

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

TÚLIO SALATIEL CINTRA

TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA CLARA DE EDIFÍCIO COMERCIAL POR
FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO PARA REÚSO EM DESCARGAS DE BACIAS
SANITÁRIAS

CURITIBA

2019

TÚLIO SALATIEL CINTRA

TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA CLARA DE EDIFÍCIO COMERCIAL POR
FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO PARA REÚSO EM DESCARGAS DE BACIAS
SANITÁRIAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do
Departamento de Hidráulica e Saneamento, Setor de
Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, como
requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Orientador: Prof. Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare

CURITIBA

2019

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

C575t Cintra, Túlio Salatiel

Tratamento de água cinza clara de edifício comercial por flotação por ar dissolvido para reúso em descargas de bacias sanitárias [recurso eletrônico] / Túlio Salatiel Cintra, 2019.

Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Departamento de Hidráulica e Saneamento, Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná

Orientador: Prof. Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare

1. Água – controle de qualidade. 2. Água – purificação - Flotação por ar dissolvido. I. Universidade Federal do Paraná. II. Etchepare, Ramiro Gonçalves. III. Título.

CDD 519.7

Bibliotecária: Vilma Machado CRB9/1563



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA DE
RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL - 40001016021P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **TÚLIO SALATIEL CINTRA** intitulada: **TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA CLARA DE EDIFÍCIO COMERCIAL POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO PARA REUSO EM DESCARGAS DE BACIAS SANITÁRIAS**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 25 de Fevereiro de 2019.

RAMIRO GONCALVES ETCHEPARE

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

DANIEL COSTA DOS SANTOS

Avaliador Interno (UFPR)

VIA SKYPE

RAFAEL NEWTON ZANETI

Avaliador Externo (DMAE - POA)

MIGUEL MANSUR AISSE

Avaliador Interno (UFPR)

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guardar diariamente, me conceder saúde e ter me abençoado com uma família maravilhosa.

Aos meus pais, Aldo Salatiel da Silva e Keila Meir Cintra Salatiel, pelo imensurável apoio e incentivo em todos os momentos da minha vida. Vocês são um exemplo para mim e devo todas minhas conquistas a vocês!

Ao meu orientador Ramiro Gonçalves Etchepare, pela orientação, aprendizado, confiança, dedicação, amizade, e por impulsionar meu crescimento técnico, profissional e pessoal nesses dois anos. Tenho orgulho e vou honrar esse posto de “1º orientando” do Etchepare, R. G.

À minha irmã e meu irmão, avôs e avós, primos e primas, tios e tias e demais familiares e amigos que incentivaram e apoiaram, mesmo à distância, para alcançar êxito nesse projeto. Não poderia deixar de fazer uma menção especial à minha parceira, Jéssica Martins de Souza, incentivadora e companheira em todos os momentos.

Ao PPGERHA, DHS e Universidade Federal do Paraná, pela infraestrutura e oportunidade de obter o título de Mestre em Engenharia e à CAPES pelo apoio financeiro.

Ao Adriano Monteiro e todo o pessoal do edifício Mariano Torres 729 e Vivante, por cederem amostras de água para a pesquisa.

As amigas e colegas, Jéssica Schner e Gabrielle Ramos, por toda a ajuda e colaboração nos ensaios.

Aos companheiros do LABEAM e LAPSAN, em especial a Luciane Prado, por todo comprometimento e auxílio nas atividades laboratoriais.

Aos membros componentes da banca, Daniel Costa dos Santos, Miguel Mansur Aisse e Rafael Zaneti.

À SANEPAR, pelo fornecimento de materiais e conserto de aparelho que foram necessários nesse estudo.

À empresa Buschle & Lepper S.A., por ceder produtos químicos para a realização desse estudo.

Ao professor Rilton Alves de Freitas, do Departamento de Química, por ceder o equipamento para as análises de tensão superficial.

Ao Alex Rodrigues, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelo auxílio na montagem dos equipamentos.

A todos os professores e colegas da Universidade Federal de Goiás e *University of Wollongong*, pelos conhecimentos adquiridos na graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Ao colombiano Hugo Sarmiento, ao brasileiro João Ponciano e ao moçambicano Kenedy Silvério, companheiros de lanches, almoços, jantas e lazer.

A todos os alunos, colaboradores e professores do PPGERHA que, de forma direta ou indiretamente, colaboraram com essa pesquisa.

A todos os professores e conselheiros que passaram na minha vida, por repassar o seu conhecimento.

MUITO OBRIGADO!

RESUMO

Águas cinzas são efluentes domésticos que excluem as contribuições de bacias sanitárias. Dentre os diferentes processos de tratamento de água cinza que podem ser empregados, a Flotação por Ar Dissolvido (FAD), apesar do elevado potencial, ainda não foi investigada com aprofundamento. Portanto, a presente pesquisa consistiu na caracterização de uma água cinza clara proveniente de edifício comercial e o seu tratamento por FAD, em escala de laboratório. Foram empregados diferentes agentes coagulantes, em diferentes condições de processo, nos processos de sedimentação e FAD, além da taxa de reciclo, da pressão de saturação e da tensão superficial da água na FAD. Para disponibilizar uma água tratada que atenda os padrões de qualidade de legislações para o reúso em descarga de bacias sanitárias, foi avaliada a filtração em areia e a desinfecção com cloro. A água cinza avaliada apresentou uma baixa concentração de matéria orgânica (DQO = 36 mg.L⁻¹; DBO = 32 mg.L⁻¹), baixa concentração de sólidos suspensos (SST = 20 mg.L⁻¹; turbidez = 18 UNT) e baixa densidade de microrganismos (coliformes termotolerantes = 17 NMP.100mL⁻¹) quando comparada com efluentes semelhantes. Os resultados da otimização do processo de sedimentação da água cinza indicaram o emprego de sulfato de alumínio em pH 7,0 e 40 mg.L⁻¹ (turbidez residual = 4,5 UNT), cloreto férrico em pH 5,5 e 60 mg.L⁻¹ (turbidez residual = 3,8 UNT) ou PAC em pH 7,0 e 20 mg.L⁻¹ (turbidez residual = 2,9 UNT), para o atendimento da meta técnica estabelecida de 5 UNT; e associação de PAC com 20 mg.L⁻¹ com polímero aniônico com 0,25 mg.L⁻¹. A avaliação dos parâmetros da FAD indicou que: i) o emprego de baixas pressões de saturação (< 3 bar) não resulta em queda na eficiência de remoção de turbidez; ii) taxas de reciclo a partir de 10% resultam em melhores condições de clarificação da água cinza; e iii) água com menores valores de tensão superficial resultam em maiores eficiências de remoção de turbidez; e iv) aplicação de cloreto férrico em pH 5,5 e 20 mg.L⁻¹ resulta em maiores eficiências de remoção de turbidez da água cinza. A água disponibilizada pela FAD, nas condições otimizadas, consegue atender os padrões de sólidos suspensos e matéria orgânica das legislações que tratam sobre o reúso de água em descarga de bacias sanitárias, necessitando de uma etapa posterior de remoção de microrganismos para se enquadrar nos padrões das legislações com valores mais restritivos. Os processos de filtração e cloração, resultaram na obtenção de uma água mais clarificada (turbidez residual = 0,3 UNT) e na remoção completa de coliformes termotolerantes, possibilitando o atendimento dos padrões de qualidade de água cinza

para o reúso em bacias sanitárias. A avaliação dos parâmetros de qualidade de água cinza, com base em estudos e em legislações de outros países, para o reúso em descarga de bacias sanitárias embasou a indicação de padrões para discussões técnicas futuras. A faixa de valores indicados como mais apropriados para a realidade brasileira foram: pH de 5,0 a 9,5; turbidez < 5 UNT, DQO < 100 mg.L⁻¹ e coliformes termotolerantes < 10³ NMP.100mL⁻¹. Assim, os resultados obtidos nessa dissertação permitem indicar que a FAD possui elevado potencial de aplicação no tratamento e reúso de águas cinzas claras para descargas de bacias sanitárias, podendo, em alguns casos, dispensar as etapas de filtração e desinfecção, para o atendimento dos padrões de qualidade de algumas legislações que tratam do reúso em bacias sanitárias.

Palavras-chave: *Jartest*. *Flotatest*. Filtração. Desinfecção. Tratamento físico-químico.

Parâmetros de reúso.

ABSTRACT

Greywater is domestic wastewater excluding toilet waste. From a range of different processes to treat greywater, Dissolved Air Flotation (DAF), despite its high potential, it has not yet been investigated. Therefore, this research consisted of characterization of light greywater from a commercial building and its treatment by DAF, in bench scale. Different coagulants were applied in different process conditions for sedimentation and DAF processes, additionally to the specific DAF operational parameters such as recycle rate, saturation pressure and water surface tension. In order to provide water that meets quality standards of specific regulations for greywater reuse in toilet flushing, sand filtration and chlorine disinfection were investigated. Greywater characterization showed a low organic concentration ($\text{COD} = 36 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{BOD} = 32 \text{ mg.L}^{-1}$) low suspended solids concentration ($\text{TSS} = 20 \text{ mg.L}^{-1}$; turbidity = 18 NTU) and low density of pathogenic microorganisms (thermotolerant coliforms = 17 MPM.100mL⁻¹) compared to other similar effluents. Results from the optimization of the sedimentation process indicated the use of aluminum sulphate at pH 7.0 and 40 mg.L⁻¹ (residual turbidity = 4.5 NTU), ferric chloride at pH 5.5 and 60 mg.L⁻¹ (residual turbidity = 3.8 NTU) and PAC at pH 7.0 and 20 mg.L⁻¹ (residual turbidity = 2.9 NTU), to meet the defined technical target of 5 NTU; and 20 mg.L⁻¹ and 0.25 mg.L⁻¹ of PAC and anionic polymer, respectively. The evaluation of DAF operational parameters indicated that: i) the use of low saturation pressures (< 3 bar) does not result in decreasing in turbidity removal efficiency; ii) recycle rates from 10% result in better greywater clarification; iii) water with lower values of surface tension results in greater turbidity removal efficiencies; and iv) application of ferric chloride at pH 5.5 and 20 mg.L⁻¹ results in greater turbidity removal efficiencies of greywater. Greywater generated by DAF, under optimized conditions, meets suspended solids (turbidity and TSS) and organic matter (COD) standards of all regulations about greywater reuse in toilet flushing, requiring additional pathogenic microorganisms removal process, to meet standards of the most restrictive regulations. Sand filtration and chlorination processes generated more clarified greywater (residual turbidity = 0.3 NTU) and complete removal of thermotolerant coliforms, making it possible to meet greywater quality standards for toilet flushing reuse. Analyzing the range of greywater quality standards, from the regulations of other countries, for toilet flushing reuse and arguing of the most appropriate standards for the Brazilian conditions, in order to guarantee an acceptable risk and to promote the reuse experience, indicated for future technical discussions values of: pH 5.0 to 9.5, turbidity < 5 NTU, COD < 100

mg.L⁻¹ and thermotolerant coliforms < 10³ MPM.100mL⁻¹. Thus, results generated in this study allow to state that DAF has a high potential of application in treatment systems to provide treated greywater for toilet flushing, and may, depending on some cases, exempt filtration and disinfection process to meet quality standards for greywater reuse in toilet flushing.

