKS; NAKAYAMA; GILBERT, 1979). Embora arbitrária, essa classificação é utilizada como referência para comparações entre diferentes tipos de água de irrigação.

Posteriormente, por meio de avaliações em campo, foi proposta outra classificação de risco de obstrução. Foi sugerido que concentrações de sólidos suspensos menores que 200 mg L^{-1} não apresentam risco de obstrução; concentrações entre 200 e 400 mg L^{-1} apresentam moderado risco de obstrução; e, concentrações superiores a 400 mg L^{-1} apresentam severo risco de obstrução (CAPRA; SCICOLONE, 1998).

Existe uma grande dificuldade para encontrar a relação entre a qualidade da água e o risco de obstrução que a mesma apresenta. A água apresenta vários parâmetros que interferem no processo de obstrução, os quais devem ser incluídos na classificação de risco. Devido à complexidade do processo de obstrução dos emissores, muitas pesquisas estão sendo realizadas visando compreender os fatores envolvidos de forma isolada, diferentemente do que ocorre em campo, em que a obstrução geralmente é causada pela interação entre diferentes fatores.

Existem várias pesquisas na área de obstrução de emissores em que foram utilizadas partículas de areia com diâmetro entre 0,01 a 0,1 mm, distribuídas em concentrações variando de 250 a 2000 mg L⁻¹ (LI et al., 2006; QINGSONG et al., 2008; WEI et al., 2008). Observa-se que as concentrações de partículas utilizadas por essas pesquisas podem ser até cinco vezes maiores do que o apresentado como risco severo de obstrução citado anteriormente (CAPRA; SCICOLONE, 1998). No entanto, por apresentarem um objetivo específico de entender como cada fator interfere no processo de obstrução, os resultados fornecidos pelas mesmas contribuem para melhorar o entendimento do comportamento do fator analisado. Acredita-se que em pesquisas futuras essas informações poderão ser reunidas e utilizadas para a compreensão geral do processo de obstrução de emissores.

Por outro lado, também existem pesquisas que são realizadas dentro ou próximo do limite de classificação de risco, apesar de utilizarem material de apenas uma natureza. Em relação à obstrução de origem física (origem abordada nesta pesquisa), Faria (2013) utilizou concentrações de partículas de 125 e 500 mg L⁻¹. A fonte de partículas foi areia média e fina dividida em faixas granulométricas, com diâmetro variando entre 0,053 a 0,500 mm. Semelhante ao realizado por Perboni (2016), que utilizou areia de filtro separada em faixas granulométricas com diâmetro de partícula variando entre 0,053 a 0,500 mm e três concentrações de partículas (100, 250 e 500 mg L⁻¹).

As classificações atuais sobre o risco de obstrução de origem física não consideram o diâmetro das partículas presentes na dispersão (BUCKS; NAKAYAMA; GILBERT, 1979; CAPRA; SCICOLONE, 1998), o que pode ser considerado uma limitação, uma vez que partículas de maior diâmetro podem proporcionar um agravamento do grau de obstrução dos emissores mesmo em baixas concentrações (ADIN; SACKS, 1991; FARIA, 2013; NIU; LIU; CHEN, 2013; PERBONI, 2016). Como se pode observar nas informações relatadas anteriormente, grande parte das pesquisas relacionadas à obstrução de origem física são

realizadas utilizando areia (partículas com diâmetro entre 0,06 e 0,20 mm) como material de obstrução. Entretanto partículas pequenas como silte e argila devem ser incluídas também nos ensaios de obstrução, uma vez que podem se acumular ao longo das tubulações e labirintos proporcionando maior suscetibilidade dos emissores à obstrução (RAVINA et al., 1992; JUN et al., 2007; NIU; LIU; CHEN, 2013; BOUNOUA et al., 2016).

Analisando o desempenho de gotejadores submetidos a água contendo partículas com pequeno diâmetro (variando entre 0,075 mm a menor do que 0,031 mm) em concentrações de até 2000 mg L⁻¹ foi observado que concentrações inferiores a 250 mg L⁻¹ não apresentaram redução de vazão; concentrações entre 500 a 1200 mg L⁻¹ resultaram moderada redução de vazão; e, concentrações maiores que 1200 mg L⁻¹ causaram severa obstrução. Contudo, nenhuma concentração utilizada proporcionou obstrução completa dos gotejadores. Com relação ao diâmetro de partícula, foi observada uma faixa sensível à obstrução (0,031 a 0,038 mm), sendo atribuída à dois fatores: 1) deposição de partículas nos vórtices do labirinto proporcionada pelo aumento de colisões entre as partículas e a elevada força de arraste; 2) composição da partícula, areia fina e silte proporcionam interações complexas, que resultam na formação de agregados, bloqueando o fluxo nos labirintos dos gotejadores (NIU; LIU; CHEN, 2013).

Esses autores propuseram uma classificação para o risco de obstrução causada por partículas pequenas considerando seu diâmetro. A classificação considera que partículas na faixa de 0,045 a 0,038 mm, e também as com diâmetro menores que 0,031 mm, dificilmente proporcionam obstrução; partículas na faixa de 0,10 a 0,045 mm de diâmetro facilmente obstruem; e, partículas na faixa de 0,038 a 0,031 mm são sensíveis à obstrução e facilmente provocam obstrução dos gotejadores.

2.4.4. Efeito do pH e da força iônica sobre o processo de obstrução

Em geral, o pH da água utilizada nos sistemas de irrigação apresenta valores menores que 7,5. Uma recomendação preliminar sugere que quando o pH for superior a 7,5 existe uma tendência de duplicar a precipitação de sólidos dissolvidos. Por outro lado, quando o pH for menor que 6,0 podem ocorrer problemas de corrosão no sistema (BUCKS; NAKAYAMA; GILBERT, 1979).

A força iônica representa a quantidade de íons ativos em uma mistura, quanto maior a concentração de íons na água, maior a força iônica. Os íons mais comuns presentes nas águas de irrigação são Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} e SO_4^{2-} . Esses íons apresentam elevada reatividade à precipitação, principalmente em pH maior que 7,5. Pode-se observar que mesmo sem a completa compreensão sobre o efeito da interação pH e força iônica no processo de obstrução dos emissores, como forma de prevenção, foi recomendado que o pH deve permanecer entre 6,0 e 7,5 e a concentração de íons suscetíveis a precipitação deve ser baixa (BUCKS; NAKAYAMA; GILBERT, 1979).

Posteriormente, realizou-se uma classificação de risco à obstrução para microirrigação em relação ao pH da água. Essa classificação apresenta que: pH menor que 7, não há risco à obstrução; pH entre 7 e 8, risco moderado à obstrução; e, pH superior a 8, risco severo à obstrução. Além disso, adverte-se que mesmo em pH ácido, pode ocorrer precipitação de íons de ferro e manganês, principalmente quando existe a presença de sulfeto na água (NAKAYAMA; BUCKS, 1991).

O efeito do pH sobre a obstrução dos emissores também está relacionado com a atividade biológica da água. O pH elevado torna o meio mais suscetível a formação de biofilme, devido à maior atividade bacteriana (GAMRI et al., 2014). O biofilme atua como um adesivo, retendo partículas de solo, causando a obstrução dos gotejadores (ZHOU et al., 2013).

O efeito da força iônica ocorre não apenas pela precipitação de íons, mas também devido ao processo de agregação das partículas, principalmente coloidais. No entanto, devido à complexidade desse processo, não se conhece como cada fator pode interferir sobre a obstrução. Dentre os principais fatores a serem compreendidos destacam-se: a interação pH/força iônica, características intrínsecas da partícula (cargas trocáveis e variáveis, diâmetro, superfície específica e massa específica) e também as condições de escoamento em que a partícula está submetida (taxa de cisalhamento, intensidade de turbulência e energia cinética turbulenta) (ZHANG; LIU; LIU, 2012; BOUNOUA et al., 2016; AL-MUHAMMAD; TOMAS; ANSELMET, 2016).

Bounoua et al. (2016) analisando o efeito da força iônica sobre a obstrução causada por montmorilonita e calcita-ilita, utilizaram concentrações de NaCl para alterar a força iônica da solução. Foram utilizadas concentrações de zero, 10^{-3} e 10^{-2} mol L^{-1} (zero, 58,4 e 584,4 mg

L⁻¹, respectivamente) sobre a montmorilonita. A calcita-ilita foi considerada inerte, devido às análises preliminares, assim recebeu apenas o tratamento sem adição de NaCl.

Os autores observaram que os emissores submetidos à mistura calcita-ilita apresentaram um incremento de vazão, sendo em média 5% superior a vazão inicial. O aumento de vazão foi atribuído à redução do efeito dos vórtices sobre o escoamento no interior do labirinto. Sugeriu-se que a deposição de partículas que ocorria nas regiões de menor energia cinética turbulenta (vórtices e zonas de estagnação), causaria a redução ou eliminação das regiões de vórtices, proporcionando aumento da velocidade de escoamento na região do fluxo principal do labirinto e consequentemente aumento de vazão.

Por outro lado, quando foi utilizado a montmorilonita, após 40 dias de ensaio, considerando 8 h de funcionamento por dia, foi observado redução de vazão de aproximadamente 40%, 80% e 70% para os tratamentos com zero, 10⁻³ e 10⁻² mol L⁻¹ de NaCl, respectivamente. Pode-se observar que a obstrução não foi proporcional ao incremento da concentração de NaCl. Contudo, os autores atribuíram esses resultados à decantação de agregados dentro do reservatório, não permitindo que as partículas entrassem na tubulação em direção às linhas laterais.

2.4.5. Efeito da natureza dos materiais sobre o processo de obstrução

A natureza dos materiais que causam obstrução dos gotejadores está relacionada com a origem da obstrução (física, química e/ou biológica) e com os diferentes materiais envolvidos dentro de cada origem. Apesar da obstrução em campo ocorrer pela interação entre as origens, em laboratório, as pesquisas podem ser focadas em determinada origem, podendo-se citar pesquisas focadas na origem física (NIU; LIU; CHEN, 2013), na origem química (LIU et al., 2015) e na origem biológica (GAMRI et al., 2014).

A natureza dos materiais utilizados nas pesquisas de origem física, geralmente envolvem partículas de areia (LI et al., 2006; QINGSONG et al., 2008; WEI et al., 2008). No entanto, mais recentemente, tem-se utilizado partículas de outras naturezas como, silte e argila. Esses materiais de diferentes naturezas têm apresentado efeitos distintos sobre o desempenho dos gotejadores, quando comparado com partículas de areia. Essa resposta se deve principalmente às diferentes interações proporcionadas quando uma dispersão de

partículas desses materiais é submetida às condições de escoamento (NIU; LIU; CHEN, 2013; BOUNOUA et al., 2016).

A obstrução completa de gotejadores causados por argilominerais não foi reportada na literatura científica até o momento, possivelmente por serem partículas muito pequenas em relação as dimensões do labirinto dos emissores. Quando submetidas ao escoamento juntamente com a água, podem apresentar a mesma velocidade de escoamento, sendo facilmente transportadas com o fluxo, reduzindo o risco de obstrução por esse tipo de partícula (JUN et al., 2007). Não obstante, durante o escoamento, também podem ocorrer colisões entre as partículas, proporcionando agregação devido ao efeito da adesão e tensão de superficial, aumentando o risco de obstrução dos gotejadores (NIU; LIU; CHEN, 2013).

O comportamento das diferentes naturezas de materiais utilizados nos ensaios de obstrução também pode ser analisado com base nas diferentes naturezas de compostos de silte e argila. Dentro da categoria argila, tem-se observado que em função do tipo de argila (2:1 ou 1:1), o efeito sobre o desempenho dos gotejadores pode ser diferente, podendo muitas vezes ser inesperado, como é caso do incremento de vazão causado pelo composto de calcita-ilita (1:1) (BOUNOUA et al., 2016).

2.5. Indicadores analíticos de qualidade da água

A classificação da qualidade da água pode ser realizada sob diferentes aspectos, sendo representados por indicadores. Os indicadores podem ser divididos em físicos, químicos ou biológicos. Em geral, quando os fatores de interesse estão relacionados aos indicadores físicos, determina-se: a cor, o padrão de potabilidade, a turbidez, a temperatura, o sabor e odor, a quantidade de sólidos, e a condutividade elétrica. Para um fator de interesse químico, determina-se: o potencial hidrogeniônico (pH), a alcalinidade, a dureza, a demanda bioquímica de oxigênio, a demanda química de oxigênio, as concentrações de cloreto, ferro, manganês, nitrogênio, fósforo, fluoretos, oxigênio dissolvido e matéria orgânica, além de concentrações de íons orgânicos e inorgânicos de interesse. Para um fator de interesse biológico, determinam-se: as quantidades de coliformes e de algas presentes (SILVA et al., 2011).

Quando o interesse está localizado na água de irrigação, os principais indicadores que devem ser analisados e o intervalo usual presente nas águas de irrigação são: potencial

hidrogeniônico, pH (6 - 8,5); condutividade elétrica, CE (0 - 3 dS m⁻¹); totais de sais ou sólidos dissolvidos, TSD (0 - 2000 mg L⁻¹); sódio, Na⁺ (0 - 0,4 mol L⁻¹); potássio, K⁺ (0 - 0,002 mol L⁻¹); cálcio, Ca²⁺ (0 - 0,2 mol L⁻¹); magnésio, Mg²⁺ (0 - 0,05 mol L⁻¹); cloreto, Cl⁻ (0 - 0,3 mol L⁻¹); sulfato, SO₄²⁺ (0 - 0,2 mol L⁻¹); carbonato, CO₃²⁻, (0 - 0,001 mol L⁻¹); bicarbonato, HCO₃⁻ (mol L⁻¹); e, devido a sua toxicidade às plantas, o boro, B⁺ (0 - 0,00018 mol L⁻¹) (AYERS; WESTCOT, 1985).

2.6. Princípios de caracterização dos compostos de argila

A análise mineralógica de compostos cristalinos pode ser realizada utilizando a difratometria de raios X, uma das principais técnicas para caracterização de microminerais, como os encontrados na fração argila. Nessa técnica, a amostra é preparada em uma lâmina de vidro com superfície plana, formando uma fina camada de material. Então, a lâmina é submetida à incidência de raios X em uma ampla faixa angular. A intensidade de difração dos raios em diferentes planos cristalinos do material pode ser representada em um difratograma. Os difratogramas contêm informações sobre as estruturas das matérias, essas informações são representadas pela posição de intercessão dos raios ou por meio do formato e amplitude dos picos (RESENDE et al., 2005).

A interpretação dos difratogramas é baseada na Lei de Bragg, eq. (17). Por meio dessa equação, conhecendo-se o comprimento de onda aplicado e o ângulo de incidência, determina-se a distância interplanar. Como cada átomo cristalino apresenta um padrão de difração característico, a identificação dos minerais é realizada por meio da comparação das posições angulares (2θ) e das distâncias interplanares (d), obtidas pela amostra analisada com um padrão de dados de difração encontrado na literatura (TADANO; GIRI, 2011).

$$n\lambda = 2d \sin\theta \quad (17)$$

Em que, n corresponde a ordem de difração (número inteiro, geralmente se utiliza 1, conhecido como máximo de Bragg); λ corresponde ao comprimento de onda da radiação incidente, nm; d corresponde a distância interplanar para um conjunto de planos (provenientes

dos índices de Miller hkl), nm; e, θ corresponde ao ângulo incidente dos raios X, medidos entre o feixe incidente e os planos cristalinos, graus.