Keywords: Jartest. Flotatest. Filtration. Disinfection. Physical-chemical treatment. Reuse standards.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Fontes de lançamento e caracterização do efluente em um ambiente residencial.....	22
FIGURA 2 - Fluxograma do tratamento da água cinza avaliada no estudo.....	36
FIGURA 3 - Esquema representativo das camadas e potenciais elétricos de uma partícula no líquido.....	38
FIGURA 4 - Diagrama de espécies para o alumínio.....	39
FIGURA 5 - Diagrama de espécies para o ferro.....	39
FIGURA 6 - Diagrama de espécies para o alumínio.....	40
FIGURA 7 - Diagrama de solubilidade para o ferro.....	40
FIGURA 8 - Esquemas de floculação: a) Pericínética (Microfloculação) e b) Ortocínética (Macrofloculação).....	43
FIGURA 9 - Esquema da sequência do mecanismo de sensibilização (coagulação seguida de floculação) mostrando os processos de: (a) desestabilização das partículas, (b) adição dos polímeros na floculação, e (c) formação dos flocos através de pontes químicas.....	44
FIGURA 10 - Figura esquemática do sedimentador retangular.....	46
FIGURA 11 - Figura esquemática do sedimentador de placas paralelas.....	47
FIGURA 12 - Desenho esquemático dos mecanismos de a) borbulhamento de ar em vaso saturador em escala de bancada e b) injeção de ar em BCM.....	49
FIGURA 13 - Esquema de um constritor de fluxo do tipo: a) venturi, b) nozzle e c) válvula agulha.....	50
FIGURA 14 - Nucleação e crescimento de uma bolha na superfície de uma partícula.....	51
FIGURA 15 - Sequência dos mecanismos de interação bolhas-partículas.....	53
FIGURA 16 - Curva de inativação dos microrganismos com a concentração de cloro aplicada.....	58
FIGURA 17 - Gráfico do gradiente de velocidade em função da rotação do equipamento de jarrest.....	62
FIGURA 18 - Equipamento com os dispositivos de aplicação de reagentes e coleta de efluentes.....	63
FIGURA 19 - Foto dos a) jarros de flotação e b) canais de distribuição.....	64
FIGURA 20 - Foto a) da câmara de saturação e b) do compressor de ar.....	65
FIGURA 21 - Válvula agulha utilizada na saída da câmara de saturação.....	65
FIGURA 22 - a) Filtros acoplados ao equipamento de <i>Flotatest</i> e b) detalhe do ponto de coleta.....	66
FIGURA 23 - Desenho esquemático e fluxograma da ETAC fornecida pela ALFAMEC.....	68
FIGURA 24 - Fotografia da ETAC com os equipamentos.....	68

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito do pH de coagulação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e sulfato de alumínio com 80 mg.L^{-1}	82
GRÁFICO 2 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito do pH de coagulação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e cloreto férrico com 76 mg.L^{-1}	83
GRÁFICO 3 - Processo de coagulação-sedimentação: efeito do pH de coagulação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e PAC com 90 mg.L^{-1}	83
GRÁFICO 4 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e sulfato de alumínio com pH 7,0.	85
GRÁFICO 5 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e cloreto férrico com pH 5,5.	86
GRÁFICO 6 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e PAC com pH 7,0.....	86
GRÁFICO 7 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e sulfato de alumínio com pH 7,0.	87
GRÁFICO 8 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e cloreto férrico com pH 5,5.	88
GRÁFICO 9 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e PAC com pH 7,0.....	88
GRÁFICO 10 - Efeito da pressão de saturação na FAD de água cinza. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; PAC com 20 mg.L^{-1} e pH 7,0; taxa de reciclo de 20% e tensão superficial de $72,8 \text{ mN.m}^{-1}$	90
GRÁFICO 11 - Efeito da taxa de reciclo na FAD de água cinza. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; PAC com 20 mg.L^{-1} e pH 7,0; pressão de saturação de 3 bar e tensão superficial de $72,8 \text{ mN.m}^{-1}$	91
GRÁFICO 12 - Otimização dos parâmetros operacionais da FAD utilizando água DI ($72,8 \text{ mN.m}^{-1}$) na saturação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600$	

s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; cloreto férrico com 20 mg.L ⁻¹ e pH 5,5.....	92
GRÁFICO 13 - Otimização dos parâmetros operacionais da FAD utilizando água cinza (61,6 mN.m ⁻¹) na saturação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; cloreto férrico com 20 mg.L ⁻¹ e pH 5,5.....	92
GRÁFICO 14 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de 61,6 mN.m ⁻¹ ; sulfato de alumínio com pH 7,0... 95	95
GRÁFICO 15 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de 61,6 mN.m ⁻¹ ; cloreto férrico com pH 5,5.....	95
GRÁFICO 16 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de 61,6 mN.m ⁻¹ ; PAC com pH 7,0.....	96
GRÁFICO 17 - Processo de coagulação-floculação-FAD: associação de coagulantes com floculantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de 61,6 mN.m ⁻¹ ; sulfato de alumínio com pH 7,0... 97	97
GRÁFICO 18 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de 61,6 mN.m ⁻¹ ; cloreto férrico com pH 5,5.....	98
GRÁFICO 19 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de 61,6 mN.m ⁻¹ ; PAC com pH 7,0.....	98
GRÁFICO 20 - Processo de coagulação-floculação-FAD-filtração. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; 20 min de filtração; cloreto férrico com 20 mg.L ⁻¹ e pH 5,5; pressão de saturação de 2,5 bar, taxa de reciclo de 15%, tensão superficial de 61,9 mN.m ⁻¹	101
GRÁFICO 21 - Processo de coagulação-floculação-FAD-filtração-cloração: remoção de coliformes termotolerantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com G = 600 s ⁻¹ ; 5 min de mistura lenta com G = 50 s ⁻¹ ; 5 min de flotação; 20 min de filtração; 30 min de cloração com G = 50 s ⁻¹ ; cloreto férrico com 20 mg.L ⁻¹ e pH 5,5; pressão de saturação de 2,5 bar, taxa de reciclo de 15%, tensão superficial de 61,9 mN.m ⁻¹	103

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Tabela das características quantitativas de uso de água em residências em diferentes países.....	23
TABELA 2 - Tabela das características quantitativas de uso de água em edifícios.	24
TABELA 3 - Características físicas, químicas e microbiológicas de água cinza de diferentes estudos.	25
TABELA 4 - Características de águas cinzas de edifícios comerciais.....	27
TABELA 5 - Valores dos principais parâmetros presentes em legislações de alguns países sobre o reúso de água na descarga de bacias sanitárias.....	32
TABELA 6 - Valores dos parâmetros de reúso de efluentes presentes na NBR 13.969 (1997) e ANA (2005).	32
TABELA 7 - Resumo de algumas pesquisas que avaliaram técnicas de tratamento de água cinza nos últimos 2 anos.....	35
TABELA 8 - Reagentes utilizados e características físico-químicas.....	60
TABELA 9 - Concentração de cada reagente.	61
TABELA 10 - Parâmetro, método e referência.....	70
TABELA 11 - Coagulante, concentração e faixa de ph aplicados.....	72
TABELA 12 - Parâmetros operacionais e valores avaliados nos ensaios de FAD.	74
TABELA 13 - Caracterização da água cinza clara bruta.....	78
TABELA 14 - Pesquisas que avaliaram a aplicação de coagulantes no tratamento de água cinza.....	85
TABELA 15 - Caracterização da água cinza bruta, após a FAD e filtração em areia.	106
TABELA 16 - Caracterização da água cinza bruta, após a cloração e a água tratada pela ETAC do edifício.	107
TABELA 17 - Comparação dos valores de qualidade discutidos nesse estudo e valores de parâmetros de água cinza tratada disponibilizada por alguns estudos.....	112

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVIATURAS

atm – Atmosfera

BCM – Bombas Centrífugas Multifásicas

d – Dia

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DI – Deionizada

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETAC – Estação de Tratamento de Água Cinza

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

EUA – Estados Unidos da América

FAD – Flotação por ar dissolvido

G – Gradiente de velocidade

h – Hora

hab – Habitante

L – Litro

LEED – *Leadership in Energy and Environmental Design*

log – logaritmo

MB – Microbolhas

mg – miligrama

min – minuto

N – Newton

NB – Nanobolhas

NBR – Norma Brasileira

NMP – Número Mais Provável

N_t – Nitrogênio Total

P.A. – Para Análise

PA – Polímero aniônico

PAC – Policloreto de Alumínio

PC – Polímero catiônico

pH – Potencial Hidrogeniônico

P_t – Fósforo Total

s – segundo

SDT – Sólidos Dissuolvidos Totais

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

UASB – *Up-flow Anaerobic Sludge Blanket*

UNT – Unidades Nefelométricas de Turbidez

USGBC – *United States Green Building Council*

UV – Ultravioleta

W – Watts

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	20
2.1	OBJETIVO GERAL	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1	CONSERVAÇÃO DE ÁGUA	21
3.2	ÁGUA CINZA.....	21
3.2.1	Reúso de água	27
3.2.2	Certificações Ambientais.....	28
3.2.3	Legislações Sobre o Reúso	29
3.3	TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA.....	33
3.3.1	Processos Físico-químicos de Tratamento.....	36
3.3.1.1	Fluxograma do Tratamento Físico-químico	36
3.3.1.2	Coagulação	37
3.3.1.3	Floculação.....	42
3.3.1.4	Sedimentação.....	45
3.3.1.5	Flotação por Ar Dissolvido (FAD).....	47
3.3.1.6	Filtração em Areia	54
3.3.1.7	Desinfecção via Cloração	55
3.3.2	Lodo do Tratamento Físico-químico	58
4	MATERIAIS E MÉTODOS	60
4.1	MATERIAIS.....	60
4.1.1	Reagentes.....	60
4.1.2	Material Filtrante	61
4.1.3	Equipamentos	61
4.1.3.1	<i>Jartest</i>	61

4.1.3.2	<i>Flotatest</i>	63
4.1.4	Filtração em Bancada	66
4.2	MÉTODOS	67
4.2.1	Características do Edifício Comercial Provedor de Água Cinza.....	67
4.2.2	Caracterização Qualitativa da Água cinza.....	69
4.2.3	Processo de Tratamento Físico-Químico.....	70
4.2.3.1	Ensaio de Coagulação-Floculação-Sedimentação.....	71
4.2.3.2	Ensaio de Coagulação-Floculação-Flotação	73
4.2.3.3	Ensaio de Coagulação-Floculação-Flotação-Filtração.....	75
4.2.3.3	Ensaio de Coagulação-Floculação-Flotação-Filtração-Cloração	76
4.2.4	Estimativa de Produção de Lodo	76
4.3	ANÁLISE E DISCUSSÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA CINZA PARA REÚSO EM DESCARGA DE BACIAS SANITÁRIAS NO CONTEXTO BRASILEIRO	77
5	RESULTADOS	78
5.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA BRUTA	78
5.2	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO	81
5.2.1	Avaliação do Efeito do pH de Coagulação.....	81
5.2.2	Avaliação do Efeito da Concentração dos Coagulantes	83
5.2.3	Associação de Coagulantes com Floculantes	86
5.3	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-FLOTAÇÃO	89
5.3.1	Efeito da Pressão de Saturação	89
5.3.2	Efeito da Taxa de Reciclo.....	90
5.3.3	Otimização dos Parâmetros Operacionais do Processo de FAD	91
5.3.4	Otimização da Concentração dos Coagulantes.....	93
5.3.5	Associação de Coagulantes com Floculantes	96
5.3.6	Estimativa de Produção de Lodo na FAD	99

5.4	ENSAIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA VIA PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS, FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO	100
5.4.1	Filtração	100
5.4.2	Desinfecção via Cloração	101
5.5	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA TRATADA	105
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	108
7	CONCLUSÕES	113
8	TRABALHOS FUTUROS	115
9	PRODUÇÃO CIENTÍFICA ASSOCIADA À DISSERTAÇÃO	116
	REFERÊNCIAS	117
	ANEXO 1	134
	ANEXO 2	135
	ANEXO 3	136
	ANEXO 4	137
	ANEXO 5	138
	ANEXO 6	139
	ANEXO 7	140
	ANEXO 8	141
	ANEXO 9	142

1 INTRODUÇÃO

A quantidade de água disponível para consumo está se tornando escassa e sua qualidade onerosa. O crescimento populacional, as mudanças climáticas e o desenvolvimento industrial rápido são razões para a escassez de fontes de água e aumento da demanda (OMS, 2015). Nesse contexto, emerge a necessidade de promover o uso sustentável da água através da adoção de medidas de conservação, como o uso racional (redução de perdas no sistema hidro-sanitário e uso consciente da água, por exemplo) e/ou o uso de fontes alternativas de água (reúso e reciclagem de água cinza e água da chuva, por exemplo) (ONU, 1992). Essas práticas resultam em benefícios como a sustentabilidade na gestão e proteção dos recursos de água, melhoria na qualidade das águas superficiais, economias no tratamento de esgoto, aumento nos níveis de vazão de corpos hídricos e melhoria na autonomia de uma região (ANGELAKIS; BONTOUX, 2001).

Na busca por soluções que aumentem a oferta de água, uma fonte potencial de água de reúso são as águas cinzas, que provém de chuveiros, banheiras, lavatórios, pias de cozinha e máquinas de lavar, nas edificações. Embora o uso desse efluente possa ser uma alternativa viável, a água pode apresentar elementos patogênicos e poluentes, por isso é recomendado o tratamento prévio desse efluente para atender alguns padrões de reutilização que garantam a segurança dos usuários, meio ambiente e equipamentos sanitários. No entanto, o Brasil não possui legislação específica que trate sobre o tratamento e critérios de qualidade de água cinza para o reúso, o que entre outros fatores, inibe a prática de reutilização destas águas (HESPANHOL, 2003; BOYJOO *et al.*, 2013; MAIMON; GROSS, 2018).

Uma variedade de processos de tratamento de água cinza tem sido estudada e aplicada nas últimas décadas e que resultam em água adequada para o reúso, sendo que, tais processos podem ser classificados como físicos, químicos e biológicos ou até mesmo a combinação deles. Uma alternativa que tem sido vastamente estudada nos últimos anos, é o processo biológico envolvendo *wetlands* construídas. Porém, esse processo de tratamento demanda grandes áreas, dificultando sua aplicação em edifícios comerciais, devido a limitação de espaços para implantação desse processo em tais edificações. Nessa circunstância, o tratamento de água cinza por processos físico-químicos, envolvendo

etapas de coagulação, floculação, clarificação e desinfecção do efluente, é uma alternativa que resulta em sistemas mais compactos, quando comparados com processos biológicos, minimizando os impasses relativos a ocupação de área para instalação do sistema de tratamento (GROSS *et al.*, 2007; PIDOU *et al.*, 2007; LI *et al.*, 2009).

Os processos físico-químicos mais utilizados, e que tem sido amplamente avaliados no tratamento de água cinza, envolvem a coagulação, floculação e sedimentação como etapa de clarificação do líquido, devido principalmente a facilidade e menor complexidade de operação do sistema. Contudo, uma alternativa que resulta em melhores eficiências de remoção de alguns poluentes, menor consumo de produtos químicos, maior taxa de aplicação superficial e menor tempo de detenção do que processos convencionais de tratamento, como aqueles que incluem a sedimentação como etapa de clarificação, é a flotação por ar dissolvido (FAD) (RUBIO *et al.*, 2007; EDZWALD, 2010).

Muitas pesquisas nas últimas décadas têm avaliado a FAD no tratamento de água, esgoto e efluentes industriais. Contudo, nenhuma pesquisa analisou com aprofundamento a etapa de clarificação por FAD no tratamento de água cinza clara real, proveniente de edifícios comerciais. Sendo assim, pouco é conhecido sobre os processos físico-químicos que utilizam a FAD no tratamento de água cinza clara. Na literatura, é reportado que a FAD tem elevado potencial de clarificação de líquidos devido a elevada remoção de partículas coloidais e sólidas. Para preencher essa lacuna, esse trabalho investigou a caracterização e o tratamento de água cinza clara, de um edifício comercial, por FAD como etapa de clarificação, para fins de reúso em descarga de bacias sanitárias.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O trabalho tem como objetivo geral aplicar e aperfeiçoar o tratamento de água cinza clara proveniente de um edifício comercial por FAD, visando o reúso em descargas de bacias sanitárias.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos são:

- Caracterizar a água cinza bruta e tratada pelo processo proposto, analisando parâmetros físicos, químicos e microbiológicos;
- Avaliar a aplicação de diferentes produtos químicos (coagulantes e floculantes) nos processos de sedimentação e FAD, e a influência da pressão de saturação, taxa de reciclo, tensão superficial da água e produção de lodo na FAD;
- Aplicar os processos de filtração em areia e desinfecção com cloro para atender os valores de parâmetros de qualidade de legislações específicas sobre o reúso de água em bacias sanitárias;
- Avaliar parâmetros de qualidade de legislações de outros países sobre o reúso de água para descarga de bacias sanitárias para embasar a discussão de padrões apropriados à realidade brasileira.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CONSERVAÇÃO DE ÁGUA

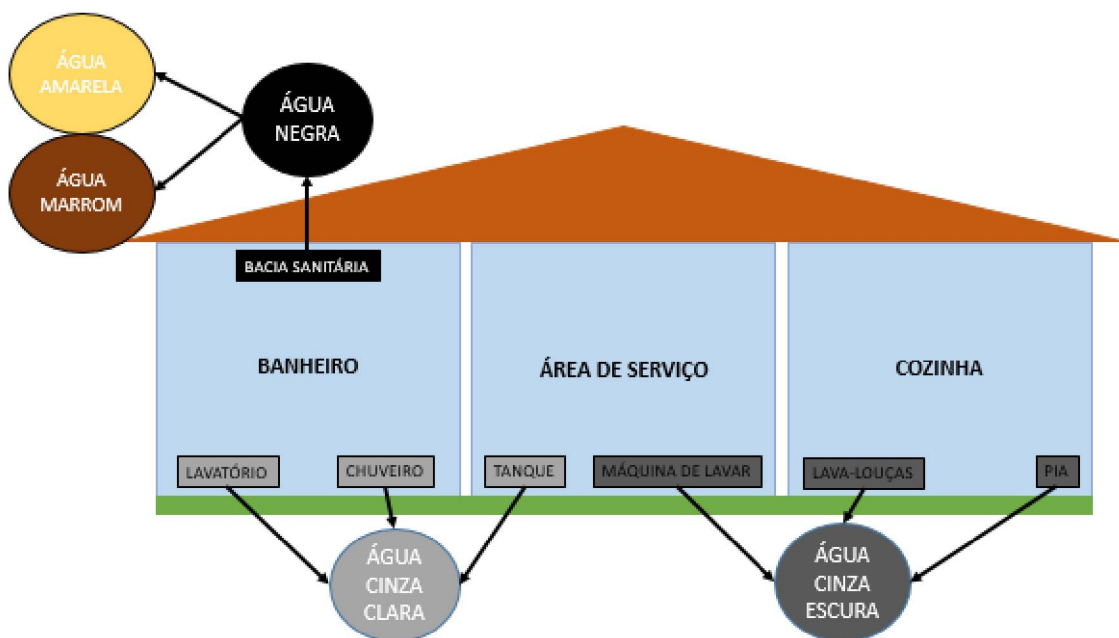
Conservação de água pode ser entendido como um conjunto de ações que objetivam a economia e o uso racional da água e previna a poluição desse recurso natural. Nesse contexto, é imprescindível a mudança na relação de exploração dos recursos hídricos por parte dos seres humanos, de modo a promover o uso sustentável e garantir o atendimento da crescente demanda de água atualmente (WUCB, 1999; SANTOS, 2002; TSUTIYA, 2004). Para tanto, diversos documentos foram elaborados, no Brasil e no mundo, enunciando recomendações para promover a prática de conservação de água. No contexto brasileiro, os principais documentos, que apresentaram orientações para ações de conservação de água, foram o Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (BRASIL, 1998), o Programa de Uso Racional da Água – PURA (SABESP, 1996) e o manual de “Conservação e Reúso da água em edificações” (BRASIL, 2005a). No cenário mundial, a Agenda 21 no Capítulo 18 (intitulado de “Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos”) apresenta uma série de programas orientados para a promoção da sustentabilidade da água.

A promoção do uso sustentável de água a partir da adoção de medidas de conservação pode ser alcançada, principalmente, por ações visando o uso racional e o uso de fontes alternativas de água. O uso racional da água objetiva combater o desperdício quantitativo, com enfoque no atendimento da demanda desse recurso, através da adoção de medidas como a educação ambiental dos usuários, a detecção e reparação de perdas no sistema predial, a priorização do uso de aparelhos hidro-sanitários que resultam em maior economia de água, o incentivo à adoção de medição individualizada e o estabelecimento de cobranças que visam inibir o desperdício. O uso de fontes alternativas visa utilizar fontes diferentes àquelas normalmente empregadas nas edificações, como a água potável, objetivando aumentar a oferta de água no local. As principais fontes alternativas de água são as águas cinzas, as águas de chuva, a dessalinização de água, as águas subterrâneas, as águas minerais, as águas distribuídas em caminhões-pipas e o esgoto sanitário (SANTOS, 2002; PIDOU *et al.*, 2008; ARAÚJO, 2013).

3.2 ÁGUA CINZA

O efluente doméstico gerado em residências, escritórios, escolas, entre outros, consiste de água cinza e negra. Águas cinzas são os efluentes gerados em banheiras, lavatórios, pia de cozinha, chuveiros, tanques e máquinas de lavar roupas; enquanto água negra é a proveniente dos vasos sanitários (ERIKSSON *et al.*, 2002; JEFFERSON *et al.*, 2004; FRIEDLER; HADARI, 2006). As águas cinzas podem ser classificadas em: água cinza clara, que exclui as contribuições de máquinas de lavar, lava-louças e pia de cozinha; e água cinza escura, que inclui pia de cozinha, lava-louças e máquina de lavar. As águas negras, por sua vez, são classificadas em águas amarelas (urina) e águas marrons (fezes) (NOLDE, 2000). A Figura 1 ilustra as fontes de lançamento e a caracterização dos efluentes em uma residência.

FIGURA 1 - Fontes de lançamento e caracterização do efluente em um ambiente residencial.



FONTE: O autor (2019).

A água cinza varia amplamente em quantidade e composição, dependendo do comportamento dos usuários (estilo e padrão de vida, costumes, hábitos, faixa etária, gênero, número de moradores), dos agentes de limpeza usados (produtos de higiene, sabões, detergentes, amaciantes), dos equipamentos domiciliares (lava-louças, máquina de lavar), da qualidade da água potável distribuída, bem como as condições climáticas e

qualidade das estruturas de coleta (ERIKSSON *et al.*, 2002; MOREL, 2006; PIDOU *et al.*, 2008; MAY, 2009; BOYJOO *et al.*, 2013; CHRISPIM, 2014).