A fim de caracterizar o material utilizado, quando se utiliza de partículas de maior diâmetro como as de areia, geralmente é realizada uma análise granulométrica dos compostos utilizados. A caracterização pode ser realizada por meio de peneiras granulométricas de solo, classificando o material em faixas granulométricas (JUN et al., 2007; NIU; LIU; CHEN, 2013). Entretanto, quando se utilizam partículas de pequeno diâmetro, não é possível realizar essa separação, principalmente quando se deseja um tipo de argila específica. Uma alternativa encontrada foi caracterizar o material utilizado de acordo com o diâmetro médio das partículas, realizando a medição do diâmetro por métodos que estimam as dimensões das partículas de acordo com seu comportamento em suspensão (BOUNOUA et al., 2016).

O zetâmetro modelo Zetasizer Nano ZS90 da empresa Malvern® instrumentos é um dos equipamentos disponíveis no mercado capaz de realizar a medição do diâmetro médio de partículas pequenas em meio aquoso. Esse equipamento utiliza o princípio do espalhamento de luz dinâmico (*dynamic light scattering*, DLS) para medir o movimento browniano e relacionar com o tamanho das partículas. Esse princípio foi proposto por Einstein em sua tese de doutorado em 1905. Considera que corpos microscópicos que estão em suspensão em um líquido apresentam uma energia cinética proporcionada por movimentos térmicos (movimento browniano). Essa energia é proporcional às dimensões dos corpos, quanto maior a partícula, menor a energia cinética. A relação do tamanho das partículas com a energia cinética proveniente do movimento browniano é definida pela equação de Einstein-Stokes para o coeficiente de difusão de partículas esféricas com baixo número de Reynolds, eq. (18) (SALINAS, 2005).

$$D = \frac{K_B T}{6\pi a \mu} \quad (18)$$

Em que, D corresponde ao coeficiente de difusão, $m^2 s^{-1}$; K_B corresponde a constante de Boltzaman (razão entre a constante dos gases perfeitos, $8,31 J mol^{-1} K^{-1}$, e a constante de avogrado, $6,022 \cdot 10^{23} mol^{-1}$); T corresponde a temperatura absoluta, K; a corresponde ao raio da partícula, m; e, μ corresponde a viscosidade dinâmica, $Pa s^{-1}$.

Para se obter a mobilidade eletroforética da partícula, aplica-se o princípio do Efeito Doppler. Para isso, a partícula em suspensão sob o movimento browniano é submetida a um feixe de luz com comprimento de onda e frequência conhecida, a luz é dispersa em uma frequência diferente. Então por meio da relação proposta por Johann Christian Andreas Doppler, eq. (19), pode-se obter a velocidade das partículas.

$$f_0 = f_f \frac{v + v_0}{v + v_f} \quad (19)$$

Em que, f_0 corresponde a frequência que chega ao observador, Hz; f_f corresponde a frequência da fonte, Hz; v corresponde velocidade da onda, m s^{-1} ; v_0 corresponde a velocidade do observador, m s^{-1} ; e, v_f corresponde a velocidade da fonte, m s^{-1} .

O zetâmetro modelo Zetasizer Nano ZS90 da empresa Malvern® instrumentos também determina o potencial zeta a partir da medição da velocidade eletroforética das partículas, baseado na lei de Henry. Para isso, são utilizados cubetas com um eletrodo positivo e negativo nas extremidades do capilar (Figura 9). Quando uma diferença de potencial é aplicada, as partículas se movem para o eletrodo de carga oposta. A medição da velocidade envolve a incidência de um feixe de luz na parte inferior da cubeta. Um detector situado a 17° em relação ao feixe incidência captura a variação da frequência do raio de luz, que pelo princípio do Efeito Doppler é convertido em velocidade eletroforética das partículas.

Figura 9. Cubeta utilizada para medição do potencial zeta

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização dos compostos de argilas

Nesta pesquisa foram utilizados dois tipos de compostos de argila. Um composto apresenta na maior parte de sua constituição o mineral caulinita (Kt), o segundo composto é constituído pelo mineral montmorilonita (Mt). A Kt foi escolhida devido a sua abundância nas águas de superfície, enquanto que a Mt pela sua sensibilidade às condições físico-químicas e às condições hidrodinâmicas que ocorrem durante o funcionamento do sistema de irrigação. A Mt foi fornecida pela empresa Bentonit União Nordeste S.A., denominada comercialmente de BRASGEL, trata-se de um material natural finamente moído e o composto comercial originalmente é policatiônico. A Kt foi coletada e lavada pela equipe do laboratório de mineralogia do solo da ESALQ em uma mina de caulinita na cidade Pântano Grande - RS. O material é denominado comercialmente como caulim e é utilizado para branqueamento de papel pelas indústrias de celulose.

3.1.1. Difração de raio X

Para identificar e caracterizar a proporção de minerais presentes nos compostos de argila, foram realizadas análises de difração de raio X (DRX) em ambos os compostos. Essa análise foi realizada no Laboratório de Mineralogia do Solo do Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - USP.

Nos difratogramas se observam as distâncias interplanares, em nanômetros (nm) e os ângulos de incidência dos picos (2θ). O composto Kt apresenta em 100% da sua composição o mineral caulinita (Figura 10). O composto Mt apresenta 54,2% de quartzo e 45,8% de montmorilonita (Figura 11).

Figura 10. Difratoograma de raios X do composto constituído por caulinita (Kt)

Figura 11. Difratoograma de raios X do composto constituído por montmorilonita (Mt)

3.1.2. Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada para determinar o diâmetro médio das partículas (DM) que constituem os compostos. Esse procedimento foi realizado no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso (LATAR), da Escola de Engenharia de São Carlos - USP. O laboratório utiliza um zetâmetro modelo Zetasizer Nano ZS90 (Malvern instrumentos). Na etapa de preparo, as amostras de cada composto de argila foram dispersas

em água utilizando a concentração de 250 mg L⁻¹. Posteriormente, foram realizadas as medições de diâmetro médio das partículas.

A caracterização granulométrica dos compostos em suspensão demonstrou que o composto de caulinita apresenta diâmetro médio maior que o composto de montmorilonita (Tabela 2).

Tabela 2. Diâmetros médios dos compostos de caulinita (Kt) e montmorilonita (Mt)

Natureza da argila	Diâmetro médio, DM (μm)
Caulinita (Kt)	2,651
Montmorilonita (Mt)	2,296

3.1.3. Determinação da massa específica de partícula

A massa específica de partícula (ρ_p) foi determinada pelo método do picnômetro. Para isso, foi utilizado um picnômetro de 25 mL, uma balança analítica com resolução de 0,001g e água deionizada.

Inicialmente, pesou-se o picnômetro vazio, obtendo a massa do picnômetro (M_{pic}). Em seguida, foi adicionado água deionizada à 29 °C ao picnômetro até completar o seu volume, sendo posteriormente pesado com água, obtendo a massa do picnômetro mais água (M_{picCA}). Então, a água do picnômetro foi descartada e o mesmo foi levado à estufa à 105 °C, permanecendo por 1 h. Após a secagem, foi adicionada ao picnômetro a massa do composto de argila (M_{Ca}), sendo 10 g dos materiais caulinita e montmorilonita, separadamente. Assim, foi obtido o valor da massa do picnômetro mais o composto (M_{picC}). Por fim, adicionou-se água ao picnômetro que continha o composto de argila até completar o seu volume. Para retirar possíveis bolhas de ar que possam permanecer nos compostos, o conjunto picnômetro composto de argila e água foi levado ao dessecador que estava acoplado a uma bomba de vácuo que succionava as possíveis bolhas de ar. O conjunto permaneceu sob essa condição por 40 min, após a retirada das bolhas o conjunto foi pesado, obtendo assim a massa do picnômetro mais o composto completo com água (M_{picCA}). Por meio da eq. (20), determinou-se a massa específica de partícula dos compostos utilizados.

$$\rho_p = \frac{MCa}{[\rho_a(M_{picA} - M_{pic})] - \{M_{picC} - [(M_{pic} + MCa) \rho_a]\}} \quad (20)$$

A massa específica da água (ρ_a) foi corrigida por meio da eq. (21) de acordo com a temperatura da água no momento do teste.

$$\rho_a = a_5 \left[1 - \frac{(Ta + a_1)^2 (Ta + a_2)}{a_3 (Ta + a_4)} \right] \quad (21)$$

Em que, a_1 equivale a -3,983035, °C; a_2 equivale a 301,797, °C; a_3 equivale a 522528,9, °C; a_4 equivale a 69,34881, °C; a_5 equivale a 999,974950, kg m⁻³; e, Ta corresponde a temperatura da água, °C. Equação válida para o intervalo de zero a 40 °C (TANAKA et al., 2001).

Os compostos de argila analisados demonstraram que a caulinita apresenta maior massa específica (2419,9 kg m⁻³) em relação à montmorillonita (2364,2 kg m⁻³). O procedimento apresentou duas repetições, sendo apresentado o valor médio.

3.2. Água utilizada no experimento

A água utilizada neste experimento foi destilada, no entanto, após a realização de uma análise completa da água, verificou-se que a destilação não estava sendo realizada de forma satisfatória, apesar da baixa concentração de elementos que possam interferir nos tratamentos aplicados. Para caracterizar a água utilizada, a Tabela 3 apresenta os resultados analíticos observados na água utilizada nos ensaios.

Tabela 3. Resultados analíticos da água destilada utilizada durante o experimento

Parâmetro	Unidade	Resultado
Alcalinidade Carbonato	mg L ⁻¹	6,0
Alcalinidade Bicarbonato	mg L ⁻¹	63,0
Alcalinidade Total (2CO ₃ ²⁻ + HCO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹	69,0
Cloreto (Cl ⁻)	mg L ⁻¹	78,3
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹	33,1
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg L ⁻¹	101,6
Fósforo (P)	mg L ⁻¹	0,02
Nitrogênio Amoniacal (N - NH ₃)	mg L ⁻¹	0,1
Sódio (Na ⁺)	mg L ⁻¹	51,0
Potássio (K ⁺)	mg L ⁻¹	7,2
Cálcio (Ca ²⁺)	mg L ⁻¹	31,8
Magnésio (Mg ²⁺)	mg L ⁻¹	1,8
Ferro Total (Fe)	mg L ⁻¹	0,005
Cobre (Cu)	mg L ⁻¹	0,011
Manganês (Mn)	mg L ⁻¹	0,014
Zinco (Zn)	mg L ⁻¹	0,012
Cor Aparente	PtCo	2
Turbidez	FTU	0
Sedimentos em suspensão	mg L ⁻¹	0,7
Condutividade elétrica (CE)	mS cm ⁻¹	0,66
pH		6,9
Gás Carbônico (CO ₂)	mg L ⁻¹	0,2
Acidez (CaCO ₃)	mg L ⁻¹	0,0
Sólido Total Dissolvido (SDT)	mg L ⁻¹	331,0
Salinidade	psu	0,3
Dureza Total* (CaCO ₃)	mg L ⁻¹	86,7

*Dureza Total calculado com base no equivalente de Carbonato de cálcio (CaCO₃) segundo Franson (1995): 2,497 [Ca, mg L⁻¹] + 4,116 [Mg, mg L⁻¹] + 1,792 [Fe, mg L⁻¹] + 1,822 [Mn, mg L⁻¹] + 1,531 [Zn, mg L⁻¹] Franson, M.A.H. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, 19o. Edição, 1995.

3.3. Características da bancada de ensaios

A bancada de ensaios para avaliação da vazão dos emissores está localizada no Laboratório de Ensaio de Material de Irrigação (LEMI), pertencente ao departamento de Engenharia de Biosistemas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (Figura 12), situado em Piracicaba-SP.

Figura 12. Bancada de ensaios para avaliação do desempenho de gotejadores

A bancada apresenta um reservatório de polietileno com capacidade para 250 L, um conjunto motobomba de 3 cv, em que a bomba apresenta carcaça e rotor de aço inoxidável, pressão nominal de 35,4 mca, vazão nominal de $12 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, rotação nominal 3600 rpm e diâmetro de rotor 120 mm. O sistema de bombeamento possui um filtro com abertura de 0,125 mm, superior ao diâmetro das partículas dos tratamentos, sendo que esse filtro visa a retenção de possíveis contaminações externas. O conjunto motobomba alimenta uma linha de derivação com bifurcações simétricas responsável por distribuir a água uniformemente entre oito linhas laterais em paralelo e de igual comprimento (2,8 m). Como as linhas são curtas, a perda de carga foi desprezada, assumindo-se que todos os emissores ensaiados estavam submetidos a uma única pressão de operação.

Para manter as partículas suspensas durante a condução do experimento, utilizou-se um agitador mecânico com diâmetro de 25,5 cm que girava a 135 rpm. Para o controle da velocidade de escoamento foram instalados bocais na parte terminal das linhas laterais. Inicialmente, foram selecionados dois modelos de bocais, um que proporcionasse um regime laminar de escoamento e um que proporcionasse um regime turbulento nas linhas laterais. O bocal que proporcionou regime laminar e turbulento, apresentam 1,5 e 4,4 mm de diâmetro, respectivamente (Figura 13).

Figura 13. Imagem da bancada utilizada para realização dos ensaios de obstrução

Para verificar a velocidade e o regime de escoamento, utilizando recipientes coletores, coletou-se água por um tempo determinado (aproximadamente 10 s para o regime turbulento e 2 min para o regime laminar). Posteriormente, pesou-se o volume coletado, sendo realizado esse procedimento nos oito bocais utilizados de cada modelo, fazendo-se a correção da massa específica (eq. 22). Por meio da relação massa coletada no determinado tempo, eq. (18), calculou-se a vazão das linhas laterais. Como as linhas laterais apresentam 15,5 mm de diâmetro interno, calculou-se a velocidade de escoamento (V_e), eq. (23), e o número de Reynolds (Re), eq. (24), para cada linha lateral (Tabela 4).

Tabela 4. Velocidade de escoamento e número de Reynolds de cada linha lateral

Linha lateral	Regime turbulento		Regime laminar	
	$V_e \text{ (m s}^{-1}\text{)}$	Re	$V_e \text{ (m s}^{-1}\text{)}$	Re
1	1,02	15845	0,11	1678
2	1,04	16080	0,10	1618
3	1,01	15726	0,11	1642
4	1,07	16565	0,10	1626
5	1,07	16622	0,11	1648
6	1,09	16901	0,10	1600
7	1,09	16927	0,11	1670
8	1,03	16037	0,10	1590
Média	1,05	16337	0,11	1634
CV (%)	2,90	2,90	1,92	1,92

$$q_l = \frac{M}{\rho_a \Delta t} \quad (22)$$

Em que, q_l corresponde a vazão da linha lateral, $m^3 s^{-1}$; M corresponde a massa coletada, kg; ρ_a corresponde a massa específica da água corrigida para temperatura atual, $kg m^{-3}$; e, Δt corresponde ao intervalo de tempo de coleta, s.

$$V_e = \frac{4 q_l}{\pi D^2} \quad (23)$$

Em que, V_e corresponde a velocidade de escoamento, $m s^{-1}$; e, D corresponde ao diâmetro interno do tubo, m.

$$Re = \frac{\rho_a V_e D_i}{\mu} \quad (24)$$

Em que, Re corresponde ao número de Reynolds; e, μ corresponde a viscosidade absoluta, $Pa s^{-1}$.