Alguns estudos objetivaram quantificar a porcentagem de água cinza gerada no esgoto sanitário, resultando em valores entre 50 e 91% do total produzido em uma residência (JEFFERSON *et al.*, 2004; LI *et al.*, 2009; ANTONOPOULOU *et al.*, 2013; BOYJOO *et al.*, 2013; NOUTSOPOULOS *et al.*, 2017). O volume gerado também é muito variável, sendo a produção em países desenvolvidos de 100 a 200 L.(hab.d)⁻¹, de 100 L.(hab.d)⁻¹ em países em desenvolvimento e chega a valores de 14 a 59 L.(hab.d)⁻¹ em países que enfrentam escassez de água como Mali, África do Sul e Jordânia (PRATHAPAR, *et al.*, 2005). No Brasil, estudos mostraram, por exemplo, a produção de 195 L.(hab.d)⁻¹ em uma edificação residencial de classe média alta e 75,4 L.(hab.d)⁻¹ em um residência de baixa renda (VALENTINA, 2009; GONÇALVES *et al.*, 2010). Em relação a água cinza clara, alguns autores indicaram valores entre 19 e 61% da produção do efluente doméstico total (LOH; COGHLAN, 2003; ROESNER, 2006; KROZER *et al.*, 2010; MANDAL *et al.*, 2011; REVITT *et al.*, 2011; PENN *et al.*, 2012; NOUTSOPOULOS *et al.*, 2017). A Tabela 1 apresenta alguns estudos que objetivaram quantificar o consumo de água por ambiente em residências.

TABELA 1 - Características quantitativas de uso de água em residências em diferentes países.

Uso doméstico de água (%)	Reino Unido ¹	Irlanda ²	Austrália ³	EUA ⁴	Israel ⁵	Grécia ⁶	Brasil ⁷
Lavatórios	-	-	3	23	13	8	6
Chuveiros	-	-	-	-	28	28	28
Cozinha	19	13	23	7	19	22	22
Descarga sanitária	35	27	20	27	27	27	29
Outros (irrigação, lava-louças, máquina de lavar)	18	22	54	43	13	15	15

NOTA: 1: Pidou *et al.*, 2007 (as contribuições de lavatórios e chuveiros juntas representam 28%); 2: Li *et al.*, 2009 (as contribuições de lavatórios e chuveiros juntas representam 38%); 3: Loh; Coghlan, 2003; 4: Roesner *et al.*, 2006; 5: Penn *et al.*, 2012; 6: Noutsopoulos *et al.*, 2017; 7: Tomaz, 2000.

Alguns estudos focaram nos aspectos quantitativos de uso da água em edifícios comerciais. Em tais edificações, a porcentagem de água cinza gerada é menor se comparada àquelas geradas em residências, variando de 19 a 47%. A Tabela 2 apresenta as porcentagens de parametrização de consumo de água para cada aplicação em edifícios.

TABELA 2 - Características quantitativas de uso de água em edifícios.

Uso da água (%)	DOE, 1992	Hills <i>et al.</i> , 2002	Shuler, 2007
Descarga sanitária	43	48	78
Descarga para urina	20	7	3
Lavatórios	27	13	19
Outros (limpeza, cantina)	10	32	-

Dentre os aspectos qualitativos, os parâmetros pH, turbidez, sólidos, DBO, DQO, fósforo, nitrogênio e coliformes são os mais utilizados para a caracterização física, química e microbiológica dos estudos de água cinza (JEFFERSON *et al.*, 2004; LI *et al.*, 2009; BOYJOO *et al.*, 2013; CHRISPIM; NOLASCO, 2017). A Tabela 3 apresenta as características físicas, químicas e microbiológicas de águas cinza de alguns estudos.

Com relação aos parâmetros físicos, os valores de turbidez e sólidos suspensos (35-240 UNT e 58-280 mg.L⁻¹, respectivamente) geralmente são altos se comparados as águas distribuídas pelas companhias de saneamento, conferindo um aspecto estético desagradável e impedindo maior eficiência da desinfecção, como a aplicação de cloro ou ultravioleta, por proteger os patógenos presentes (RAPOPORT, 2004). O que contribui para estes valores elevados são os resíduos de produtos de higiene, fibras de tecidos, fios de cabelo, pedaços de pele, areia e poeiras (ERIKSSON *et al.*, 2002; FREITAS, 2015).

Quanto aos parâmetros químicos, o pH de uma água cinza geralmente encontra-se próximo da neutralidade, sendo este valor dependente do pH da água de abastecimento e da presença de surfactantes, o que pode resultar em pH mais alcalino (ERIKSSON *et al.*, 2002; RAMPELOTTO, 2014). Os sabões fosfatados, juntamente com os detergentes, são fontes de fósforo na água, resultando em altas concentrações (0,1-6,2 mg.L⁻¹), sendo essas um pouco menores do que de esgotos sanitários (GRAY; BECKER, 2002; FRIEDLER; HADARI, 2006). A concentração dos compostos de nitrogênio é baixa (2,5-10,4 mg.L⁻¹) quando comparada com esgoto sanitário (45 mg.L⁻¹) (JORDÃO; PESSOA, 2005; VON SPERLING, 2014; METCALF; EDDY, 2016), principalmente nas águas cinzas claras, onde a concentração de alimentos provenientes da cozinha e urina, são reduzidas ou negligentes (SCHAFER *et al.*, 2006; RAMPELOTTO, 2014).

TABELA 3 - Características físicas, químicas e microbiológicas de água cinza de diferentes estudos.

PARÂMETROS	Água cinza clara									Água cinza escura				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
	Min-Max	Min-Max	Média	Média	Média	Média	Min-Max	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média
pH	6,9-7,3	-	7,1	7,6	7,3		6,4-8,1	7,2	8,1	-	7,7	7,2-8,3	7,8	9,2
Turbidez (UNT)	-	-	156	-	164	35	60-240	37	102	-	83	-	73	151
ST (mg.L ⁻¹)	326-356	-	-	373	-	-	-	-	558	-	575	-	-	-
SST (mg.L ⁻¹)	58-74	-	-	90	153	-	48-120	-	40	139	160	240-280	78	119
SDT (mg.L ⁻¹)	269-282	-	-	282	-	-	-	-	520	-	415	-	-	-
DBO (mg.L ⁻¹)	59-129	50-100	-	272	155	39	76-200	97	252	67	-	68-120	106	212
DQO (mg.L ⁻¹)	179-197	100-200	-	305	587	144	-	-	433	198	134	216-320	237	379
N _t (mg.L ⁻¹)	-	5-10	-	2,5	10,4	7,6	-	-	-	-	-	-	-	-
P _t (mg.L ⁻¹)	0,7-1,3	0,2-0,6	-	1,3	-	-	0,1-1,8	6,2	-	1,8	-	-	2,9	-
Coliformes _{totais} (NMP.100mL ⁻¹)	3,5x10 ⁴ - 3,5x10 ⁷	10 ² -10 ³	-	-	9,4x10 ³	-	500- 2,4x10 ⁷	9,4x10 ⁵	5x10 ⁴	1,2x10 ⁷	-	-	4,4x10 ³	10 ⁵
Coliformes _{termotolerantes} (NMP.100mL ⁻¹)	0-6x10 ⁴	0,1-1,0	33	-	-	-	170- 3,3x10 ³	4,0x10 ²	32	4,8x10 ⁶	-	50-120	-	10 ²

NOTA: 1: Santos *et al.*, 2014 – contribuições de lavatórios e chuveiros; 2: Nolde, 2000 – contribuições de chuveiros e banheiras;; 3: Paula; Fernandes, 2017 – contribuições de lavatórios e chuveiros; 4: Noutsopoulos *et al.*, 2017 – contribuições de lavatórios; 5: Jefferson *et al.*, 2004 – contribuições de lavatórios e chuveiros; 6: Pidou *et al.*, 2008 – contribuições de lavatórios e chuveiros; 7: Christova-Boal *et al.*, 1996 – contribuições de lavatórios e chuveiros; 8: Santos; Zabrocki, 2003 – contribuições de lavatórios, chuveiros, bidê e banheiras; 9: Surendran; Wheatley, 1998 – contribuições de lavatórios; 10: Giresunlu; Baykal, 2016 – contribuições de lavatórios, chuveiros e máquina de lavar; 11: Vinitha *et al.*, 2018 – contribuições de lavatórios, chuveiros e máquina de lavar; 12: Ramprasad *et al.*, 2017 – contribuições de lavatórios, chuveiros, banheiras e máquina de lavar; 13: Gonçalves *et al.* (2010) – contribuições de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquina de lavar e tanques; 14: Dell’Uomo (2014) – contribuições de lavatórios, chuveiros e máquina de lavar.

O conteúdo de matéria orgânica é elevado em águas cinzas (DBO entre 39 e 272 mg.L⁻¹ e DQO entre 134 e 585 mg.L⁻¹) quando comparado com água potável, porém, menos concentrado que os esgotos sanitários (DBO média de 315 mg.L⁻¹ e DQO média de 582 mg.L⁻¹) (RIETOW, 2018). Estes são provenientes de resíduos de alimentos, pedaços de pele, óleos e graxas, sabões, detergentes e produtos de limpeza (RASMUSSEN *et al.*, 1996; SAUTCHUCK *et al.*, 2005). Com relação a DQO, a maior contribuição é proveniente dos produtos químicos, como produtos de limpeza, sabões e detergentes (ERIKSSON *et al.*, 2002). A razão DQO/DBO nesse efluente varia bastante da fonte da água cinza, podendo ser tão baixa atingindo valores inferiores a 1,5 ou atingindo valores de até 4, nos locais com alto conteúdo químico (JEFFERSON *et al.*, 2001; FRIEDLER; HADARI, 2006; GHUNMI *et al.*, 2011; BOYJOO *et al.*, 2013).

Em relação a fração biológica, apesar de não receber contribuição de vasos sanitários, a água pode estar contaminada com microrganismos patogênicos oriundos de resíduos de lavagem de roupas, secreções nasais, pele, vômitos, excreta (JEFFERSON *et al.*, 2004; SCHAFFER *et al.*, 2006). Vale ressaltar que a contaminação por coliformes termotolerantes é geralmente baixa (podendo ser inexistente) mas pode chegar a valores altos ($4,8 \times 10^6$ NMP.100mL⁻¹) devido a alguma contaminação por fezes, principalmente (FRIEDLER *et al.*, 2008).

Assim como no esgoto sanitário, micropoluentes orgânicos podem ser encontrados na água cinza, sendo originados, principalmente, dos produtos de higiene pessoal e de limpeza, que contêm fragrâncias, perfumes, surfactantes, filtros UV, plastificantes e biocidas (ERIKSSON *et al.*, 2002; DONNER *et al.*, 2010; HERNÁNDEZ LEAL *et al.*, 2010; ETCHEPARE; VAN DER HOEK, 2014). Tais substâncias podem ser tóxicas ou desreguladores endócrinos e, sob certas condições, oferecer riscos à saúde humana e ter efeito adverso na biota do solo e nos recursos hídricos (ETCHEPARE; VAN DER HOEK, 2014; DE GISI *et al.*, 2016; DESHAYES *et al.*, 2017).

A Tabela 4 apresenta os resultados de algumas pesquisas que visaram caracterizar a água cinza produzida em edifícios comerciais. Os valores dos parâmetros químicos da água cinza de edifícios comerciais são próximos aos apresentados na Tabela 3 (água cinza clara), se diferenciando apenas na caracterização física, sendo o efluente dos edifícios com menor concentração de sólidos (turbidez e SST). Tal fato pode ser explicado pela ausência de ambientes para lavagem de roupas (máquina de lavar), que contribuem com uma concentração maior de sólidos no efluente (DE GISI *et al.*, 2016).

TABELA 4 - Características de águas cinzas de edifícios comerciais.

Parâmetros	Kim <i>et al.</i> , 2007	Shuler, 2007	Shin <i>et al.</i> , 1998	Friedler; Alfiya, 2010	Santos <i>et al.</i> , 2014
	Média	Média	Média	Média	Média
pH	7,3	6,9	7,0	-	6,9-7,3
Turbidez (UNT)	13	-	-	35	25
SST (mg.L ⁻¹)	-	-	185	46	58-74
DBO (mg.L ⁻¹)	-	257	-	74	59-129
DQO (mg.L ⁻¹)	23	514	79	244	179-197
N _t (mg.L ⁻¹)	-	15,5	-	-	-
P _t (mg.L ⁻¹)	-	7,3	1,7	-	0,7-1,3
Coliformes _S totais (NMP.100mL ⁻¹)	-	-	-	-	3,5x10 ⁷
Coliformes _S termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	-	-	-	-	0

3.2.1 Reúso de água¹

Segundo Asano (1998), o reúso de água pode ser entendido como o emprego de um efluente que passou por um processo de tratamento para uso benéfico posterior. O tratamento prévio de um efluente é preciso para minimizar os riscos à saúde e ambientais do seu reúso, especialmente nos casos em que sua aplicação tem potencial de contaminação do ambiente e/ou exposição humana (presença de patogênicos), evitando assim riscos para a poluição de solos, águas subterrâneas e superficiais, saúde pública e produção de odor desagradável (presença de micro-poluentes, nutrientes, sólidos, matéria orgânica e surfactantes) (CHIN *et al.*, 2009; MAIMON; GROSS, 2018).

O reúso pode ser classificado em direto ou indireto. O reúso direto de um efluente dá-se quando ele é encaminhado do tratamento diretamente ao local de utilização, sem fazer a diluição ou lançamento em recursos hídricos subterrâneos ou superficiais. O indireto é quando o efluente é conduzido para algum corpo de água e posteriormente passa por um processo de tratamento para ser utilizado novamente de forma diluída (WHO, 2006; BRASIL, 2005c). Os benefícios potenciais do reúso de água, bem como de outros efluentes, são grandes, variando de benefícios diretos para os usuários e, em alguns casos, resultando em vantagens em larga escala para as companhias de saneamento. Os privilégios mais enfáticos para os usuários de água são a economia nas despesas com água

¹ O termo “Reúso de água cinza” (*greywater reuse*, em inglês), tão comumente utilizado nas produções científicas, não retrata o que de fato acontece. A água cinza não é previamente utilizada e posteriormente reutilizada, o efluente é segregado da água negra, coletado e tratado para uma futura utilização. Portanto, o que efetivamente acontece é o uso de água cinza ou o reúso de água, sendo esses termos utilizados no presente estudo em substituição ao “reúso de água cinza”.

e a educação ambiental. Para o setor de saneamento, estima-se que a vasta implementação de sistemas de reúso de água pode contribuir para a redução do consumo de água, redução do volume de esgoto encaminhado para os cursos d'água (contribuindo para o atendimento dos padrões de qualidade de acordo com as classes dos rios), redução da pressão sobre as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) e aumento na concentração de matéria orgânica nas águas residuárias, favorecendo assim a implantação de tratamentos anaeróbios, que favorecem a produção e aproveitamento de biogás (AISSE, 2000; SANTOS *et al.*, 2006; BRASIL, 2005b; ORON *et al.*, 2014; PENN *et al.*, 2017).

A densidade menor de patógenos, sólidos e matéria orgânica em relação aos esgotos domésticos implica em menor complexidade ao tratamento deste efluente e potencializa o reúso da água tratada em aplicações, principalmente, não-potáveis. As principais aplicações de reúso de água são descarga de bacias sanitárias, irrigação (paisagística e para cultivos), lavagem de carros, pisos e calçadas, reservatório de água para incêndio e recarga de aquífero (LI *et al.*, 2009; GHUNMI *et al.*, 2010; DE GISI *et al.*, 2016; GHAITIDAK; YADAV, 2014a). Entre estas modalidades, a que tem apresentado maior crescimento e aplicações em edifícios comerciais em municípios brasileiros, para atender a requisitos legais e/ou obter certificações “verdes”, é a descarga em bacias sanitárias (GONÇALVES *et al.*, 2010; HERZER; FERREIRA, 2017; GBCBRASIL, 2018).

3.2.2 Certificações Ambientais

As certificações têm o objetivo de estimular práticas sustentáveis no setor da construção civil, aumentar a consciência do consumidor sobre os benefícios das edificações sustentáveis, valorizar o empreendimento e promover a liderança ambiental de empresas no ramo da construção civil, resultando em benefícios para o empreendedor, usuário, sociedade e meio ambiente. Alguns estudos mostraram que a implantação de sistemas de reúso de águas cinzas em prédios urbanos é parte de uma mudança de paradigma na gestão da água, caminhando para uma abordagem mais descentralizado e mais sustentável no gerenciamento de água. Os sistemas descentralizados de tratamento se caracterizam pela segregação do efluente, baseando-se na separação das diferentes contribuições de acordo com suas características. O efluente é coletado, transportado e

tratado, sendo disponibilizado para reúso no local, preferencialmente (DOMÈNECH *et al.*, 2015; OPHER; FRIEDLER, 2016).

Entre os tipos de certificações disponíveis, a que tem chamado mais atenção dos empreendedores é a Certificação LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*), criada pelo USGBC (*United States Green Building Council*). No Brasil, até o momento já existem mais de 1.300 registros e certificações LEED. Essa Certificação já foi utilizada em cerca de 150 países, com a finalidade de desenvolver critérios mínimos e parâmetros para avaliação e comparação entre edifícios sustentáveis e de alta performance, garantindo créditos (pontos) para o atendimento de alguns requisitos estabelecidos pela USGBC. A qualificação de um edifício certificado LEED pode ser obtida em 4 níveis: *certified* (40-49 pontos), *silver* (50-59 pontos), *gold* (60-79 pontos) e *platinum* (acima de 80 pontos) (GBCBRASIL, 2018).

Um dos principais requisitos, no aspecto ambiental, que deve ser atendido nos edifícios que objetivam obter pontos para as certificações LEED, está relacionado com o consumo interno de água. A conservação de água durante o funcionamento do edifício pode ser alcançada, através da coleta de água cinza, por meio da instalação de tubulação dupla que separa as águas negras das águas cinzas, e coleta de água de chuva. Esses efluentes têm alto potencial de reúso no edifício (após o tratamento) para fins não potáveis, como a descarga em bacias sanitárias, irrigação e lavagem de pisos, devido a menor presença de poluentes físicos (sólidos), químicos (matéria orgânica) e microbiológico (coliformes), resultando na economia do consumo de água e atendimento dos requisitos da certificação (NELSON, 2007; MOGHADAM, 2009; CASTRO-LACOUTURE *et al.*, 2009).

3.2.3 Legislações Sobre o Reúso

O intuito de estipular normas é o de estabelecer valores compatíveis com desenvolvimento econômico, técnico-científico e aceitação dos usuários, relacionados com a realidade e características de cada local, permitindo a continuidade da prática da atividade e, ao mesmo tempo, estabelecendo um determinado nível de saúde pública e ambiental, associada a riscos preestabelecidos. Portanto, o estabelecimento de normas objetiva regulamentar práticas consolidadas, como o uso de água cinza, e não impedir a

sua implementação, através do estabelecimento de valores de parâmetros altamente restritivo para a realidade local, podendo resultar no não atendimento dos valores e afetar os benefícios relativos à prática de reúso. Ademais, a lacuna no quadro regulatório brasileiro atual, associado à qualidade da água cinza para reúso, pode apresentar riscos para quem desenvolve um projeto, para o consumidor e para o meio ambiente, pois não há regulação que estabelece parâmetros, não há recomendações sobre as formas de tratamento, operação e monitoramento da água disponibilizada para o reúso (HESPANHOL, 2014; FRIJNS *et al.*, 2016; LEMÉE *et al.*, 2018).

Em alguns municípios brasileiros como por exemplo Curitiba, Porto Alegre e São Paulo, é impositivo para determinadas situações o tratamento e reúso não potável de águas cinzas em edificações (CURITIBA, 2006; PORTO ALEGRE, 2009; SÃO PAULO, 2006). Tóquio, no Japão, Galícia e Andaluzia, na Espanha, também contam com legislações regionais impositivas quanto a coleta, tratamento e reúso de água em edificações (CSBE, 2003; DOMENECH; SAURÍ, 2010). Algumas dessas legislações brasileiras que tornam o reúso impositivo, contudo, não tratam sobre os critérios de qualidade do efluente tratado e as formas de monitoramento e fiscalização. Em Curitiba, por exemplo, o Artigo 6º do Decreto nº 293 (CURITIBA, 2006) menciona o seguinte:

Nas edificações comerciais e industriais com área computável construída igual ou superior a 5.000m² (cinco mil metros quadrados), deverá ser previsto e executado sistema de coleta e tratamento de águas servidas de acordo com as normas vigentes, que deverão ser reutilizadas em pontos onde não se faz necessário o uso de água potável (CURITIBA, 2006, p. 3).

Em alguns países, os governos oferecem incentivos à instalação de sistemas de reúso de água. Na Austrália, o governo federal oferece \$500 dólares australianos para os que pretendem instalar sistemas de coleta e reúso de água (ORON, 2014). No Arizona (EUA), o governo regional oferta descontos na construção de sistemas de reúso de água em novas edificações (MCCABE, 2013). Em Tóquio, além de tornar o reúso impositivo por meio de regulações locais, o governo municipal, simultaneamente, subsidia até 50% do valor envolvido na implantação do sistema (CSBE, 2003).

Países como Austrália, Estados Unidos, Reino Unido e Canadá desenvolveram normas individuais sobre a qualidade da água cinza de acordo com o tipo de reúso, estabelecendo valores médios e/ou máximos para parâmetros como SST, turbidez, DQO,

coliformes, entre outros (OH *et al.*, 2017). Os valores dos parâmetros variam de país para país, sendo sua implementação ajustada às condições locais como capacidade técnica, econômica, institucionais e fatores sociais (MAIMON; GROSS, 2018). A Tabela 5 apresenta os valores de diferentes parâmetros definidos nas legislações de alguns países.

No Brasil, as leis, normas e documentos que oferecem orientações sobre o reúso de efluentes ou de água cinza são: i) a Resolução nº 54 de 2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) que dispõe sobre conceitos e tipos de reúso de água, estabelecendo que as diretrizes, critérios e parâmetros para cada tipo de reúso devem ser instituídos pelos órgãos competentes, fato este que, até o presente momento, ainda não foi definido (BRASIL, 2005c); ii) a Norma Brasileira (NBR) 13.969 (1997) que determina valores de parâmetros para diferentes formas de reúso para o esgoto tratado por tanque séptico (ABNT, 1997); e iii) a Agência Nacional de Águas (ANA) que possui um documento intitulado “Conservação e Reúso da água em Edificações”, onde sugere valores de parâmetros para o reúso de águas em edificações (BRASIL, 2005a). Os padrões estabelecidos por países que já contam com regulamentações locais, podem ser tomados como referência, no Brasil e em outros países que carecem de critérios específicos, para o estabelecimento de regulamentações para o reúso de água, observando os aspectos técnicos, econômicos, sociais, ambientais e políticos do local. A Tabela 6 apresenta os valores dos parâmetros presentes nas normas e regulações brasileiras sobre o reúso de efluentes ou água cinza.

TABELA 5 - Valores dos principais parâmetros presentes em legislações de alguns países sobre o reúso de água na descarga de bacias sanitárias.