A pressão nas linhas laterais no momento do ensaio foi monitorada por meio de um manômetro digital instalado no início de uma das linhas. O fluxo de água na bancada ocorre como um sistema de recirculação. A água sai do reservatório, alimenta a tubulação de derivação que por sua vez alimenta as linhas laterais com bocais na extremidade. A água liberada pelos bocais é conduzida por meio de um tubo de polietileno até uma calha metálica inclinada (3,6%), proporcionando o retorno da água para o reservatório.

A medição de vazão dos emissores foi realizada de forma automática. A bancada de ensaios apresenta 32 coletores, equipados com transdutores de pressão (Motorola/Freescale-MPX5010DP – 0 a 10 kPa) que realizavam a leitura de pressão proporcionada pela coluna de água acumulada dentro do coletor. Os coletores também possuem válvulas solenoides tipo

pinça instaladas na sua parte inferior, sendo estas responsáveis pela drenagem. A água drenada pelos coletores é conduzida ao reservatório por meio das calhas metálicas.

A rotina de monitoramento da vazão dos gotejadores consiste em seis etapas: 1) drenagem dos coletores por um minuto; 2) registro de nível e cronômetro zerado; 3) coleta de água por 20 min; 4) registro do nível após o tempo de coleta; 5) cálculo e registro da vazão; 6) drenagem e reinício da rotina.

O cálculo da vazão é realizado com base na variação de nível ao longo do tempo, a vazão é determinada pela eq. (25).

$$q_a = \frac{A_t}{\Delta t \cdot g \cdot \rho} (p_f - p_i) \quad (25)$$

Em que, q_a corresponde a vazão atual do gotejador, $m^3 \cdot s^{-1}$; A_t corresponde a área do tubo coletor, m^2 ; Δt corresponde a variação do tempo, s; g corresponde a aceleração da gravidade, $m \cdot s^{-2}$ e ρ corresponde a massa específica da água, $kg \cdot m^{-3}$; p_f carga hidrostática final quando o coletor está cheio, m; e, p_i carga hidrostática inicial após a drenagem dos coletores, m.

A bancada de ensaios dispõe de um sistema automatizado para medição e registro de dados de vazão. Os dados de vazão podem ser visualizados e descarregados do computador para então serem analisados.

Antes de iniciar os ensaios foi realizada uma comparação entre os dados de vazão medidos de forma manual (método gravimétrico) e os dados medido de forma automática. Para isso, instalou-se oito linhas laterais de um mesmo modelo de emissor, após uma hora de funcionamento do sistema, na pressão de operação que foi utilizada no experimento ($1,0 \text{ kgf cm}^{-2}$), realizou-se a coleta de água por um tempo de 30 min. Posteriormente, pesou-se os coletores e foi calculada a vazão dos gotejadores pela eq. (18). Esse procedimento foi repetido por três vezes, estimando-se a vazão média dos gotejadores avaliados.

Para medir a vazão de forma automática, acionou-se o sistema nas mesmas condições de pressão utilizada no método manual, procedeu-se 8 h de ensaio, sendo coletados 768 dados de vazão. Na Figura 14, observa-se a média das leituras manuais ($q_{med-manual}$) e a média

com desvio padrão das leituras automáticas (qmed-automático). A qmed-manual e a qmed-automático foram muito próximas, validando o método de medição automático.

Figura 14. Média da vazão de gotejadores medidas pelo método manual e automático

Com o objetivo de verificar se a concentração de partículas adicionadas na água estava compatível com a desejada. Durante os ensaios de bancada, com utilização de um béquer de 100 mL, foram coletadas amostras de água+partículas. Essas amostras foram pesadas, obtendo a massa total da amostra. Posteriormente, as mesmas foram levadas à estufa (100 ± 5 °C). Após a secagem as amostras foram pesadas novamente, obtendo a massa seca. Por meio da razão entre a massa seca e massa total da amostra, obteve-se a concentração de partículas, eq. (22).

As amostras foram coletadas na extremidade do tubo de polietileno que conduz água do bocal para a calha metálica (Figura 13). Nesse ponto de coleta a menor velocidade de escoamento proporciona melhores resultados em relação a metodologia de coleta de água para determinação da concentração de partículas. Esse procedimento foi repetido por quatro vezes em diferentes tratamentos, correspondendo a repetição 1 (REP1), repetição 2 (REP2), repetição 3 (REP3) e repetição 4 (REP4), respectivamente.

Para se obter uma referência, pesou-se uma determinada massa conhecida de partículas e se adicionou a um volume conhecido de água, utilizando um béquer. A

concentração calculada foi obtida pela razão entre a massa conhecida e o volume conhecido. Posteriormente, o béquer com a concentração conhecida foi pesado e levado à estufa (100 ± 5 °C). Após a secagem, o béquer foi pesado novamente, determinando-se a concentração de partículas por meio da eq. (26).

$$c_a = \frac{ms_a}{mt_a} \quad (26)$$

Em que, c_a é a concentração mensurada analítica, mg L^{-1} ; ms_a é massa seca da amostra, mg; e, mt_a é massa total da amostra, mg (massa de partículas mais a massa de água).

Na Figura 15, a concentração calculada representa a concentração de partículas desejada no tratamento e a concentração mensurada corresponde a concentração real de partículas que o tratamento apresenta no último dia de ensaio. Observa-se que, como na referência, os valores obtidos pela concentração mensurada estão próximos do desejado para os tratamentos. Por tanto, assume-se que a bancada de ensaios proporciona uma distribuição adequada de partículas de argila, mantendo a concentração em níveis aceitáveis.

Figura 15. Concentração mensura e calculada de partículas em diferentes repetições

3.4. Modelos de gotejadores utilizados

Foram utilizados dois modelos de tubogotejadores com emissores convencionais (não compensantes), integrados, de formato plano (tipo pastilha). Foram avaliados 15 gotejadores de cada modelo de forma simultânea. Os tubogotejadores são da marca NaanDanJain® modelo Taldrip. Na Tabela 5 são apresentadas as características técnicas dos gotejadores selecionados.

Tabela 5. Características técnicas dos gotejadores utilizados na pesquisa

Pressão nominal (mca)	Vazão nominal (L h ⁻¹)	Espaçamento entre emissores (m)	Diâmetro nominal do tubo (mm)	Profundidade do canal do labirinto (mm)
10,1	1,7	0,3	17	0,71
10,1	0,6	0,3	17	0,42

Por conveniência, ao longo deste texto o modelo de menor vazão (0,6 L h⁻¹) será denominado como modelo A e o modelo de maior vazão (1,7 L h⁻¹) será denominado como modelo B. As equações vazão versus pressão de operação fornecida pelo fabricante são apresentadas na eq. (27) e eq. (28) para o modelo A e B, respectivamente.

$$q_A = 0,208 H^{0,46} \quad (27)$$

$$q_B = 0,590 H^{0,46} \quad (28)$$

Em que, q_A é a vazão do emissor modelo A, L h⁻¹; q_B é vazão do emissor modelo B, L h⁻¹; e, H é carga hidráulica de operação, m. Na Figura 16 se observa um esquema das características geométricas dos gotejadores selecionados, as distâncias estão em mm.

Figura 16. Esquema e dimensões (mm) das características geométricas dos gotejadores selecionados

3.5. Desempenho de gotejadores utilizando água com partículas de argila em suspensão

A obstrução de gotejadores causada por partículas de argila está relacionada aos seguintes fatores: a) natureza ou tipo de argila; b) concentração de partículas em suspensão; c) regime de escoamento no tubogotejador (fator hidrodinâmico de agregação de partículas); d) pH da mistura; e, e) força iônica da mistura. Buscando realizar uma pesquisa de base que caracterize o processo, os ensaios de desempenho de gotejadores foram realizados analisando cada fator separadamente. Os demais fatores permaneceram constantes, sendo aplicados independentemente para os dois tipos de argila utilizados.

Os ensaios de desempenho dos gotejadores foram realizados em ordem cronológica, em que os fatores aplicados em cada análise foram dependentes dos resultados dos fatores anteriores. A ordem cronológica de execução das análises de cada fator, assim como os níveis utilizados foram:

1. Análise do efeito do regime de escoamento:
 - a. Regime laminar, RL;
 - b. Regime turbulento, RT;

2. Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons:
 - a. Força iônica proporcionada pelo íon Na, I-Na;
 - b. Força iônica proporcionada pelo íon Ca, I-Ca;
 - c. Força iônica proporcionada pelo íon Al_a, I-Al_a;
 - d. Força iônica proporcionada pelo íon Al_b, I-Al_b;
 - e. Força iônica proporcionada pela água sem adição de íons, I-água;
3. Análise do efeito do pH:
 - a. Potencial hidrogeniônico 1, pH-1;
 - b. Potencial hidrogeniônico 2, pH-2;
 - c. Potencial hidrogeniônico 3, pH-3;
 - d. Potencial hidrogeniônico 4, pH-4;
4. Análise do efeito da concentração de partículas:
 - a. Concentração 1, C1;
 - b. Concentração 2, C2;
 - c. Concentração 3, C3;
 - d. Concentração 4, C4;

Cada nível representa um tratamento de um determinado fator, sendo que os ensaios apresentaram no total 15 tratamentos. Antes de realizar o ensaio de cada tratamento era determinada a vazão dos gotejadores utilizando água sem risco de obstrução (destilada), sem adição de partículas e de sais. Essa vazão foi denominada como vazão inicial (q_i).

Em relação ao tempo de ensaio, o efeito de cada tratamento sobre o desempenho dos gotejadores foi avaliado por um período de 40 h, em regime intermitente, sendo diariamente 8 h de ensaio e 16 h em repouso. Após o término de cada tratamento, os tubogotejadores eram substituídos por novos e a bancada era limpa, a fim de evitar qualquer efeito residual ou influência de ensaios anteriores.

Com relação ao pH da água, com exceção do tratamento que consiste na avaliação do efeito do pH sobre o desempenho dos gotejadores, nos demais tratamentos, buscou-se manter o pH em aproximadamente 6. Nessa condição ocorrem menor precipitação de íons causadores de obstrução e também proporciona redução da atividade biológica. As medições e correções de pH foram realizadas duas vezes por dia utilizando um medidor de pH de bancada. A primeira e segunda medição diária de pH e condutividade elétrica (CE) era realizada a cada duas e seis horas do início do ensaio, respectivamente. A correção do pH, quando necessário,

foi realizada utilizando ácido clorídrico (HCl) e hidróxido de sódio (NaOH), para água em condição alcalina e ácida, respectivamente.

A temperatura da água (T_a) e CE da água foram monitoradas ao longo dos ensaios. As medições foram realizadas em equipamentos de bancada, no mesmo momento em que eram medidos os valores de pH também eram realizadas as leituras de T_a e CE (Apêndice).

Com exceção do tratamento que consiste na avaliação do efeito da concentração de partículas sobre o desempenho dos gotejadores, nos demais tratamentos, foi utilizada a concentração de 500 mg L^{-1} de cada composto de argila separadamente.

A avaliação dos resultados de desempenho dos gotejadores foi realizada com base nos valores médios de vazão relativa (média de 15 gotejadores). A média foi realizada a cada 8 h de ensaios, correspondendo ao valor médio de 384 medidas de vazão. A vazão relativa (q_r) representa, em porcentagem, a relação entre a vazão final (q_f) e a vazão inicial (q_i), valor obtido após a realização do ensaio de um determinado tratamento.

Os resultados foram apresentados em forma de gráficos, relacionando a vazão relativa média em função do tempo de ensaio. Para complementar as análises, utilizando o delineamento inteiramente casualizado, foi realizada uma análise de comparação de médias entre as médias de vazões relativas obtidas por um determinado nível, para um mesmo período de tempo, aplicando o teste Tukey ($p < 0,05$).

Os gráficos apresentam a média de cada tratamento seguida pelos desvios padrão de cada média, representado em forma de barras. As letras minúsculas, localizadas ao lado da média $\pm$ desvio padrão, comparam as médias dentro de um mesmo tempo de ensaio. Letras diferentes indicam que existe diferença estatística significativa ($p < 0,05$).

3.5.1. Análise do efeito do regime de escoamento sobre o desempenho dos gotejadores

Para analisar como o regime de escoamento pode afetar o desempenho dos gotejadores utilizando água com partículas de argila em suspensão, foram utilizadas duas velocidades de escoamento na linha lateral. Nas condições de operação do teste, essas velocidades resultam regime laminar e turbulento (Tabela 6).

Tabela 6. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito do regime de escoamento

Tratamentos	Denominação	Ve (m s ⁻¹)	Re
Regime laminar	RL	0,11	1634
Regime turbulento	RT	1,05	16337

* Ve é a velocidade de escoamento; Re é o número de Reynolds

Apesar de que uma linha de tubogotejadores instalada em campo pode apresentar ambos os regimes de escoamento, o regime turbulento é o mais utilizado em ensaios de obstrução de gotejadores, sendo inclusive recomendado em algumas metodologias de ensaio de obstrução. Considerando que os resultados em relação ao regime de escoamento não apresentaram diferença significativa, nas análises seguintes, buscando condições semelhantes de ensaios às demais pesquisas na área de obstrução, foram utilizados o regime turbulento de escoamento.

3.5.2. Análise do efeito da força iônica sobre o desempenho dos gotejadores

Para realizar a avaliação do efeito da força iônica (I) da água com partículas de argila em suspensão sobre o desempenho dos gotejadores, foram calculadas cinco forças iônicas proporcionadas por íons distintos. Uma vez que o íon que proporciona a força iônica apresenta características intrínsecas que pode causar um efeito diferente na capacidade de agregação das partículas de argila (TOMBÁ CZ; SZEKERES, 2004; LIANG et al., 2007), optou-se por não se utilizar a variação da força iônica por apenas um determinado íon.

A variação da força iônica na água foi obtida por meio da adição de sais à solução. A concentração de sal adicionada foi limitada pelo maior valor encontrado do íon de interesse no intervalo usual presente nas águas de irrigação (AYERS; WESTCOT, 1985). As concentrações e as forças iônicas proporcionadas pelos sais adicionados são apresentados na Tabela 7. Em relação ao Al, o íon não é frequentemente observado em água de irrigação, de forma geral, apresenta baixa concentração nos cursos de água naturais. Contudo, apresenta um alto potencial de agregação de partículas. Por isso, visando maior compreensão desse processo, foram utilizadas duas forças iônicas proporcionadas por esse íon, uma com menor concentração de Al (I-Al_a) e uma com maior concentração Al (I-Al_b).

Tabela 7. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito da força iônica

Tratamentos	Denominação	I (mol L ⁻¹)	c _i (g L ⁻¹)
Força iônica proporcionada pelo Na	I-Na	0,31	6,897
Força iônica proporcionada pelo Ca	I-Ca	0,81	8,016
Força iônica proporcionada pelo Al-a	I-Al _a	1,7 10 ⁻²	0,005
Força iônica proporcionada pelo Al-b	I-Al _b	2,0 10 ⁻²	0,015
Força iônica proporcionada pela água	I-água	0,01	-

A força iônica foi calculada por meio da eq. (2), sendo utilizados três íons de interesse. Para força iônica proporcionada pelo Na, Ca e Al, foram adicionados: cloreto de sódio (NaCl), cloreto de cálcio dihidratado (CaCl₂ 2H₂O), sulfato de alumínio hexadecahidratado (Al₂(SO₄)₃ 16H₂O), respectivamente. A força iônica proporcionada apenas pela água foi calculada considerando os íons observados na análise da água (Tabela 3).

3.5.3. Análise do efeito do pH sobre o desempenho dos gotejadores

O potencial hidrogeniônico (pH) comumente encontrado em águas de irrigação varia entre 6 a 8,5 (AYERS; WESTCOT, 1985). Visando analisar o efeito do pH da água com partículas de argila em suspensão sobre o desempenho dos gotejadores, foi realizado o ajuste do pH utilizando HCl e NaOH, para obter água em condição ácida e alcalina, respectivamente.

Foram utilizados quatro valores de pH, variando uma unidade entre cinco a oito. No entanto, devido a variação do pH que ocorre ao longo dos ensaios, a média±desvio padrão dos valores obtidos para os tratamentos com caulinita e montmorilonita, são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito do pH

Tratamentos	Denominação	pH (Caulinita)	pH (Montmorilonita)
Potencial hidrogeniônico 1	pH-1	5,357±0,33	5,423±0,40
Potencial hidrogeniônico 2	pH-2	6,475±0,23	6,488±0,23
Potencial hidrogeniônico 3	pH-3	7,392±0,26	7,432±0,25
Potencial hidrogeniônico 4	pH-4	8,258±0,06	8,470±0,56

O monitoramento e a correção do pH, quando necessário, foram realizados duas vezes ao dia, sendo a primeira e segunda medição a cada duas e seis horas do início do ensaio,

respectivamente. Para cada medição foi retirado uma amostra de aproximadamente 200 mL, sendo coletada na extremidade da calha metálica de retorno ao reservatório. A concentração de base ou ácido adicionada para alcançar o pH desejado, foi obtida baseada em uma curva titulométrica realizada previamente considerando as condições de funcionamento da bancada de ensaios.

3.5.4. Análise do efeito da concentração de partículas sobre o desempenho dos gotejadores

O ensaio para avaliar o efeito da concentração de partículas em suspensão sobre o desempenho dos gotejadores foi realizado utilizando quatro concentrações de partículas (Tabela 9).

Tabela 9. Características dos tratamentos avaliados na análise do efeito da concentração de partículas

Tratamentos	Denominação	Concentração de partículas (mg L ⁻¹)
Concentração 1	C1	500
Concentração 2	C2	750
Concentração 3	C3	1000
Concentração 4	C4	2000

Inicialmente, os ensaios foram propostos utilizando as concentrações de 100, 150 e 500 mg L⁻¹. Essas concentrações abrangem toda a faixa de risco de obstrução por partículas sólidas em suspensão (CAPRA; SCICOLONE, 1998). Os ensaios se iniciaram utilizando a maior concentração de partículas (500 mg L⁻¹). Posteriormente, devido aos resultados obtidos, buscando maior expressão do processo de obstrução, optou-se por elevar as concentrações progressivamente até a concentração de 2000 mg L⁻¹. Semelhante ao realizado em pesquisas de obstrução causado por partículas pequenas (NIU; LIU; CHEN, 2013).

3.6. Influência de diferentes íons sobre o potencial de agregação das partículas

Visando a caracterização do processo de agregação das partículas, inicialmente, foram determinadas as energias de atração e repulsão existentes entre as partículas. Posteriormente, foi plotado um gráfico que relacionou a energia total de interação em função da distância entre as mesmas. Por meio da curva de interação total, determinou-se o valor

aproximado da barreira de energia entre as partículas. A barreira corresponde a máxima energia que deve ser superada para que duas partículas se agreguem por influência de suas propriedades elétricas. Assim, a força iônica que proporcionar menor barreira de energia, corresponde a condição em que existe maior potencial de agregação, considerando uma situação estática, com número de Reynolds menor que a unidade.

Para determinar as energias envolvidas no processo de agregação, é necessário a determinação do potencial- ζ das partículas. Após os ensaios que analisaram o efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons sobre o desempenho de gotejadores, foram retiradas amostras de 40 mL desta água com partículas dispersas utilizada nos testes. Estas amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso (LATAR), da Escola de Engenharia de São Carlos - USP, onde foram realizadas as medições do potencial- ζ das partículas, utilizando o equipamento Zetasizer Nano ZS90 (Malvern instrumentos). Os valores de potencial- ζ são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Valores de potencial- ζ para dispersões contendo caulinita (Kt) e montmorilonita (Mt) em soluções com forças iônicas proporcionadas por diferentes íons

Tipos de argila	Potencial- ζ (mV)				
	I-Na	I-Ala	I-Alb	I-Ca	I-água
Kt	-13,00	6,12	4,38	-2,63	-20,8
Mt	-15,80	-26,70	-13,20	-8,280	-38,20

Após a determinação do potencial- ζ , foram calculados a energia de atração (V_A), por meio da eq. (6), e a energia de repulsão (V_R), por meio da eq. (8). Posteriormente, aplicando a eq. (5), obteve-se a energia de interação total (V_T) entre as partículas. Os parâmetros de entrada utilizados para calcular essas energias são apresentados da Tabela 11.

Tabela 11. Parâmetros utilizados nos cálculos da energia de atração e de repulsão entre as partículas

Parâmetros	Denominação	Valores
Constante de Hamaker da Montmorilonita (J)	A-Mt1	$9,32 \cdot 10^{-20}$
Constante de Hamaker da água (J)	A-w	$4,84 \cdot 10^{-20}$
Constante de Hamaker do Quartzo (J)	A-Mt2	$8,80 \cdot 10^{-20}$
Constante de Hamaker da Caulinita (J)	A-Kt	$8,49 \cdot 10^{-20}$
Raio médio da partícula - Mt (m)	a-Mt	$1,148 \cdot 10^{-06}$
Raio médio da partícula - Kt (m)	a-Kt	$1,326 \cdot 10^{-06}$
Permissividade no vácuo ($F \cdot m^{-1}$)	ϵ_0	$8,854 \cdot 10^{-12}$
Constante dielétrica da água	D	80

A constante de Hamaker utilizada na eq. (6), foi calculado utilizando a eq. (7). Como o material utilizado como fonte de montmorilonita apresentava quartzo em sua constituição (Figura 10), foi considerado a constante de cada material no cálculo da constante efetiva de Hamaker. Por outro lado, no cálculo da constante efetiva de Hamaker para caulinita, foi utilizado apenas uma constante, pois o material utilizado como fonte do mineral, apresentou apenas caulinita em sua constituição (Figura 9).

O raio médio das partículas de caulinita e montmorilonita foram estimados utilizando o mesmo equipamento utilizado para determinação do potencial- ζ . Entretanto, as amostras para essas análises não foram coletadas após os ensaios de obstrução. As amostras foram preparadas utilizando água deionizada e pH corrigido para seis. Foram analisadas duas amostras, uma para cada mineral utilizado (Kt e Mt). As amostras continham 40 mL e apresentavam 250 mg L^{-1} de cada material separadamente.

3.7. Estudo da deposição de partículas em um sistema milifluidico de escoamento

3.7.1. Descrição dos materiais

O estudo de deposição de partículas utilizando um dispositivo milifluidico foi realizada no Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA), localizado na cidade de Montpellier - França.

A fim de observar o processo de deposição de partículas de argila que ocorre no interior dos labirintos dos gotejadores, foi realizado um experimento utilizando um dispositivo milifluidico. Esse dispositivo é composto por duas placas de polimetil-metacrilato (PMMA) sobrepostas, com possibilidade de separação mediante a abertura de uma série de

parafusos com porcas. Uma das placas apresenta um canal com dez defletores, com dimensões de 1,0 mm de largura e 0,5 mm de altura. O conjunto canal com defletores está disposto de forma semelhante ao labirinto de um gotejador de irrigação do tipo trapezoidal (Figura 17), mesmo modelo utilizado durante os ensaios de obstrução de bancada. Desta forma, considera-se que o escoamento no gotejador utilizado nos ensaios de bancada apresenta comportamento semelhante ao escoamento no dispositivo milifluidico.

Figura 17. Esquema do labirinto presente no dispositivo milifluidico, com destaque para diferentes zonas e defletores

O canal do dispositivo milifluidico apresenta 10 defletores, na Figura 16, estão destacados apenas os defletores 3 e 7. Para realização da análise de deposição, cada defletor foi dividido em zonas. No total o labirinto apresenta 40 zonas, sendo destacados na Figura 17, apenas as quatro primeiras.

Para realização do ensaio de deposição, o dispositivo milifluidico foi instalado em um sistema fechado com recirculação de água. Inicialmente, a dispersão de partículas era preparada em um béquer. Posteriormente, utilizando uma bomba peristáltica, a dispersão era bombeada para a entrada do dispositivo milifluidico, após percorrer todo o dispositivo a dispersão retornava para o béquer, encerrando o ciclo. Todo o sistema era interligado utilizando microtubos transparentes.

Para melhor visualização dos locais de deposição de partículas, o dispositivo milifluidico foi instalado em um microscópio óptico, possibilitando o aumento em 4 e 10 vezes. O microscópio utilizado apresenta uma câmera acoplada, possibilitando a retirada de

fotos das regiões com acúmulos de partículas. O béquer permaneceu sob um agitador magnético, mantendo as partículas em suspensão durante os ensaios (Figura 18).

Figura 18. Visão geral dos componentes utilizados no estudo de deposição de partículas

3.7.2. Descrição da metodologia

No estudo de deposição de partículas, buscou-se representar as mesmas condições dos ensaios de bancada, foram escolhidas duas condições. As condições estão relacionadas ao efeito da força iônica e da natureza da argila. Durante os ensaios de bancada, quando o fator analisado foi a força iônica, observou-se um pequeno incremento de vazão dos gotejadores, com redução de vazão muito pequena. Esse comportamento foi diferente para os dois tipos de argila analisados.

Visando a compreensão desse fenômeno, optou-se por submeter à análise com o dispositivo milifluidico uma dispersão contendo argila, sódio e o pH corrigido para aproximadamente 6 (utilizando HCl). Foram utilizados os mesmos compostos de argila, caulinita e montmorilonita de forma separada. A vazão utilizada foi ajustada para $0,6 \text{ L h}^{-1}$, mesma vazão nominal do modelo de menor vazão utilizado nos ensaios de bancada. A concentração para ambas as argilas foi de 500 mg L^{-1} . A fonte de sódio utilizada foi o NaCl,

sendo adicionado $17,5 \text{ g L}^{-1}$ de NaCl para obter uma força iônica proporcionada pelo Na (I-Na) de $0,31 \text{ mol L}^{-1}$, semelhantes aos ensaios de bancada.

Os ensaios foram conduzidos em regime intermitente, sendo 8 h de funcionamento e 16 h em repouso por dia, por um tempo mínimo de 40 h. Após esse período, foram analisados os resultados, e visando melhor compreensão do processo de deposição, optou-se por aumentar o período de ensaio para 68 h (caulinita) e 53 h (montmorilonita). No decorrer dos ensaios foram tiradas fotos (aumento de 4 e 10 vezes) de algumas regiões em que se observou acúmulo de partículas. A análise do comportamento da deposição de partículas foi realizada por meio de observações das regiões de deposição em função do tempo de ensaio e da extensão do labirinto.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Efeito do regime de escoamento sobre o desempenho dos gotejadores

Em relação aos regimes de escoamento, os resultados apresentaram comportamento semelhantes entre os modelos de gotejadores. Entre os tipos de argilas, houve uma pequena diferença em relação a tendência dos resultados. Enquanto que a caulinita apresentou maiores redução de vazão no regime laminar nas primeiras 16 h de ensaio, a montmorilonita apresentou maior redução de vazão no regime turbulento, no ultimo dia de ensaio (40 h).

Para a caulinita, no regime turbulento, houve incremento de vazão (4% e 3%) após 8 h e 16 h de ensaio, respectivamente. No regime laminar, houve uma flutuação dos valores médios de vazão relativa, com redução de 7% nas primeiras 16 h. Posteriormente, a vazão relativa retornou ao valor inicial, mantendo-se próximo dos 100%. O comportamento foi semelhante para os dois modelos de gotejadores analisados (modelo A e modelo B). Após 8 h e 16 h de ensaio, o regime turbulento foi diferente estatisticamente do regime laminar. Às 24 h, 32 h e 40 h de ensaios, os regimes foram semelhantes estatisticamente (Figuras 19 e 20).

Figura 19. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador ($0,6 \text{ L h}^{-1}$)

Figura 20. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador ($1,7 \text{ L h}^{-1}$)

Para montmorilonita, desde o início do ensaio até às 32 h, houve apenas uma pequena flutuação da vazão relativa, com incremento máximo de 4% (regime laminar) e redução mínima de 2% (regime turbulento) para o modelo A de gotejador (Figura 21). Para o modelo B, no regime turbulento, não houve variação de vazão até às 32 h de ensaio. No regime laminar, houve incremento de 3% após 24 h de ensaio. Após às 40 h de ensaio, enquanto que o tratamento em regime turbulento causou redução de vazão de 16% (modelo A) e 13% (modelo B), o regime laminar proporcionou incremento de 3% (modelo A) e 2% (modelo B) de vazão (Figura 21).

Figura 21. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador ($0,6 \text{ L h}^{-1}$)

Figura 22. Efeito do regime de escoamento sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorillonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador ($1,7 \text{ L h}^{-1}$)

As partículas de caulinita e montmorilonita apresentam pequeno diâmetro ($2,651$ e $2,296 \mu\text{m}$, respectivamente), possivelmente, durante o escoamento da dispersão no interior dos tubogotejadores e do labirinto, a velocidade de deslocamento das partículas era muito

próximo da velocidade de escoamento da água. Assim, as partículas foram transportadas juntamente com a água, sem ocorrência de sedimentação, tanto no regime laminar quanto no regime turbulento.

Partículas de pequeno diâmetro quando submetidas ao escoamento tendem a seguir o fluxo principal, esse comportamento foi observado durante o escoamento de partículas com diâmetro de 1 μm (LIU et al., 2011). Analisando o escoamento em um microcanal tipo labirinto de gotejador trapezoidal, foram comparadas dispersões com partículas de 5, 50 e 500 μm , observou-se a que quanto menor o tamanho da partícula, menor é a diferença entre a trajetória da partícula e a trajetória do fluxo principal de escoamento (JUN et al., 2007).

Nestas condições, pode-se sugerir que para os dois regimes analisados, ou não houve agregação das partículas e as mesmas seguiram o fluxo principal de escoamento sem sedimentação, ou o tamanho dos agregados formados não foi suficientemente grande para proporcionar maior taxa de sedimentação. A sedimentação proporciona a deposição de partículas, o qual corresponde ao principal processo que interfere no desempenho dos gotejadores (ZHANG et al., 2010).

4.1. Efeito da força iônica sobre o desempenho dos gotejadores

O efeito da força iônica sobre a redução de vazão dos gotejadores submetidos às partículas de caulinita em suspensão foi praticamente inexistente. Enquanto que a força iônica proporcionada apenas pela água causou redução de 2% após 24 h e 40 h de ensaio para o modelo A (Figura 23). Para o modelo B, a maior redução (2%) foi causada pela menor concentração de Al utilizada (Figura 24). O maior efeito da força iônica foi observado sobre o incremento de vazão dos gotejadores.