Parâmetros	Reino Unido ¹	EUA ²	Canadá ³	Austrália ⁴	Itália ⁵	Alemanha ⁶	Israel ⁷	Portugal ⁸	China ⁹
pH	5,0-9,5	6,0-9,0	-	-	6,0-9,5	6,0-9,0	-	-	6,0-9,0
Turbidez (UNT)	< 10	< 2	< 5	< 2	-	< 2	< 10	< 2	< 5
SST (mg.L ⁻¹)	-	-	< 20	< 20	< 10	< 30	-	< 10	-
DBO (mg.L ⁻¹)	-	< 10	< 20	< 20	< 20	-	< 10	< 15	< 10
DQO (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	< 100	-	< 100	< 50	-
N _i (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	< 15	-	-	-	-
P _t (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	< 2	-	-	-	-
Cloro residual (mg.L ⁻¹)	< 2	C.t > 30	> 0,5	< 2	-	-	-	-	> 1
Coliformes _{Stotais} (NMP.100mL ⁻¹)	< 1000	-	-	-	-	< 500	-	-	-
Coliformes _{Stermotolerantes} (NMP.100mL ⁻¹)	-	ND	< 200	< 1	-	< 100	-	-	-

NOTA: 1 - Environment Agency, 2011; 2 - USEPA, 2012; 3 - MHC, 2010; 4 - ACT, 2004; 5 e 7 - Chaillou *et al.*, 2011; 6 - Berlin Senate, 1995; 8 - ANQIP, 2011; 9 - AQSIQ, 2002.

TABELA 6 - Valores dos parâmetros de reúso de efluentes presentes na ABNT (1997) e Brasil (2005a).

Parâmetros	NBR 13.969				ANA ⁵
	1	2	3	4	
pH	6,0-8,5	-	-	-	6,0-9,0
Turbidez (UNT)	< 5,0	< 5,0	< 10	-	< 2,0
SST (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	< 5,0
SDT (mg.L ⁻¹)	< 200	-	-	-	< 500
OD (mg.L ⁻¹)	-	-	-	> 2,0	-
DBO (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	< 10
Coliformes _{Stermotolerantes} (NMP.100mL ⁻¹)	< 200	< 500	< 500	< 5000	0
Cloro residual (mg.L ⁻¹)	0,5-1,5	> 0,5	-	-	-

NOTA: 1: Lavagem de carros e outros que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis, incluindo chafarizes; 2: lavagens de pisos, calçadas e irrigação de jardins; manutenção de lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes; 3: Descarga de vasos sanitários; 4: Pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e, outros cultivos através de escoamento superficial ou sistema de irrigação pontual; 5: descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos, fins ornamentais, lavagem de roupas e de veículos.

3.3 TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA

Os sistemas de tratamento de água cinza variam de alguns de baixa complexidade até outros extremamente complexos. Enquanto os de baixa complexidade separam o efluente para reúso direto, os sistemas complexos combinam processos de tratamento tais como primário, secundário e desinfecção, associando diferentes processos físicos, químicos, e biológicos. A escolha da linha de tratamento está diretamente relacionada com as características da água bruta, tipo de reúso e os custos de implantação, manutenção e operação requeridos por tais sistemas, variando de acordo com o nível do tratamento (LI *et al.*, 2009; TELLES, COSTA, 2007; VINITHA *et al.*, 2018).

Os métodos de tratamento onde a remoção dos poluentes é realizada pela atividade biológica são conhecidos como processos biológicos. Esse processo é utilizado para remover substâncias orgânicas biodegradáveis, coloidais ou dissolvidas (METCALF; EDDY, 2016). Os principais processos biológicos para o tratamento de água cinza são: filtro biológico aerado, biorreator de membrana, reator de batelada sequencial, *Up-flow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), reator biológico rotativo de contato, reator de leito fluidizado e *wetlands*. Os processos unitários químicos são aqueles que se utilizam de compostos químicos ou de reações químicas para a remoção de constituintes da água. Os sistemas de tratamento químico de águas cinzas mais utilizados são coagulação, eletrocoagulação, adsorção utilizando carvão ativado granular, zeólitas naturais, carvão ativado em pó e processos oxidativos avançados. Os processos físicos de tratamento de água cinza não envolvem a utilização de produtos químicos ou atividade biológica, sendo os mais comumente empregados o peneiramento, a sedimentação, a flotação e a filtração (GROSS *et al.*, 2015; BOYJOO *et al.*, 2013).

Os processos biológicos, no tratamento de água cinza, apresentam como vantagens a elevada remoção de compostos orgânicos, o reduzido consumo de energia, o reduzido custo com manutenção e operação e o impacto visual positivo do sistema devido ao uso de plantas. Dentre os diversos processos biológicos de tratamento, as *wetlands* construídas têm sido consideradas a que apresenta melhores resultados em relação ao seu custo-benefício e a alternativa mais ambientalmente amigável, portanto, têm sido largamente utilizadas nas últimas décadas. Todavia, os processos biológicos apresentam algumas desvantagens como a limitada remoção de patógenos, sólidos suspensos e

turbidez, o elevado tempo de detenção hidráulico requerido, a necessidade de uma etapa posterior de desinfecção e o amplo espaço requerido para a instalação do sistema. Dessa maneira, a escolha por processos biológicos em edificações, como os edifícios comerciais, pode ser inviável devido a limitação de espaços e o aspecto estético desagradável (elevada concentração de turbidez e sólidos suspensos) que a água tratada apresenta (ERIKSSON *et al.*, 2002; LI *et al.*, 2009; BOYJOO *et al.*, 2013).

As técnicas de tratamento que combinam processos físicos e químicos aliam vantagens em relação ao tratamento, como a elevada remoção de sólidos suspensos e turbidez, a remoção de uma parcela dos patógenos e a produção de água tratada com aspecto estético mais agradável, com vantagens em relação a ocupação de área, como o menor tempo de detenção hidráulica e menor espaço requerido para a instalação do sistema. O processo físico-químico mais utilizado no tratamento de água cinza para fins de reúso não potável é o que incorpora unidades de coagulação, floculação, sedimentação e filtração. Esse processo de tratamento resulta em elevado potencial para aplicação em edifícios comerciais, devido principalmente, a possibilidade de geração de água tratada passível de atender os padrões de qualidade para o reúso e a necessidade de ocupação de menores áreas quando comparado com processos biológicos (como as *wetlands* construídas) (LI *et al.*, 2009; BOYJOO *et al.*, 2013).

A Tabela 7 resume algumas das técnicas de tratamento (escala real e bancada) relatadas nos últimos 2 anos para o tratamento de água cinza. As aplicações mais emergentes são os processos biológicos, como as *wetlands*, e a associação de processos físicos e químicos, como a coagulação, floculação, sedimentação e filtração. A flotação por ar dissolvido, como processo de clarificação de água cinza, ainda não foi investigada com aprofundamento e é a principal técnica estudada na presente dissertação. Alguns poucos estudos presentes na literatura avaliaram a flotação com a utilização de água cinza sintética (RAMPELOTTO, 2014) e efluentes de lavanderias (ARAÚJO, 2017). A flotação por ar dissolvido, como processo unitário alternativo à sedimentação, tem elevado potencial para ser aplicado no tratamento de água cinza em edifícios comerciais, devido a vantagens como o emprego de maiores taxas de aplicação superficial, menores tempo de detenção hidráulico e menor emprego de produtos químicos, resultando em benefícios como menores áreas requeridas e menor custo com produtos químicos no processo (REALI; CAMPOS, 2002; EDZWALD, 2010; RODRIGUES; RUBIO, 2007; RUBIO *et al.*, 2002; ZANETI *et al.*, 2011; ETCHEPARE, 2016).

TABELA 7 - Resumo de algumas pesquisas que avaliaram técnicas de tratamento de água cinza nos últimos 2 anos.

Tratamento	Tipo de efluente	Resultados obtidos	Referência	País
Coagulação, Floculação e Sedimentação	Água cinza de chuveiros, lavatórios e máquina de lavar	Remoção média: - Sulfato de alumínio: 91% de turbidez, 73% de DQO, 83% de SST; - PAC: 93% de turbidez, 74% de DQO, 87% de SST	VINITHA <i>et al.</i> (2018)	Índia
Biorreator de membrana ativada biologicamente	Água cinza sintética simulando efluentes de lavatórios de mãos	Remoção de 95% de carbono orgânico e 90% de nitrogênio	ZIEMBA <i>et al.</i> (2018)	Suíça
<i>Wetlands</i>	Água cinza sintética	Remoção média de 90, 62 e 99% para DQO dissolvida, fosfato e nitrato	ARANEDA <i>et al.</i> (2018)	Chile
Reator de contato biológico giratório	-	Remoção de 93 a 96% de DBO e 84 a 95% de SST	SRIVASTAVA (2018)	Índia
Biofiltro	Água cinza de lavatórios e chuveiros	Remoção de 44% de DBO e 74% de SST	ENGELSTAD (2018)	Noruega
Eletrocoagulação, ozônio e UV	Água cinza de lavatórios, chuveiros, cozinha e máquina de lavar	Remoção de 91% de turbidez, 96% de DQO, 89% de DBO e 99,9% de coliformes totais	BARZEGAR <i>et al.</i> (2018)	Irã
Filtração	Água cinza de lavatórios e chuveiros	Remoção de 89% de turbidez, 60% de SST, 40% de DQO e 67% de nitrogênio	MOHAMED <i>et al.</i> (2018)	Malásia
Reator fotocatalítico solar	Água cinza de chuveiros, lavatórios e cozinha	Remoção de 99% de DQO	SARAN <i>et al.</i> (2018)	Índia
Osmose	Água cinza sintética	Remoção de 96-100% de nitrato, 99-100% de nitrogênio amoniacal e 97-100% de nitrogênio total	WANG <i>et al.</i> (2018)	China
<i>Wetlands</i>	Água cinza de máquina de lavar	Remoção de 36% de nitrogênio e 72% de ST	ALMEDIDA <i>et al.</i> (2018)	Brasil
Coagulação, floculação, sedimentação, desinfecção	Água cinza de lavatórios, chuveiros e banheiras	Remoção de 99% de turbidez, 92% de SST, 87% de DQO e 88% de DBO	GHAITIDAK; YADAV (2018)	Índia
Sedimentação, aeração e filtração	Água cinza de um edifício universitário que incorpora contribuições de lavatórios	Remoção de 90, 78 e 75% de SS, DBO e turbidez	TAEMTHONG; PHENPHON (2017)	Tailândia
Biorreator de membrana	Água cinza de chuveiros e lavatórios	Remoção de 80 a 95% de DQO e 85% de nitrogênio	ATANASOVA <i>et al.</i> (2017)	Espanha
Reator de biofilme de leito móvel	Água cinza de edifícios residenciais	Remoção de 94, 99 e 91% de DQO, DBO e COD, respectivamente	SAIDI <i>et al.</i> (2017)	Alemanha
<i>Wetlands</i>	Água de chuveiro, banheiras, lavatórios e máquina de lavar	Remoção de 91, 93, 92, 88, 92 e 91% de DBO, DQO, SST, fosfato, nitrogênio e coliformes fecais	RAMPRASAD <i>et al.</i> (2017)	Reino Unido
Coagulação, Sedimentação, Filtração em areia e Filtração em carvão ativado	Água cinza de residências	Remoção de 97% de SST, 96% de DQO e 99% de surfactantes	NOUTSOPOULOS <i>et al.</i> (2017)	Grécia

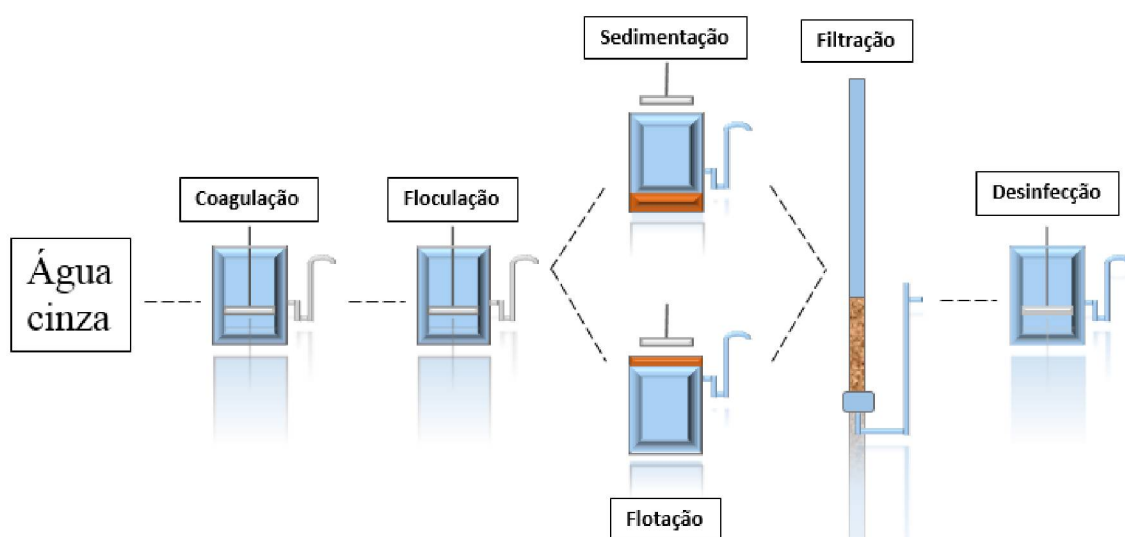
Reator de biofilme de leito móvel	Água cinza de chuveiros, lavatórios e máquina de lavar	Remoção de 66% de turbidez, 87% de SST, 12% de fósforo, 59% de DBO, 70% de DQO e 30% de surfactantes	CHRISPIM; NOLASCO (2017)	Brasil
Filtração e desinfecção	Água cinza de chuveiros	Remoção de 60% de turbidez, 41% de DBO e 26% de DQO	CRAIG; RICHMAN (2017)	Canadá
Coagulação, floculação, flotação e filtração	Água cinza de máquina de lavar	Remoção de 76-77% de DQO, 97% de turbidez, 100% de SS e 92-95% de surfactante	ARAÚJO (2017)	Brasil
Coagulação, floculação, sedimentação, desinfecção	Água cinza de lavatórios e chuveiros	Remoção de 94% de turbidez e 100% de coliformes termotolerantes	PAULA; FERNANDES (2017)	Brasil

3.3.1 Processos Físico-químicos de Tratamento

3.3.1.1 Fluxograma do Tratamento Físico-químico

O tratamento físico-químico de água cinza mais comum envolve as etapas de: coagulação e floculação inicial, objetivando transformar as partículas suspensas e coloidais em partículas maiores (flocos); remoção dos flocos por sedimentação e/ou filtração; e eliminação dos patógenos por desinfecção. O presente estudo avalia os processos convencionais de tratamento composto por coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, e, adicionalmente, analisa a aplicação da flotação como um processo alternativo à sedimentação no tratamento de águas cinzas de um edifício comercial. O fluxograma da linha de tratamento avaliada em escala de bancada está detalhado na Figura 2.

FIGURA 2 - Fluxograma do tratamento da água cinza avaliada no estudo.



3.3.1.2 Coagulação

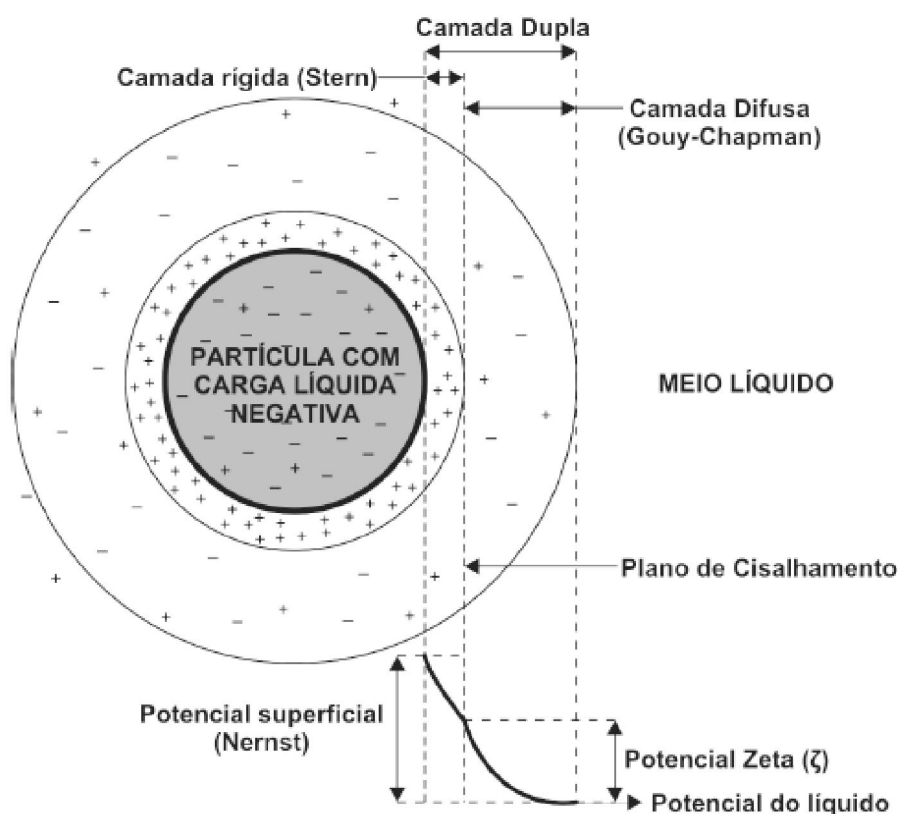
Devido à distribuição de tamanho de alguns sistemas particulados (entre 0,001 – 1 μm), as forças de repulsão da carga superficial são maiores do que a de atração, impossibilitando a agregação e remoção por sedimentação gravitacional. Portanto, aplicam-se métodos químicos, como a adição de coagulantes (sais inorgânicos usualmente de alumínio ou ferro), onde os íons metálicos irão anular os efeitos das cargas superficiais, desestabilizando as partículas (SANTOS *et al.*, 2007; LIBÂNIO, 2010; METCALF; EDDY, 2016). O processo de coagulação consiste fundamentalmente na desestabilização de partículas coloidais presentes na água. A mistura rápida é aplicada para dispersar o coagulante e dar início ao processo de agregação das partículas. Ao adicionar o coagulante no meio, as partículas tendem a ficar desestabilizadas e a alta intensidade da mistura conduz à instantânea agregação e garante a distribuição uniforme do coagulante (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982; SWETLAND *et al.*, 2006; HESPANHOL, 2016).

As partículas coloidais e suspensas dispersas na água apresentam, em sua maioria, carga elétrica negativa. Os contraíons, que são íons de carga contrária como K^+ , Na^+ e Ca^{2+} , aderem à superfície das partículas através de forças de atração eletrostática e de van der Waals, formando uma camada de íons negativos e positivos, conhecida como camada compacta ou rígida de Stern (Figura 2) (NIEHOF; LOEB, 1972; HUNTER; LISS; 1979; STUMM, 1992; LIBÂNIO, 2010; LETTERMAN; YIACOUMI, 2011; METCALF; EDDY, 2016; HELLER; DE PÁDUA, 2016). Envolvendo essa camada fixa de contraíons, haverá uma outra camada, denominada de camada difusa (Figura 2), que será formada através das forças difusivas que, geralmente, impelem os íons positivos para direções de concentrações iônicas menores. A espessura dessa camada depende, predominantemente, da concentração de íons da partícula. A nuvem de íons difusos pode chegar até 300 nm, sendo que, quanto mais afastado da superfície da partícula, menor será a concentração de íons (LIBÂNIO, 2010; METCALF; EDDY, 2016; HELLER; DE PÁDUA, 2016, HOWE *et al.*, 2016). A Figura 3 ilustra as diferentes camadas e potenciais formados nas proximidades das partículas presentes em meio líquido.

Como resultado da formação das camadas compacta e difusa, alguns potenciais elétricos são criados ao redor da partícula: potencial Nernst e potencial Zeta (Figura 3). O potencial Nernst refere-se ao existente na superfície da partícula coloidal, que é o máximo resultante do sistema, enquanto o potencial Zeta é aquele resultante no plano de

cisalhamento da nuvem de íons que circunda a partícula (LIBÂNIO, 2010; METCALF; EDDY, 2016; HELLER; DE PÁDUA, 2016, HOWE *et al.*, 2016; GUIMARÃES, 2017). A desestabilização e posterior remoção das partículas coloidais depende da quebra desses potenciais elétricos. Este processo, que pode ocorrer isoladamente ou simultaneamente, pode ser dividido em diferentes mecanismos: adsorção-desestabilização, compressão da dupla camada e varredura (LIBÂNIO, 2010; METCALF; EDDY, 2016; HELLER; DE PÁDUA, 2016, HOWE *et al.*, 2016; GUIMARÃES, 2017).

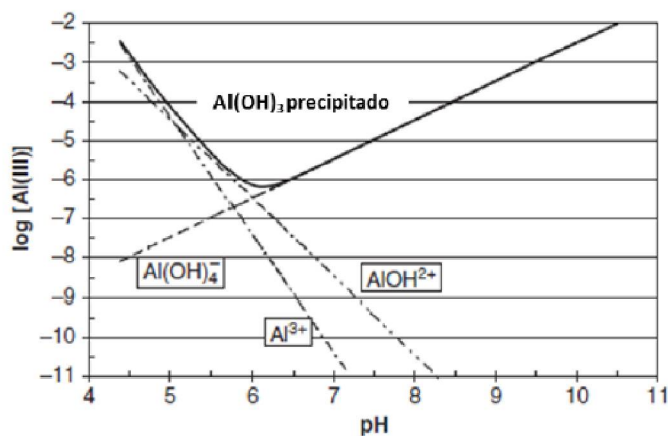
FIGURA 3 - Esquema representativo das camadas e potenciais elétricos de uma partícula no líquido.



FONTE: Lóio (2013) adaptado de Di Bernardo (2005).

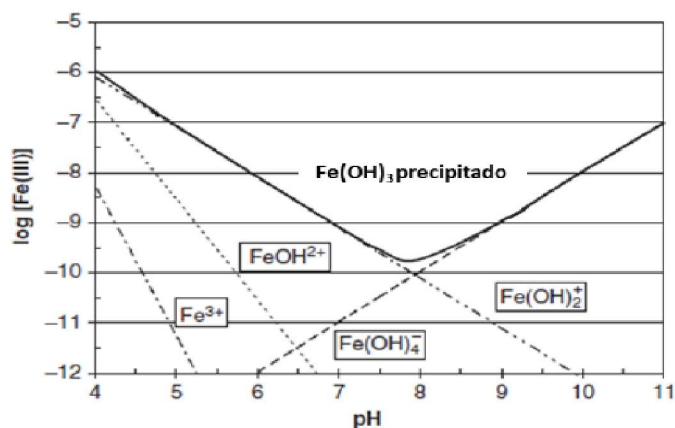
No mecanismo de adsorção-desestabilização, as espécies hidrolisadas (provenientes do coagulante) são adsorvidas às partículas do efluente. A desestabilização irá depender do pH do meio e se as espécies hidrolisadas possuem carga contrária à do colóide. Esse mecanismo ocorre imediatamente após a adição do coagulante no meio. Os sais trivalentes de Ferro e Alumínio são os mais utilizados devido à sua maior capacidade de penetrar na camada difusa (STUMM; O'MÉLIA, 1968; DI BERNARDO *et al.*, 2002; RODRIGUES, 2010, HOWE *et al.*, 2016). As Figuras 4 e 5 mostram o diagrama de espécies para os sais de Alumínio e Ferro, respectivamente.