Figura 23. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador ($0,6 \text{ L h}^{-1}$)

Figura 24. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador ($1,7 \text{ L h}^{-1}$)

A força iônica proporcionada pelo Na resultou maior incremento de vazão em relação a força iônica proporcionada pelos demais íons analisados. Esse fenômeno foi mais expressivo no modelo A, com incremento de vazão de 4%, 5%, 5%, 4% e 2%, para os tempos de ensaios de 8 h, 16 h, 24 h, 32 h e 40 h, respectivamente. O modelo B, embora menos

expressivo, também apresentou incremento de vazão, com valores máximos de 3% às 16 h e 32 h, respectivamente.

Para o modelo A, de forma geral, não houve diferença estatística entre as forças iônicas proporcionadas por diferentes íons nos respectivos tempos de ensaio, com exceção para o tempo de 24 h que apresentou diferença entre a força iônica proporcionada pelo Na e a força iônica proporcionada pela água (Figura 22). No modelo B, a diferença estatística observada ocorreu entre a força iônica proporcionada pelo Na e a força iônica proporcionada pelo Al com a menor concentração utilizada (8 h, 16 h e 24 h de ensaio, respectivamente). Às 32 h de ensaio a diferença observado ocorreu entre a força iônica proporcionada pela água e a força iônica proporcionada pelo Na. Após 40 h de ensaio, não houve diferença estatística entre as forças iônicas (Figura 24).

A montmorilonita apresentou desempenho diferente, quando comparada com a caulinita. Considerando o modelo A de gotejador, os maiores incrementos de vazão foram observados quando a força iônica foi proporcionada pela maior concentração de Al, com máximo incremento de 4% observado após 24 h de ensaio. De forma geral, não houve diferença estatística entre as vazões relativas proporcionadas por diferentes forças iônicas, com exceção após 40 h de ensaio, em que a força iônica proporcionada pelo Na resultou redução de vazão de 15%, enquanto que os demais tratamentos foram estatisticamente semelhantes (Figura 25).

Figura 25. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador ($0,6 \text{ L h}^{-1}$)

O modelo B de gotejador praticamente não apresentou aumento de vazão, com incremento de apenas 1% quando se utilizou força iônica proporcionada pelo Ca e pela água, ambos às 8 h e 32 h de ensaio. Estatisticamente, todos os tratamentos foram iguais até 32 h de ensaio. Posteriormente, observou-se redução de 13% de vazão no tratamento em que a força iônica foi proporcionada pelo Na. Os demais tratamentos foram semelhantes entre si e diferiram do tratamento em que força iônica foi proporcionada pelo Na (Figura 26).

Figura 26. Efeito da força iônica (I) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador ($1,7 \text{ L h}^{-1}$)

A força iônica da solução apresentou comportamentos opostos para os dois tipos de argila analisados. De forma geral, enquanto que para caulinita proporcionou incremento de vazão, para montmorilonita causou redução de vazão.

Quando uma partícula está submetida ao escoamento, as principais forças atuantes sobre a mesma são a força de inércia e a força de arraste. Enquanto que durante o escoamento de uma partícula pequena (diâmetro $\leq 5 \mu\text{m}$) ocorre o predomínio da força de arraste sobre a mesma, durante o escoamento de uma partícula maior (diâmetro $\geq 300 \mu\text{m}$), ocorre predomínio da força de inércia (JUN et al., 2007). Por tanto, partículas maiores apresentam maior propensão de se depositarem, uma vez que a ação da força de inércia faz com que as partículas saiam da região do fluxo principal em direção às regiões de vórtices, onde o escoamento apresenta baixa velocidade e energia cinética turbulenta. Isso proporciona o aumento da deposição de partículas nestes locais, causando alterações no fluxo no interior do labirinto (AL-MUHAMMAD; TOMAS; ANSELMET, 2016; ZHANG et al., 2010).

No entanto, essas considerações realizadas sobre a trajetória das partículas foram realizadas considerando uma única partícula (JUN et al., 2007), não sendo consideradas as possíveis interações que podem ocorrer durante o escoamento de um conjunto de partículas. Durante o escoamento de um conjunto de partículas, a turbulência do escoamento proporciona

a ocorrência de choques entre as mesmas (NIU; LIU; CHEN, 2013). Os choques proporcionam agregação entre as partículas, mesmo que o aumento do diâmetro seja momentâneo ou apresente ligações fracas, o incremento do diâmetro proporciona o predomínio da força de inércia sobre a partícula. Este aumento possibilita a saída das partículas da região do fluxo principal, causando deposição das mesmas nas zonas de vórtices e estagnação (JUN et al., 2007; NIU; LIU; CHEN, 2013).

A medida que aumenta a deposição de partículas nas regiões de baixa velocidade, ocorre redução do efeito da região do vórtice sobre o escoamento, os vórtices são responsáveis pela dissipação da energia hidráulica (QINGSONG et al., 2008; LIU et al., 2010). Quando ocorre redução desse efeito, o escoamento no interior do labirinto fica praticamente restrito a região do fluxo principal. Nessas condições, a resistência ao escoamento causada pelos vórtices é pequena ou nula. Consequentemente, a velocidade de escoamento na região do fluxo principal tende a aumentar, resultando incremento da vazão dos gotejadores.

O incremento de vazão em pesquisas de obstrução de gotejadores também foi observado utilizando o íon Na associado com partículas de montmorilonita (BOUNOUA et al., 2016); na análise do desempenho de gotejadores submetidos a diferentes condições formadoras de biofilme (GAMRI et al., 2014); e, na análise de obstrução causada por água residuária submetida a diferentes níveis de filtragem (RAVINA et al., 1992). Não obstante, este fenômeno é mais comum quando ocorre a utilização de gotejadores autocompensantes durante os ensaios (PINTO et al., 2017).

Nesta pesquisa a força iônica proporcionada pelo Na apresentou maior influência sobre o incremento de vazão dos gotejadores, principalmente para a caulinita. Pode-se atribuir esse fenômeno ao efeito da interação existente entre as partículas de caulinita e o íon Na, uma vez que somente com o Na houve maior incremento de vazão. Claramente, o íon contribuiu com a interação entre as partículas, que resultou maior deposição. Nos ensaios de deposição de partículas utilizando o dispositivo milifluidico foi observado que as partículas de caulinita em solução de Na apresentaram maior propensão a se depositarem em relação às partículas de montmorilonita em solução de Na, que apresentaram baixa deposição ao longo do labirinto.

O maior potencial de deposição apresentado pela caulinita pode ser atribuído ao efeito da especificidade do íon Na sobre a interação entre as partículas de caulinita

(BOSTRÖM et al., 2006). A especificidade do íon Na pode ter proporcionado condições adequadas para formação de agregados estáveis e mais suscetíveis a deposição. Além disso, as partículas de caulinita apresentam maior massa específica ($2419,9 \text{ kg m}^{-3}$) e diâmetro de partícula ($2,651 \text{ }\mu\text{m}$) quando comparado com as de montmorilonita ($2364,2 \text{ kg m}^{-3}$ e $2,296 \text{ }\mu\text{m}$, respectivamente). Assim, sugerisse-se que o efeito conjunto da especificidade do íon e das características física da partícula contribuíram para a maior deposição das mesmas, que resultou incremento de vazão dos gotejadores.

A especificidade do íon Na sobre o processo de agregação de partículas tem sido proposta para explicar condições em que o comportamento da agregação de partículas não é compreendido pelos conceitos teóricos clássicos, trata-se de um fator experimental. Foi observado que existem forças não eletrostática que atuam sobre o processo de agregação. Contudo, essas forças não são quantificadas, mesmo sabendo de sua existência. Essas forças estão relacionadas aos processos de hidratação, ligação de hidrogênio, interação elétron-cátion, dipolo-dipolo, dipolo-induzido, entre outras (BOSTRÖM et al., 2006).

De maneira geral, a redução de vazão foi baixa em todos os tratamentos realizados, a maior redução foi observada quando se analisou o desempenho dos gotejadores submetidos a solução salina com Na contendo partículas de montmorilonita em suspensão.

A força iônica proporcionada pelo Na causou redução de vazão de 15% e 13% para o modelo A ($0,6 \text{ L}^{-1}$) e modelo B ($1,7 \text{ L}^{-1}$) de gotejador, após 40 h de ensaio. A redução de vazão observada é considerada pequena, pois não alcançou 25% da vazão inicial após o término do ensaio (ZHOU et al., 2015). No entanto, na literatura especializada foi observada redução de vazão superior a 25% causada por partículas de montmorilonita em solução salina após aproximadamente 340 h de ensaio (BOUNOUA et al., 2016).

Entretanto, os mesmos autores reportaram que o comportamento da montmorilonita em solução de Na com diferentes concentrações do íon é considerado inesperado, uma vez que alguns tratamentos apresentaram apenas uma flutuação dos valores de vazão. Por tanto, pode-se inferir que as partículas de montmorilonita apresentam potencial para obstrução dos gotejadores. Contudo, para que esse potencial seja expresso é necessário maior tempo de exposição dos emissores às condições de obstrução, de modo que nessa pesquisa os ensaios de obstrução foram realizados considerando um tempo de exposição de 40 h.

4.2. Efeito do pH sobre o desempenho dos gotejadores

Dentro da faixa de pH analisada, o desempenho dos gotejadores, tanto para o modelo A, quanto para o modelo B, não foi influenciado pelo efeito do pH, considerando os dois tipos de argilas utilizadas. Não houve diferença estatística entre os tratamentos, de modo que a flutuação dos valores médios de vazão relativa foi pouco expressiva (1%) (Figuras 27 e 28).

Figura 27. Efeito do pH sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A (1,7 L h⁻¹) e modelo B (0,6 L h⁻¹) de gotejadores

Figura 28. Efeito do pH sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) e modelo B ($0,6 \text{ L h}^{-1}$) de gotejadores

Dentro da faixa de pH analisado (5 a 8 aproximadamente), não houve efeito sobre o desempenho dos gotejadores, tanto para caulinita quanto para a montmorillonita, para os dois modelos de gotejadores utilizados (modelo A, $0,6 \text{ L h}^{-1}$; modelo B, $1,7 \text{ L h}^{-1}$).

O efeito do pH sobre a obstrução dos gotejadores está ligado a dois principais processos, à precipitação de íons (NAKAYAMA; BUCKS, 1991; LIU et al., 2015) e o desenvolvimento de biofilme (ZHOU et al., 2013; GAMRI et al., 2014). Não se têm pesquisas que avaliem o desempenho dos gotejadores submetidos a diferentes condições de pH, contudo devido seu potencial sobre o processo de agregação (GOLDBERG; FORSTER; HEICK, 1991; JANEK; LAGALY, 2001; TOMBÁ CZ; SZEKERES, 2004), pode-se sugerir também que existe o efeito da agregação proporcionada pela variação do pH sobre o processo de obstrução.

Em relação a precipitação de íons, os principais íons suscetíveis às precipitações presentes em águas de irrigação são: Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Fe^{3+} , S^{2-} e manganês (Mn) (NAKAYAMA; BUCKS, 1991). Assim, sugere-se que mesmo na condição de pH alcalino, em que a precipitação de íons é favorecida, não houve efeito do pH sobre o desempenho dos gotejadores, uma vez que a concentração desses íons na dispersão de argila era pequena.

Com relação a formação de biofilme, os resultados sugerem que não houve influência desse fenômeno no desempenho dos emissores. Analisando o efeito do biofilme sobre a obstrução de gotejadores utilizando uma solução nutritiva, observou-se que o efeito do biofilme sobre a obstrução em função do tempo é muito variável, podendo iniciar no primeiro dia de ensaio ou após 38 dias. Além disso, depende também das características do escoamento, sendo que em regiões que apresentam maior velocidade de escoamento, comumente ocorre menor formação de biofilme (GAMRI et al., 2014). Nesta pesquisa, os ensaios de obstrução foram relativamente curtos (40 h) e foi utilizado água destilada como solvente. Por isso, atribui-se a não expressão do efeito do biofilme sobre o desempenho dos gotejadores ao relativo curto período de ensaios e a utilização de água destilada nos experimentos.

De forma geral, a agregação de partículas em suspensão depende do pH e da força iônica da água. Nos ensaios que avaliaram o efeito do pH sobre o desempenho dos gotejadores, a força iônica da água era baixa, uma vez que não eram adicionados sais à solução. Nessas condições para que ocorra agregação de partículas é necessário a utilização de valores extremos de pH (BENNA et al., 1999; GUEDES et al., 2004). Para caulinita, seria recomendado a utilização de valores de pH da solução menores que 4 (GUEDES et al., 2004). A montmorilonita apresenta melhores condições de agregação em solução com valores de pH menor que 3,5 e maiores que 9,5 (MISSANA; ADELL, 2000). Portanto, para valores de pH comumente encontrado em água de irrigação (6 a 8,5), a menos que a força iônica da água seja elevada, o pH não apresenta influência sobre o processo de agregação de partículas, consequentemente sobre o desempenho dos gotejadores.

4.3. Efeito da concentração de partículas sobre o desempenho dos gotejadores

Analisando o efeito da concentração de caulinita em relação ao tempo de ensaio para o modelo A de gotejador, observa-se que para concentração C1 houve uma redução progressiva da vazão relativa, alcançando redução de 2% após 40 h de ensaio. A concentração C2 apresentou redução (7%) até às 24 h de ensaio. Posteriormente houve um pequeno incremento da vazão (1%), que foi mantido até às 40 h de ensaio. A mesma tendência foi observada com a concentração C3, com redução inicial (5%) após 16 h de ensaio, e posterior incremento (1%) que se manteve até o final do ensaio. A maior concentração utilizada (C4), apresentou maior flutuação dos valores de vazão relativa. No primeiro dia de ensaio (8 h), a redução foi de 2%. Em seguida, ocorreu um aumento progressivo, retornando a vazão inicial

após 24 h de ensaio. Finalmente, após 40 h de ensaio, houve redução de 9% de vazão relativa (Figura 29).

Figura 29. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L⁻¹; C2 = 750 mg L⁻¹; C3 = 1000 mg L⁻¹; C4 = 2000 mg L⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h⁻¹)

Analisando estatisticamente as concentrações dentro de cada tempo de ensaio, observa-se que houve diferença significativa a partir das 16 h de ensaio. Às 24 h de ensaio, a concentração C2 apresentou diferença significativa em relação às demais, sendo a redução de vazão de 7%. Após 32 h e 40 h de ensaio, as concentrações C2 e C4 foram semelhantes, diferindo da concentração C1 (Figura 29).

As diferentes concentrações de caulinita não influenciaram significativamente os gotejadores do modelo B. As reduções de vazão em função do tempo foram pouco expressivas, mesmo após 40 h de ensaio. A maior redução (4%) ocorreu utilizando a maior concentração de partículas (C4). No entanto, estatisticamente, não houve diferença entre as concentrações dentro do seu respectivo tempo de ensaio. Com exceção às 16 h de ensaio que se observou diferença entre as concentrações C1 e C2 (Figura 30).

Figura 30. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L⁻¹; C2 = 750 mg L⁻¹; C3 = 1000 mg L⁻¹; C4 = 2000 mg L⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de caulinita (Kt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h⁻¹)

Em relação às diferentes concentrações de montmorilonita e seus efeitos sobre o desempenho do modelo A de gotejador, observa-se que durante todo o tempo de ensaio, as concentrações C3 e C4 apresentaram maior redução de vazão, sendo estatisticamente semelhantes. As concentrações C1 e C2 resultaram menor redução de vazão, sendo estatisticamente semelhantes e diferindo das concentrações C3 e C4. As maiores reduções de vazão (18% e 14%) ocorreram após 8 h de ensaio com as concentrações C3 e C4, respectivamente. No decorrer do ensaio, a redução de vazão foi diminuindo progressivamente. No final do ensaio, a redução foi de 9% para ambas as concentrações (Figura 31).

Figura 31. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L⁻¹; C2 = 750 mg L⁻¹; C3 = 1000 mg L⁻¹; C4 = 2000 mg L⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo A de gotejador (0,6 L h⁻¹)

Para o modelo B de gotejador as concentrações de montmorilonita apresentaram tendência diferente quando comparado com o modelo A de gotejador. De forma geral, as reduções de vazão foram menores. A maior redução foi observada após 8 h de ensaio (14%), quando foi utilizada a concentração C3. Entretanto, foram estatisticamente diferentes da concentração C4 e do conjunto C1 e C2, que foram estatisticamente semelhantes entre si. No decorrer do ensaio houve uma flutuação dos valores de vazão relativa para todas as concentrações. Contudo, após 40 h de ensaio, a concentração C1 não apresentou redução de vazão. A concentração C2 apresentou 3% de redução, sendo estatisticamente semelhante a concentração C4, que apresentou 4% de redução de vazão (Figura 32).

Figura 32. Efeito da concentração (C1 = 500 mg L⁻¹; C2 = 750 mg L⁻¹; C3 = 1000 mg L⁻¹; C4 = 2000 mg L⁻¹) sobre a obstrução de gotejadores causados por partículas de montmorilonita (Mt) em suspensão utilizando o modelo B de gotejador (1,7 L h⁻¹)

O efeito da concentração de partículas sobre o desempenho dos gotejadores foi semelhante para os dois tipos de argila utilizados (caulinita e montmorilonita), sendo caracterizado pela flutuação dos valores de vazão ao longo do tempo. A máxima redução de vazão foi observada com a montmorilonita utilizando 1000 mg L⁻¹, com redução de 18% (modelo A) e 14% (modelo B), respectivamente, após 8 h de ensaio. Enquanto que para a caulinita a máxima redução foi observada com 2000 mg L⁻¹, com redução de 9% (modelo A) e 4% (modelo B), respectivamente, após 40 h de ensaio.

De forma geral, a redução de vazão apresentou maior significância sobre o desempenho dos gotejadores com concentrações superiores a 1000 mg L⁻¹. Para próximas pesquisas com partículas pequenas, sugere-se a utilização de concentrações superiores a essa, uma vez que concentrações inferiores não apresentaram elevada expressão sobre o desempenho dos gotejadores.

As concentrações que provocaram as máximas reduções de vazão foram elevadas quando comparada com a classificação de severo risco de obstrução (400 mg L⁻¹) causada por partículas em suspensão (CAPRA; SCICOLONE, 1998). No entanto, a obstrução dos gotejadores foi pequena. Os resultados desta pesquisa corroboram com a classificação que considera que partículas com diâmetro menor que 0,031 mm dificilmente provocam obstrução

dos gotejadores (NIU; LIU; CHEN, 2013). Observa-se que a obstrução de origem física causada por partículas em suspensão é função de duas variáveis, a concentração de partículas e o diâmetro das mesmas. Por tanto, para realizar uma classificação adequada para o risco de obstrução causado por partículas em suspensão, tornam-se necessárias pesquisas que avaliem o efeito da interação entre as duas variáveis sobre o desempenho dos gotejadores.

A flutuação dos valores de vazão ao longo do tempo foi observada em pesquisas anteriores que utilizaram partículas pequenas, areia fina e silte (NIU; LIU; CHEN, 2013) e argila (BOUNOUA et al., 2016). Esses resultados podem ser atribuídos ao fenômeno de autolimpeza que ocorre no interior dos labirintos no momento em que o sistema é acionado. Durante os ensaios de deposição de partículas utilizando o dispositivo milifluidico foi observado que as partículas de argila foram suscetíveis ao fenômeno. Em pesquisas que visam melhorar o desempenho antiobstrução dos gotejadores, a autolimpeza é considerada uma alternativa que pode ser explorada durante o projeto de gotejadores com potencial antiobstrução (LIU et al., 2010).

4.4. Efeito de diferentes íons sobre o potencial de agregação de partículas

A energia em escala molecular pode ser expressa em kT , que corresponde ao produto entre a constante de Boltzmann (k) e a temperatura absoluta (T). A $25^\circ C$ uma unidade de kT corresponde a $4,11 \cdot 10^{-21}$ J. Nos gráficos de energia de interação apresentados em seguida, a energia de interação é expressa em kT e a distância de separação entre as partículas em nanômetro (nm). De forma geral, as adições de íons proporcionaram redução da barreira de energia para os dois tipos de argila utilizados, ou seja, os íons contribuíram para o aumento do potencial de agregação das partículas. O maior potencial de agregação foi observado quando se utilizou o íon Ca, de modo que o mesmo não proporcionou a formação de barreira de energia.

Em relação à barreira de energia existente entre as partículas de caulinita em diferentes soluções iônicas, pode-se observar que a maior barreira de energia (363,06 kT) foi obtida em solução sem adição de íons. A menor barreira de energia (2,32 kT) foi observada na solução de Al com a maior concentração utilizada (Ala). A barreira de energia proporcionada pela solução de Na e Al com a menor concentração utilizada (Alb), foi de 64,60 e 13,93 kT , respectivamente (Figura 33). O íon Ca não proporcionou a formação de barreira de energia, ou seja, a energia de atração entre as partículas é sempre maior que a energia de repulsão,

independentemente da distância de separação entre as partículas. Considerando as propriedades elétricas dos íons, a partir da análise da barreira de energia, pode-se concluir que o íon Ca apresentou maior potencial de agregação entre as partículas de caulinita.

Figura 33. Energia de interação total (V_T) entre partículas de caulinita (Kt) em solução composta por diferentes íons e sem adição de íons

As barreiras de energia formadas entre as partículas de montmorilonita foram relativamente maiores quando comparadas com as de caulinita. A maior barreira de energia (1135,31 kT) foi observada em água sem adição de íons. A menor barreira de energia (90,98 kT) foi observada em solução de Na. O Al com a menor concentração (Ala) e o Al com a maior concentração (Alb) apresentou barreira de energia de 508,97 e 96,68 kT, respectivamente (Figura 34). Assim, como para a caulinita, a solução de Ca proporcionou maior potencial de agregação entre as partículas de montmorilonita, considerando as propriedades elétricas dos íons.

Figura 34. Energia de interação total (V_T) entre partículas de montmorillonita (Mt) em solução composta por diferentes íons e sem adição de íons

Em relação a formação de agregados, as análises sobre o potencial de agregação, considerando o caráter elétrico da partícula, demonstraram que quando a força iônica foi proporcionada pelo Ca, não houve formação de barreira de energia contra agregação de partículas, tanto para caulinita quanto para montmorillonita. Por conseguinte, entre os íons analisados, o Ca apresentou maior potencial de agregação. Entretanto, nas condições deste experimento, não houve uma relação entre o potencial de agregação e a obstrução dos gotejadores, uma vez que os ensaios que avaliaram o efeito da força iônica sobre o desempenho dos gotejadores, não apresentaram valores significativos de redução de vazão. Possivelmente, não foi observada relação, principalmente devido aos fatores hidrodinâmicos envolvidos no processo de agregação.

Na bancada de ensaio de obstrução existem regiões com diferentes características de escoamento, pode-se destacar os escoamentos que ocorrem no reservatório devido à agitação mecânica, na bomba de água proporcionada pelo rotor, no conjunto de calhas responsável pelo retorno de água para o reservatório, no tubogotejador e no emissor. Essas regiões apresentam diferentes taxas de cisalhamento, como a formação de agregados estáveis depende da taxa de cisalhamento que o escoamento apresenta, as características do escoamento devem estar dentro da faixa adequada para não proporcionar quebra ou não formação dos agregados

(SOOS et al., 2008; BUBAKOVA; PIVOKONSKY; FILIP, 2013). As condições de diferentes taxas de cisalhamento apresentadas pela bancada de ensaios, tornam ainda mais complexas as pesquisas que visam relacionar o potencial de agregação das partículas com o desempenho dos gotejadores, de modo que os agregados formados em determinada região podem ser quebrados em algumas das diferentes regiões de escoamento presentes na bancada.

Devido às diferentes condições de escoamentos encontradas, a teoria DLVO clássica não foi adequada para caracterizar o potencial de agregação das partículas e relacioná-los com o desempenho dos gotejadores. Deste modo, para pesquisas futuras, recomenda-se a utilização da teoria DLVO estendida associada com modelos que consideram um sistema hidrodinâmico (BOSTRÖM et al., 2006; ZHANG; LIU; LIU, 2012).

Nesses modelos são considerados, além dos fatores elétricos envolvidos na agregação, os fatores dinâmicos, como a frequência de choques e formação de agregados, taxa de ruptura dos agregados formados, estabilidade dos agregados em diferentes taxas de cisalhamento (THILL et al., 2000, 2001; JHA; BOMBARDELLI, 2011). Outra alternativa seria a realização da medição do diâmetro das partículas em condições hidrodinâmicas semelhantes às encontradas nas tubulações de microirrigação. Deste modo, seria possível relacionar o incremento real do diâmetro das partículas com o desempenho dos gotejadores.

4.5. Deposição de partículas em um sistema milifluidico de escoamento

A deposição de partículas de caulinita no labirinto do dispositivo milifluidico foi mais evidente nos primeiros defletores, o acúmulo ocorreu em maior quantidade até o segundo defletor. A partir do terceiro defletor, a deposição foi reduzida, mantendo-se aproximadamente as mesmas quantidades de material depositado entre o quarto e o décimo defletor.

A análise das zonas de deposição dentro de cada defletor, possibilitou observar que houve maior deposição nas zonas ímpares dos defletores (zonas 1, 3, 5 e 7). Considerando toda extensão do labirinto, observou-se que ocorreu maior deposição de partículas no início do labirinto. Esse aumento de deposição foi mais expressivo em relação ao eixo vertical. Em algumas zonas dos defletores, o aumento da deposição não foi diretamente proporcional ao tempo de ensaio, uma vez que foi observado que quando ocorre o acionamento do sistema, pode ocorrer a limpeza do labirinto por meio da reiterada de partículas. Contudo esse

fenômeno não foi observado em todas as zonas, mesmo nas zonas em que houve a retirada de partículas, o fenômeno não ocorreu sempre que o sistema era acionado.

Analisando o defletor 2, observa-se um aumento crescente da deposição de partículas (pontos brancos) até às 68 h de ensaio (Figura 34). Pode-se identificar também que a deposição de partículas ocorreu de forma diferente nas duas regiões de escoamento do labirinto, ocorrendo unicamente nas zonas de vórtices e suas proximidades (zonas de estagnação). Na região do fluxo principal não houve deposição de partículas em nenhum defletor ao longo de todo período de ensaio.

Figura 35. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada no defletor 2 em função do tempo de ensaio (aumento de 4 vezes)

Observando a zona 7, localizada no defletor 2, com aumento de 10 vezes, identifica-se também que a deposição de partículas se mantém praticamente a mesma desde o primeiro dia de ensaio (imagem tirada após 7 h de ensaio). Contudo, após 68 h de ensaio, observa-se uma pequena remoção das partículas (Figura 35).

Figura 36. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada na zona 7 em função do tempo de ensaio (aumento de 10 vezes)

Buscando compreender o fenômeno de autolimpeza que ocorreu no interior do labirinto, antes de iniciar o tratamento que completaria às 61 h e às 68 h de ensaio, foram retiradas fotos da zona 1 (Figura 36) e da zona 3 (Figura 37). Após o acionamento do sistema, foram novamente retiradas fotos das mesmas zonas. Esse procedimento visou identificar se o processo de remoção de partículas de argila ocorria após o acionamento do sistema. Observou-se que, para as duas zonas analisadas (1 e 3), o acionamento do sistema foi o principal responsável pela autolimpeza do labirinto. Não obstante, a autolimpeza não foi observada em ambos os dias analisados, ocorrendo apenas antes do ensaio que completaria 68 h.

Figura 37. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada na zona 1 antes e após o acionamento do sistema (aumento de 10 vezes)

Figura 38. Deposição de partículas de caulinita (Kt) observada na zona 3 antes e após o acionamento do sistema (aumento de 10 vezes)

A deposição de partículas de montmorilonita (pontos brancos) foi muito menor quando comparada com a de caulinita. No início do ensaio ocorreu uma pequena deposição na entrada do labirinto (defletor 1, zona 1), essa deposição se manteve até o final do ensaio (53 h) (Figura 38).

Figura 39. Deposição de partículas de montmorilonita (Mt) observada no defletor 1 (imagem A, aumento de 4 vezes) e zona 1 (imagem B, aumento de 10 vezes) após 53 h de ensaio

Ao longo dos dez defletores, a deposição de partículas de montmorilonita não apresentou incremento em função do tempo. Analisando o defletor 3, pode-se observar que não houve deposição significativa de partículas no decorrer do ensaio (Figura 39). O mesmo comportamento pode ser observado analisando a zona 7 (Figura 40).

Figura 40. Deposição de partículas de montmorilonita (Mt) observada no defletor 3 em função do tempo de ensaio (aumento de 4 vezes)

Figura 41. Deposição de partículas de montmorilonita (Mt) observada na zona 7 em função do tempo de ensaio (aumento de 10 vezes)

Os ensaios de deposição de partículas utilizando o dispositivo milifluidico demonstraram que ocorre maior deposição de partículas de argila nos primeiros dois

defletores, principalmente nas regiões de escoamento em que existe a formação de vórtices e nas zonas de estagnação. Não foi observada deposição de partículas na região do escoamento principal.

Pesquisas utilizando modelos computacionais (*computational fluid dynamics*, CFD) para simulação do escoamento em canais de pequena dimensão tipo labirinto, utilizando modelos de escoamento turbulento, têm demonstrado que as características do escoamento no interior do labirinto são diferentes nos primeiros dois defletores. A partir do terceiro defletor, as características se mantêm constantes até a saída do labirinto, ocorrendo apenas a dissipação da energia hidráulica durante escoamento. Essas características se referem à intensidade de turbulência que o escoamento apresenta (LIU et al., 2010; AL-MUHAMMAD; TOMAS; ANSELMET, 2016).

A intensidade de turbulência do escoamento tem sido relacionada com a propensão ao fenômeno de deposição de partículas, quanto menor a intensidade de turbulência maior propensão a deposição (LI et al., 2008). Utilizando dispositivos do tipo DPIV (*digital particle image velocimetry*) e por meio da visualização de regiões de deposição de partículas em labirintos de gotejadores abertos, diversas pesquisas têm demonstrado que as regiões que apresentam menor intensidade de turbulência, conseqüentemente menor energia cinética turbulenta estão mais sujeitas a deposição de partículas, ou seja, a deposição ocorre principalmente nas regiões de vórtices e nas zonas de estagnação dos dois primeiros defletores (LI et al., 2008; LIU et al., 2010; ZHANG et al., 2010; WEI et al., 2012). Deste modo, os resultados apresentados nesta pesquisa demonstram que assim como as demais pesquisas realizadas, as partículas de argila também apresentam maior propensão a se depositarem nos dois primeiros defletores, principalmente nas regiões em que a velocidade de escoamento é baixa, onde predomina-se valores baixos de intensidade de turbulência e energia cinética turbulenta.

Durante os ensaios na bancada não foi observado obstrução completa em nenhum gotejador, esses resultados foram compreendidos após a análise da deposição de partículas. Como não houve deposição na região do fluxo principal, pode-se inferir que as partículas de argila, como agente isolado, não apresentam potencial para provocar obstrução completa dos gotejadores. Analisando o labirinto de um gotejador aberto (Figura 42), observa-se que ocorre maior deposição de partículas (pontos brancos) próximas às paredes do labirinto, nas regiões em que o escoamento apresenta menor velocidade.

Figura 42. Labirinto de um gotejador utilizado nos ensaios de bancada demonstrando a deposição de partículas de caulinita (Kt) no primeiro e no segundo defletor, após 40 h de ensaio

As partículas que estão depositadas na região do fluxo principal, possivelmente no momento do acionamento do sistema eram conduzidas juntamente com a massa de água, de modo que partículas pequenas quando submetidas ao escoamento com alta velocidade (variando entre 1,4 a 3,2 m s⁻¹), tendem a apresentarem velocidades semelhantes à velocidade da massa de água (JUN et al., 2007; LIU et al., 2011).

4.6. Modelos de gotejadores

Em relação aos modelos de gotejadores, em todos os tratamentos realizados, o modelo A de gotejador (0,6 L h⁻¹) foi mais suscetível a variação de vazão quando comparado com o modelo B (1,7 L h⁻¹).

A maior sensibilidade à obstrução dos gotejares de menor vazão quando comparado com os de maior vazão é atribuído às menores dimensões apresentadas pelo emissor de menor vazão, proporcionando menor seção de passagem e consequentemente maior sensibilidade à obstrução (LI et al., 2008; NIU; PEI et al., 2014; WU et al., 2013).

5. CONCLUSÕES

Em relação ao efeito do regime de escoamento e ao pH das soluções, nas condições em que foram conduzidas esta pesquisa, esses fatores não apresentaram influência significativas sobre o desempenho dos gotejadores.

A força iônica da solução e natureza dos materiais de argila apresentaram efeito sobre o desempenho dos gotejadores. Enquanto que a caulinita em solução salina de sódio, proporcionou máximo incremento de vazão de 5%, a montmorilonita causou redução máxima de vazão de 15%. As forças iônicas proporcionadas pelos íons cálcio, alumínio e sem adição de íon não apresentaram efeito expressivo sobre o desempenho dos gotejadores, tanto para caulinita quanto para montmorilonita.

No geral, as partículas de argila começaram a causar redução de vazão significativas com concentrações iguais ou superiores a 1000 mg L^{-1} . Observou-se que as partículas de argila estão sujeitas ao fenômeno de autolimpeza que ocorre no interior dos labirintos após o acionamento do sistema. Esse fenômeno pode ser responsável pela flutuação dos valores de vazão dos gotejadores.

Não foi possível encontrar uma relação entre o potencial de agregação das partículas de argila e o desempenho dos gotejadores. Possivelmente, o índice de agregação utilizado pela teoria DLVO clássica não seja o mais adequado para obter essa relação.

Em relação a deposição de partículas, pode-se afirmar que as partículas de argila se depositam nas mesmas regiões de acúmulo que partículas maiores. As regiões de maiores deposições coincidem com os locais que apresentam menores valores de intensidade de turbulência e energia cinética turbulenta, sendo principalmente nas regiões de vórtices e estagnação, localizadas nos dois primeiros defletores dos labirintos. Além disso, por não ocorrer acúmulo de partículas na região do fluxo principal, sugere-se que partículas de argila não apresentam potencial para causar obstrução completa dos gotejadores.

As naturezas das argilas apresentam diferentes efeitos sobre a deposição de partículas durante o escoamento, uma vez que partículas de caulinita foram mais sensíveis a deposição que as partículas de montmorilonita. Esse processo ainda necessita maiores estudos para ser completamente compreendido. No entanto, nesta pesquisa, atribui-se a maior deposição de

caulinita ao efeito combinado do maior diâmetro e massa específica da partícula com a influência do íon sódio presente em elevada concentração na solução.

REFERÊNCIAS

- ADIN, A.; SACKS, M. Dripper-Clogging Factors in Wastewater Irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.117, n.6, p.813–826, 2009.
- ADIN, B.A.; ELIMELECH, M. Particle Filtration for Wastewater Irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.115, n.3, p.474–487, 1989.
- AL-MUHAMMAD, J.; TOMAS, S.; ANSELMET, F. Modeling a weak turbulent flow in a narrow and wavy channel: case of micro-irrigation. *Irrigation Science*, v.34, n.5, p. 361–377, 2016.
- AYADI, A.J.; SORO, J.; KAMOUN, A.; BAKLOUTI, S. Study of clay's mineralogy effect on rheological behavior of ceramic suspensions using an experimental design. *International Journal of Recent Research and Applied Studies*, v. 14, n. 2, 2013.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture. Roma: FAO. 1985. 156 p. (Estudos FAO, Irrigação e Drenagem, 29).
- AZEVEDO, A. C. de; BONUMÁ, A. S. Partículas coloidais, dispersão e agregação em latossolos. *Ciência Rural*, v.34, n.2, p.609–617, 2004.
- BENNA, M.; KBIR-ARIGUIB, N.; MAGNIN, A; BERGAYA, F. Effect of pH on Rheological Properties of Purified Sodium Bentonite Suspensions. *Journal of colloid and interface science*, v.218, p.442–455, 1999.
- BORSSOI, A. L.; VILAS BOAS, M. a.; REISDÖRFER, M.; HERNÁNDEZ, R. H.; FOLLADOR, F. a. C. Water application uniformity and fertigation in a dripping irrigation set. *Engenharia Agrícola*, v. 32, n. 4, p. 718–726, 2012.
- BOSTRÖM, M.; DENIZ, V.; FRANKS, G. V.; NINHAM, B. W. Extended DLVO theory: Electrostatic and non-electrostatic forces in oxide suspensions. *Advances in Colloid and Interface Science*, v.123–126, p. 5–15, 2006.
- BOUNOUA, S.; TOMAS, S.; LABILLE, J.; MOLLE, B.; GRANIER, J.; HALDENWANG, P.; IZZATI, S.N. Understanding physical clogging in drip irrigation: in situ, in-lab and numerical approaches. *Irrigation Science*, v.34, n.4, p.327–342, 2016.
- BUBAKOVA, P.; PIVOKONSKY, M.; FILIP, P. Effect of shear rate on aggregate size and structure in the process of aggregation and at steady state. *Powder Technology*, v.235, p.540–549, 2013.
- BUCKS, D.A.; NAKAYAMA, F.S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. *Agricultural Water Management*, v.2, n.2, p.149–162, 1979.

- CAMARGO, A. P.; MOLLE, B.; TOMAS, S.; FRIZZONE, J. A. Assessment of clogging effects on lateral hydraulics: proposing a monitoring and detection protocol. *Irrigation Science*, v.32, n.3, p.181–191, 2013.
- CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Water Quality and Distribution Uniformity in Drip/Trickle Irrigation Systems. *Journal of Agricultural Engineering Research*, v.70, n.4, p.355–365, 1998.
- DUNCAN, J.S. *Introduction to Colloid and Surface Chemistry*. Butterworth-Heinemann, 2013. 320 p.
- FARIA, L. do A. Proposta de norma técnica de ensaio para tubogotejadores de irrigação: resistência ao entupimento por particulados sólidos em suspensão. 2013. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 2013.
- FERREIRA, E.E.; BRANDÃO, P.R. G.; KLEIN, B.; PERES, A.E.C. Reologia de suspensões minerais: uma revisão. *Revista Escola de Minas*, v.58, n.1, p.83–87, 2005.
- GAMRI, S.; SORIC, A.; TOMAS, S.; MOLLE, B.; ROCHE, N. Biofilm development in micro-irrigation emitters for wastewater reuse. *Irrigation Science*, v.32, n.1, p. 77–85, 2014.
- GOLDBERG, S.; FORSTER, H.S.; HEICK, E.L. Flocculation of illite/kaolinite and illite/montmorillonite mixtures as affected by sodium adsorption ratio and pH. *Clays and Clay Minerals*, v.39, n.4, p.375–380, 1991.
- GUEDES, C.D.; PEREIRA, J.G.; LENA, J.C. de; PAIVA, J.F. de; LIMA, R.M.F. Coagulação/floculação de suspensões ricas em óxidos de ferro por sulfato de alumínio. *Química Nova*, v.27, n.5, p.715–719, 2004.
- HILLEL, D. *Introduction to environmental soil physics*. San Diego: Academic Press, 2003. 494 p.
- HUNTER, R. J. *Introduction to modern colloid science*. New York: Oxford University Press, 1993. 338 p.
- HUNTER, R. J. *Zeta Potential in Colloid Science*. New York: Academic Press, 1981. 398 p.
- JANEK, M.; LAGALY, G. Proton saturation and rheological properties of smectite dispersions. *Applied Clay Science*, v.19, n.1–6, p.121–130, 2001.
- JHA, S.K.; BOMBARDELLI, F.A. Theoretical/numerical model for the transport of non-uniform suspended sediment in open channels. *Advances in Water Resources*, v.34, n.5, p. 577–591, 2011.

- JUN, Z.; WANHUA, Z.; YIPING, T.; ZHENGYING, W.; BINGHENG, L. Numerical investigation of the clogging mechanism in labyrinth channel of the emitter. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, v.70, n.13, p.1598–1612, 2007.
- LI, G.Y.; WANG, J.D.; ALAM, M.; ZHAO, Y.Z. Influence of geometrical parameters of labyrinth flow path of drip emitters on hydraulic and anti-clogging performance. *Transactions of the ASABE*, v.49, n.3, p.637–643, 2006.
- LI, Y. K.; LIU, Y.Z.; LI, G.B.; XU, T.W.; LIU, H.S.; REN, S.M.; DA YAN, Z.; YANG, P. L. Surface topographic characteristics of suspended particulates in reclaimed wastewater and effects on clogging in labyrinth drip irrigation emitters. *Irrigation Science*, v.30, n.1, p.43–56, 2012.
- LI, Y.; YANG, P.; XU, T.; REN, S.; LIN, X.; WEI, R.; XU, H. CFD and digital particle tracking to assess flow characteristics in the labyrinth flow path of a drip irrigation emitter. *Irrigation Science*, v.26, n.5, p.427–438, 2008.
- LIANG, Y.; HILAL, N.; LANGSTON, P.; STAROV, V. Interaction forces between colloidal particles in liquid: Theory and experiment. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 134–135, p.151–166, 2007.
- LIU, H.S.; LI, Y.K.; LIU, Y.Z.; YANG, P.L.; REN, S.M.; WEI, R.J.; XU, H.B. Flow characteristics in energy dissipation units of labyrinth path in the drip irrigation emitters with DPIV technology. *Journal of Hydrodynamics*, v.22, n.1, p.137–145, 2010.
- LIU, X.; WEI, Z.; WANG, L.; TANG, Y. Study and Analysis on Emitter Clogging. Mechanism based on Particle-Wall Adhesion. n.2, p.144–150, 2011.
- LIU, Y.; WU, P.; ZHU, D.; ZHANG, L.; CHEN, J. Effect of water hardness on emitter clogging of drip irrigation. v.31, n.20, p.95–100, 2015.
- MEKHAMER, W.K. Stability changes of Saudi bentonite suspension due to mechanical grinding. *Journal of Saudi Chemical Society*, v.15, n.4, p.361–366, 2011.
- MISSANA, T.; ADELL, A. On the Applicability of DLVO Theory to the Prediction of Clay Colloids Stability. *Journal of colloid and interface science*, v.230, p. 50–156, 2000.
- NAKAYAMA, F.S.; BUCKS, D.A. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. *Irrigation Science*, v.12, n.4, p.187–192, 1991.
- NIU, W.; LIU, L.; CHEN, X. Influence of fine particle size and concentration on the clogging of labyrinth emitters. *Irrigation Science*, v.31, n.4, p.545–555, 2013.
- PEI, Y.; LI, Y.; LIU, Y.; ZHOU, B.; SHI, Z.; JIANG, Y. Eight emitters clogging characteristics and its suitability under on-site reclaimed water drip irrigation. *Irrigation Science*, v.32, n.2, p. 141–157, 2014.

- PENNER, D.; LAGALY, G. Influence of anions on the rheological properties of clay mineral dispersions. *Applied Clay Science*, v.19, n.1–6, p. 131–142, 2001.
- PERBONI, A. Sensibilidade de gotejadores à obstrução por partículas de areia. 2016. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 2016.
- PINTO, M.F.; MOLLE, B.; ALVES, D.G.; AIT-MOUHEB, N.; CAMARGO, A.P.; FRIZZONE, J. A. Flow rate dynamics of pressure-compensating drippers under clogging effec. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.21, n.5, p.304–309, 2017.
- PUIG-BARGUÉS, J.; ARBAT, G.; ELBANA, M.; DURAN-ROS, M.; BARRAGÁN, J.; DE CARTAGENA, F. R.; LAMM, F. R. Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. *Agricultural Water Management*, v.97, n.6, p.883–891, 2010.
- PUIG-BARGUÉS, J.; LAMM, F. Effect of Flushing Velocity and Flushing Duration on Sediment Transport in Microirrigation Driplines. *Transactions of the ASABE*, v.56, n.5, p. 1821–1828, 2013.
- QINGSONG, W.; GANG, L.; JIE, L.; YUSHENG, S.; WENCHU, D.; SHUHUAI, H. Evaluations of emitter clogging in drip irrigation by two-phase flow simulations and laboratory experiments. *Computers and Electronics in Agriculture*, v.63, n.2, p.294–303, 2008.
- QINGSONG, W.; YUSHENG, S.; GANG, L.; WENCHU, D.; SHUHUAI, H. Study of hydraulic performance of the eddy channel for drip emitters. *Irrigation and Drainage*, v.55, n.1, p.61–72, 2006.
- RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z.; MARCU, A.; SHISHA, A.; SAGI, G. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater. *Irrigation Science*, v.13, n.3, p.129–139, 1992.
- RESENDE, M.; CURTI, N.; KER, J. C.; RESENDE, S. B. Mineralogia de solos brasileiros - interpretações e aplicações. 2. ed. Lavras: UFLA, 2005.
- SALINAS, S. R. A. Einstein e a teoria do movimento browniano. v.27, n.2, p.263–269, 2005.
- SILVA, N.I.; FONTES, L.O.; TAVELLA, L.B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. QUALIDADE DE ÁGUA NA IRRIGAÇÃO. *Agropecuária Científica no Semi-Árido*, v.7, n.3, p.1–15, 2011.
- SOOS, M.; MOUSSA, A.S.; EHRL, L.; SEFCIK, J.; WU, H.; MORBIDELLI, M. Effect of shear rate on aggregate size and morphology investigated under turbulent conditions in stirred tank. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.319, n.2, p.577–589, 2008.

- SOUZA, J.F.A. de; OLIVEIRA, L.R. de; AZEVEDO, J.L.L. de; SOARES, I. D.; MATA, M.M. Uma revisão sobre a turbulência e sua modelagem. *Revista Brasileira de Geofísica*, v.29, n.1, p.21–41, mar. 2011.
- SWAN, J. W.; FURST, E. M. A simpler expression for Henry's function describing the electrophoretic mobility of spherical colloids. *Journal of Colloid And Interface Science*, v.388, p. 92–94, 2012.
- TADANO, S.; GIRI, B. X-ray diffraction as a promising tool to characterize bone nanocomposites. *Science and Technology of Advanced Materials*, v.12, n.6, p.1-11, 2011.
- TANAKA, M.; GIRARD, G.; DAVIS, R.; PEUTO, A. Recommended table for the density of water between 0 C and 40 C based on recent experimental reports 1. *Metrologia*, v. 38, n. 4, p. 301–309, 2001.
- THILL, A.; LAMBERT, S.; MOUSTIER, S.; GINESTET, P.; AUDIC, J. M.; BOTTERO, J. Y. Structural Interpretations of Static Light Scattering Patterns of Fractal Aggregates. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.228, n.2, p.386–392, 2000.
- THILL, A; MOUSTIER, S.; AZIZ, J.; WIESNER, M. R.; BOTTERO, J. Y. Floccs Restructuring during Aggregation: Experimental Evidence and Numerical Simulation. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.243, n.1, p.171–182, 2001.
- TOMBÁČZ, E.; SZEKERES, M. Colloidal behavior of aqueous montmorillonite suspensions: the specific role of pH in the presence of indifferent electrolytes. *Applied Clay Science*, v.27, n.1–2, p.75–94, 2004.
- TOMBÁČZ, E.; SZEKERES, M. Surface charge heterogeneity of kaolinite in aqueous suspension in comparison with montmorillonite. *Applied Clay Science*, v.34, n.1–4, p. 105–124, 2006.
- van der KOOIJ, S.; ZWARTEVEEN, M.; BOESVELD, H.; KUPER, M. The efficiency of drip irrigation unpacked. *Agricultural Water Management*, v.123, p.103–110, 2013.
- van OLPHEN, H. An introduction to clay colloid chemistry: for clay technologists, geologists, and soil scientists. New York: Interscience Publishers, 1963. 301 p.
- VERWEY, E. J. W. Theory of the stability of lyophobic colloids. *The Journal of Physical Chemistry*, v. 51, n.3, p.631–636, 1947.
- WEI, Q.; SHI, Y.; LU, G.; DONG, W.; HUANG, S. Rapid Evaluations of Anticlogging Performance of Drip Emitters by Laboratorial Short-Cycle Tests. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v. 34, n.3, p.298–304, 2008.

- WEI, Z.; CAO, M.; LIU, X.; TANG, Y.; LU, B. Flow behaviour analysis and experimental investigation for emitter micro-channels. *Chinese Journal of Mechanical Engineering*, v.25, n.4, p.729–737, 2012.
- WU, D.; LI, Y. K.; LIU, H. S.; YANG, P. L.; SUN, H. S.; LIU, Y. Z. Simulation of the flow characteristics of a drip irrigation emitter with large eddy methods. *Mathematical and Computer Modelling*, v.58, n.3–4, p.497–506, 2013.
- WU, I. P. An assessment of hydraulic design of micro-irrigation systems. *Agricultural Water Management*, v.32, n.3, p.275–284, 1997.
- YAN, D.; BAI, Z.; ROWAN, M.; GU, L.; SHUMEI, R.; YANG, P. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, n. 6, p. 834–841, 2009.
- ZHANG, J.; ZHAO, W.; TANG, Y.; LU, B. Anti-clogging performance evaluation and parameterized design of emitters with labyrinth channels. *Computers and Electronics in Agriculture*, v.74, n.1, p.59–65, 2010.
- ZHANG, M.; LIU, Q.; LIU, J. Extended DLVO theory applied to coal slime-water suspensions. *Journal of Central South University*, v. 9, n.12, p.3558–3563, 2012.
- ZHOU, B.; LI, Y.; LIU, Y.; XU, F.; PEI, Y.; WANG, Z. Effect of drip irrigation frequency on emitter clogging using reclaimed water. *Irrigation Science*, v.33, n.3, p.221–234, 2015.
- ZHOU, B.; LI, Y.; PEI, Y.; LIU, Y.; ZHANG, Z.; JIANG, Y. Quantitative relationship between biofilms components and emitter clogging under reclaimed water drip irrigation. *Irrigation Science*, v.31, n.6, p.1251–1263, 2013.

APÊNDICE

Tratamento: Análise do efeito do regime de escoamento					
Nível: Regime laminar			Argila: Caulinita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	29	30	6,34	6,38	1189,5
2	29	30,1	6,48	6,52	1190,4
3	29	31	6,43	6,47	1254,3
4	29	31	6,3	6,34	1256,3
5	29	30	6,41	6,45	1265,1

Tratamento: Análise do efeito do regime de escoamento					
Nível: Regime turbulento			Argila: Caulinita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	28	28	6,2	6,22	1234,1
2	29	32,5	6,45	6	1342,1
3	31	33	5,65	6	1356,5
4	28	31	6,04	6,39	1435,6
5	29	31	6,47	6,45	1567,3

Tratamento: Análise do efeito do regime de escoamento					
Nível: Regime laminar			Argila: Montmorilonita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	29	31	6,47	6,51	834,33
2	28	30	6,46	6,51	934,33
3	28	30	6,36	6,41	945,43
4	29	31	6,3	6,3	934,63
5	29	31	6,35	6,36	987,43

Tratamento: Análise do efeito do regime de escoamento					
Nível: Regime turbulento			Argila: Montmorilonita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	30	29	6,65	6,64	734,74
2	29	30	6,54	6,54	856,84
3	29	30	6,44	6,43	845,74
4	29	31	6,41	6,56	945,74
5	30,7	31,5	6,35	6,46	976,94

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível: Força iônica proporcionada pelo íon Na			Argila: Caulinita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	28	28	6,2	6,22	1234,1
2	29	32,5	6,45	6	1342,1
3	31	33	5,65	6	1356,5
4	28	31	6,04	6,39	1435,6
5	29	31	6,47	6,45	1567,3

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível: Força iônica proporcionada pelo íon Ca			Argila: Caulinita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (mS cm^{-1})
1	29	31	6,35	6,36	27,45
2	29	31	6,31	6,02	27,56
3	29	31	6,51	6,52	27,45
4	29	32	6,62	6,61	29,45
5	29	33	5,51	6,38	30,13

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível: Força iônica proporcionada pelo íon Al-a			Argila: Caulinita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	29	32	6,02	6,05	696,2
2	29	31	6,11	6,12	697,2
3	29	30	6,19	6,22	693,4
4	29	31	6,34	6,37	694,6
5	29	31	6,45	6,55	698,7

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível: Força iônica proporcionada pelo íon Al-b			Argila: Caulinita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	30	32	6,25	6,41	1171
2	29	32	6,45	6,34	1163,1
3	31	33	6,49	6,26	1212,1
4	30	34	6,36	6,21	1341,2
5	32	33	6,35	6,42	1101,2

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível: Força iônica proporcionada pela água			Argila: Caulinita		
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	29,8	32,9	6,001	6,657	1345,3
2	29,5	33,1	6,601	6,542	1410,4
3	29,8	32,9	6,654	6,429	1458,7
4	29,4	32	6,158	6,491	1469,2
5	30,1	32,8	6,752	6,466	1692,8

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível:	Força iônica proporcionada pelo íon Na		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	30	29	6,52	6,51	734,6
2	29	30	6,41	6,41	856,7
3	29	30	6,31	6,3	845,6
4	29	31	6,28	6,43	945,6
5	30,7	31,5	6,22	6,33	976,8

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível:	Força iônica proporcionada pelo íon Ca		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (mS cm^{-1})
1	31	32	6,27	6,31	37,18
2	30	32	6,49	6,23	37,21
3	30	33	6,45	6,49	35,37
4	31	33	6,56	6,39	35,98
5	31	32	6,45	6,45	36,23

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível:	Força iônica proporcionada pelo íon Al-a		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	28,5	32	5,82	6,65	802,8
2	29	33	6,64	6,72	800,4
3	31	33	6,46	6,12	756,1
4	31	32	6,12	6,24	761,9
5	31	32,5	6,12	6,35	800,5

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível:	Força iônica proporcionada pelo íon Al-b		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	32	32	6,69	6,01	1600,1
2	29	33	6,33	6,35	1591,7
3	30	33	6,05	6,45	1534,8
4	29	33	6,51	6,69	1536,6
5	29	32	6,70	6,69	1543,7

Tratamento: Análise do efeito da força iônica proporcionada por diferentes íons					
Nível:	Força iônica proporcionada pela água		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (mS cm^{-1})
1	29,9	30,1	6,243	6,127	6,635
2	29,3	32,8	5,895	6,128	6,638
3	29,2	31,9	6,279	6,698	6,574
4	29,3	32,2	5,855	6,245	6,061
5	32,2	32,8	6,513	6,574	6,634

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:		pH-1 = 5		Argila:		Caulinita
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS/cm)	
1	28,9	32,2	5,024	5,176	1684,5	
2	28,9	33,1	5,075	5,789	1691,2	
3	28,5	33,1	5,423	5,698	1762,5	
4	31,5	33,2	5,587	5,766	1780,6	
5	30,1	33,4	5,029	5,005	1847,4	

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:		pH-2 = 6		Argila:		Caulinita
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)	
1	29,8	32,9	6,001	6,657	1345,3	
2	29,5	33,1	6,601	6,542	1410,4	
3	29,8	32,9	6,654	6,429	1458,7	
4	29,4	32	6,158	6,491	1469,2	
5	30,1	32,8	6,752	6,466	1692,8	

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:		pH-3 = 7		Argila:		Caulinita
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)	
1	29,3	33,5	7,304	7,035	1210,1	
2	29,8	33,1	7,588	7,321	1207,6	
3	31,7	32,5	7,001	7,169	1159,9	
4	28,9	32,8	7,494	7,595	1160,4	
5	29,8	32,8	7,664	7,745	1234,2	

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:		pH-4 = 8		Argila:		Caulinita
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)	
1	29,3	32,6	8,173	8,245	930,3	
2	29,1	32,8	8,205	8,299	940,1	
3	29,3	32,8	8,154	8,316	941,1	
4	29,7	33,4	8,254	8,334	944,2	
5	31,3	32,5	8,297	8,298	965,3	

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:		pH-1 = 5		Argila:		Montmorilonita
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)	
1	30,5	33,1	5,526	5,124	872,4	
2	29,1	33,1	5,125	5,135	945,1	
3	29,5	32,8	5,56	5,009	1007,1	
4	26,1	32,3	5,98	5,88	1056,9	
5	29,5	32,4	4,98	5,915	1150,3	

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:	pH-2 = 6		Argila:		Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (mS cm ⁻¹)	
1	32	32	6,87	6,26	31,81	
2	31	32	6,35	6,98	32,8	
3	29	32	6,35	6,35	30,84	
4	31	32	6,38	6,42	30,7	
5	31	33	6,68	6,62	29,43	

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:	pH-3 = 7		Argila:		Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (mS cm ⁻¹)	
1	32	33	7,31	7,58	2,47	
2	31	33	7,41	7,68	2,452	
3	31	33	7,28	7,28	3,43	
4	31	34	7,45	7,41	3,45	
5	30,4	32,6	7,001	7,914	3,34	

Tratamento:		Análise do efeito do pH				
Nível:	pH-4 = 8		Argila:		Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (mS cm ⁻¹)	
1	27,9	31,3	8,858	8,743	4,38	
2	28,5	32,1	8,917	8,712	4,415	
3	30,6	32,6	7,852	7,501	4,541	
4	28,2	32	8,888	8,894	4,561	
5	31,1	32,7	8,679	7,658	4,453	

Tratamento:		Análise do efeito da concentração de partículas				
Nível:	Concentração 1		Argila:		Caulinita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)	
1	29,8	32,9	6,001	6,657	1345,3	
2	29,5	33,1	6,601	6,542	1410,4	
3	29,8	32,9	6,654	6,429	1458,7	
4	29,4	32	6,158	6,491	1469,2	
5	30,1	32,8	6,752	6,466	1692,8	

Tratamento:		Análise do efeito da concentração de partículas				
Nível:	Concentração 2		Argila:		Caulinita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)	
1	28,5	29,7	6,014	6,024	743,4	
2	29,7	29,7	6,671	6,024	732,4	
3	29,7	29,7	6,671	6,671	732,4	
4	28,7	29,3	6,08	6,022	759,7	
5	29,2	29,3	6,022	6,034	795,7	

Tratamento: Análise do efeito da concentração de partículas					
Nível:	Concentração 3		Argila:	Caulinita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)
1	28,7	28,9	6,005	6,351	649,7
2	27,9	28,8	6,213	6,012	729,4
3	26,4	29	6,202	6021	790,1
4	27,8	28,1	6345	6341	820,1
5	28,2	28,1	6234	6021	854,3

Tratamento: Análise do efeito da concentração de partículas					
Nível:	Concentração 4		Argila:	Caulinita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)
1	20	22,1	6,014	6,052	817,1
2	21,2	25,1	6,152	6,259	834,3
3	22,8	24,8	6,241	6,368	869,9
4	26,2	26,9	6,698	6,612	952,8
5	26,5	27,1	6,069	6,008	985,6

Tratamento: Análise do efeito da concentração de partículas					
Nível:	Concentração 1		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)
1	29,9	30,1	6,243	6,127	6,635
2	29,3	32,8	5,895	6,128	6,638
3	29,2	31,9	6,279	6,698	6,574
4	29,3	32,2	5,855	6,245	6,061
5	32,2	32,8	6,513	6,574	6,634

Tratamento: Análise do efeito da concentração de partículas					
Nível:	Concentração 2		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)
1	28,1	29,5	6,015	6,475	885,2
2	25,1	29,5	6,021	6,071	947,6
3	25	29,1	6,045	6,002	961,6
4	25,4	28,9	6,004	6,413	1035,3
5	24,9	29,7	6,283	6,201	1094,5

Tratamento: Análise do efeito da concentração de partículas					
Nível:	Concentração 3		Argila:	Montmorilonita	
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE (µS cm ⁻¹)
1	25,1	30,1	6,008	6,343	747,4
2	24,1	26,8	6,054	6,184	766,9
3	26	29,1	6,007	6,029	834,6
4	25,1	30,5	6,012	6,123	865,4
5	28	29,8	6,001	6,255	985,2

Tratamento:		Análise do efeito da concentração de partículas				
Nível:		Concentração 4		Argila:		Montmorillonita
Nº do dia	Temperatura 1 (°C)	Temperatura 2 (°C)	1ª pH	2ª pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
1	26,1	27,8	6,598	6,004	762,5	
2	26,7	26,2	6,025	6,124	816,9	
3	26,7	28,4	6,423	6,245	833,3	
4	23,8	26,2	6,234	6,245	858,8	
5	24,5	27,8	6,145	6,321	796,4	