FIGURA 4 - Diagrama de espécies para o alumínio.



FONTE: Guimarães (2017).

FIGURA 5 - Diagrama de espécies para o ferro.

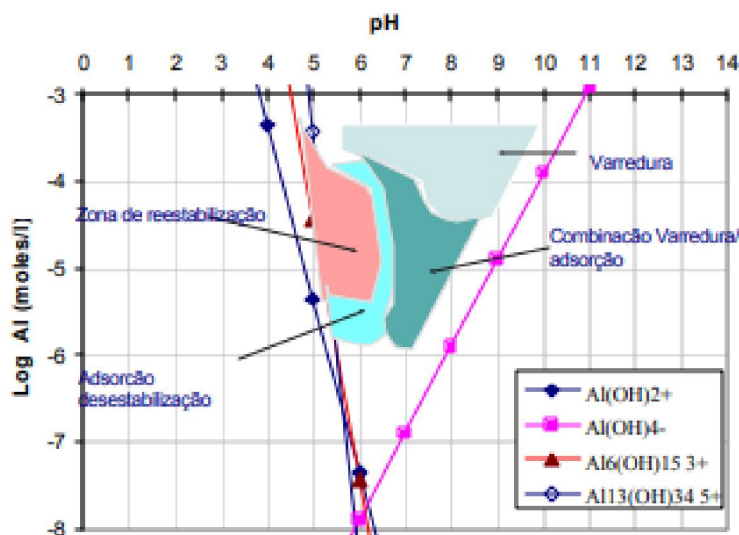


FONTE: Guimarães (2017).

A ocorrência da compressão da dupla camada é resultado do aumento da concentração dos íons metálicos, através da aplicação de íons inorgânicos monovalentes que apresentam características de hidrólise e adsorção (NaCl, KCl), possibilitando a adsorção destes íons na interface sólido-líquido, resultando na compressão da camada compacta e difusa devido a neutralização do potencial elétrico Zeta. Portanto, as forças de repulsão entre as partículas irão diminuir, possibilitando a agregação das mesmas (RODRIGUES, 2010, OLIVEIRA; RUBIO, 2011). Para a ocorrência do mecanismo de varredura, a combinação dos hidróxidos presentes no efluente e sais de ferro e alumínio possibilita a formação de precipitados de carga positiva e elevado peso molecular. Os precipitados formados podem se adsorverem na superfície dos colóides (neutralização) ou envolverem as partículas suspensas (aprisionamento), formando flocos de maior peso,

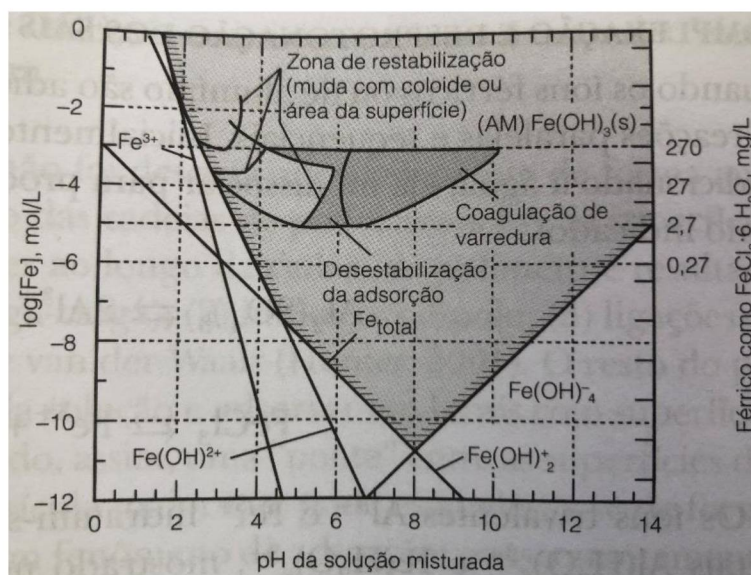
favorecendo sua posterior remoção. É necessário a aplicação de maiores concentrações de coagulantes, se comparado aos outros mecanismos, e o pH do meio deve ser ajustado (PACKHAM, 1965; ANDRADE, 2002; FIGUEIREDO, 2009; LIBÂNIO, 2010, HOWE *et al.*, 2016). As Figuras 6 e 7 mostram o diagrama de solubilidade e as regiões onde predominam os diferentes mecanismos de coagulação.

FIGURA 6 - Diagrama de espécies para o alumínio.



FONTE: Gonçalves *et al.* (1997).

FIGURA 7 - Diagrama de solubilidade para o ferro.



FONTE: Howe *et al.* (2016).

Alguns fatores podem afetar a coagulação, interferindo diretamente na eficiência deste processo. Como exemplo, pode-se citar o tipo e concentração de coagulante, pH da água, tempo de detenção e gradiente de velocidade da mistura rápida (LIBÂNIO, 2010;

HOWE *et al.*, 2016). Em relação ao coagulante utilizado, a escolha do mesmo está diretamente relacionado com as características da água bruta. A característica básica para o coagulante ser escolhido constitui-se na capacidade de produzir espécies hidrolisadas e precipitados dissociados em água, capazes de desestabilizarem ou aprisionar partículas coloidais e suspensas presentes na água. Os principais coagulantes empregados no processo de coagulação são o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$), cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e cloreto de polialumínio ($\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_3$). A concentração ótima do coagulante está diretamente relacionada com a presença de partículas na água, podendo esta ser determinada por equações empíricas ou ensaios de tratabilidade, que é o mais indicado. O pH, quando empregado sais de ferro e alumínio na coagulação, tende a ser uma variável imprescindível na predominância de espécies hidrolisadas do coagulante. Portanto, para se ter uma boa coagulação, deve-se fazer o ajuste para o melhor valor para cada coagulante. Os principais alcalinizantes utilizados para adequar o valor de pH são a cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) e hidróxido de sódio (NaOH) (LIBÂNIO, 2010; HOWE *et al.*, 2016; METCALF; EDDY, 2016).

Para evitar que espécies hidrolisadas reajam entre si nos pontos de maior concentração de coagulante, é importante que seja feita a homogeneização do coagulante na água com alta turbulência, evitando o uso de concentrações elevadas de coagulante para atingir a total neutralização das partículas presentes no meio. O parâmetro que relaciona matematicamente a turbulência (energia) introduzida na massa líquida com a necessária para a mistura do produto químico é denominado de gradiente de velocidade (G). Portanto, é preciso definir valores ótimos de G e tempo de detenção na mistura rápida. As condições ideais dos valores desses parâmetros devem ser determinadas prioritariamente em laboratório com equipamentos do tipo *Jartest* (CAMP; STEIN, 1943; AZEVEDO NETTO *et al.*, 1973; ABNT, 1992; LIBÂNIO, 2010). Na literatura e legislação nacional, são reportadas faixas com valores mínimos e máximos para o tempo e gradiente de velocidade de mistura rápida que variam de 1 a 180 s e de 300 a 7000 s^{-1} , respectivamente (ABNT, 1992; RICHTER, 2009; HELLER; DE PÁDUA, 2016; METCALF; EDDY, 2016).

Como não há uma equação matemática universalmente aceita para a definição de valores das variáveis que interferem na coagulação, devido aos diferentes fatores que ocorrem simultaneamente no processo, a definição de cada variável pode ser determinada por meios de estudos experimentais em escala de bancada. A alternativa padrão em

laboratório é o procedimento de *Jartest*, que permite avaliar de forma rápida essas variáveis (HOWE *et al.*, 2016; VINITHA *et al.*, 2018). Em escala real, a unidade de mistura rápida pode ser projetada para ser feito por métodos mecanizados ou hidráulicos. Fatores como a localização geográfica, manutenção e operação, características da água bruta irão interferir na definição do tipo de unidade. Na essência, a câmara deve conferir gradiente de velocidade e tempo de detenção recomendados para que ocorra uma coagulação eficiente (ABNT, 1992; LIBÂNIO, 2010; HOWE *et al.*, 2016).

3.3.1.3 Floculação

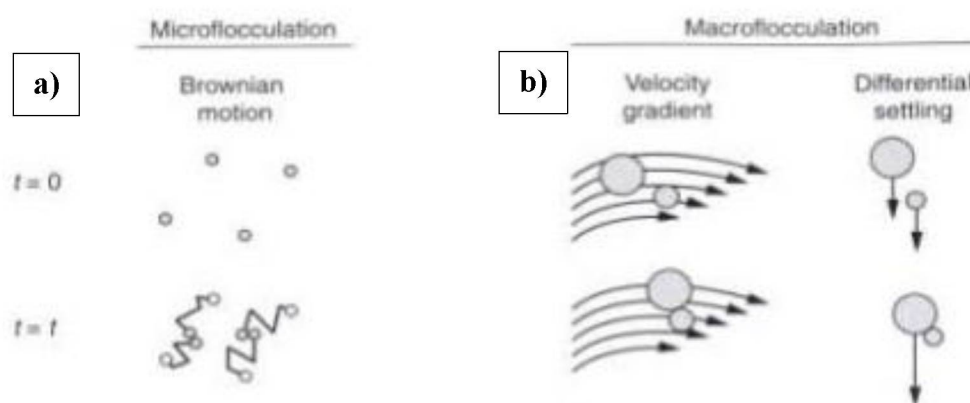
A floculação é um processo físico efetuado imediatamente após a coagulação que objetiva agrupar os sólidos em suspensão permitindo o contato entre partículas, partículas/flocos e flocos/flocos. Para tanto, as unidades de floculação precisam ter condições de mistura suficientes para transformar partículas discretas (partículas que sedimentam individualmente com dimensões e velocidades constantes) de pequenas dimensões em agregados maiores, facilitando a remoção por sedimentação, flotação e/ou filtração. A mistura lenta é aplicada para facilitar o contato entre as partículas e flocos, sem que ocorra fragmentação dos flocos formados (LIBÂNIO, 2010; METCALF; EDDY, 2016; LUCCA, 2017; WATANABE, 2017).

Os movimentos associados à colisão das partículas em suspensão durante a floculação são: floculação por sedimentação diferencial, floculação ortocinética (gradientes de velocidade) e floculação pericínética (movimento Browniano). A sedimentação diferencial é resultado da força gravitacional atuante sobre duas diferentes partículas, resultando em diferentes velocidades de sedimentação, possibilitando a colisão e agregação de umas com as outras. A partícula maior formada sedimenta a uma velocidade maior do que as partículas antes da agregação (METCALF; EDDY, 2016; FIGUEIREDO, 2009; GUALBERTO, 2009).

A floculação pericínética (microfloculação) é associada ao movimento térmico aleatório de moléculas de fluido (movimento Browniano), que as mantém em constante vibração, possibilitando a colisão e agregação. Partículas com diâmetro entre 0,001 – 1 µm são as mais relevantes para esse tipo de floculação. Como a energia desse tipo de floculação é apenas proveniente da energia térmica do fluido, demanda-se um longo

período para ser concluído (METCALF; EDDY, 2016; FIGUEIREDO, 2009; GUALBERTO, 2009). A floculação ortocinética (macrofloculação) é realizada com a aplicação de gradientes de velocidade, que introduz energia externa à suspensão, possibilitando que as partículas colidam e agreguem, formando um floco maior e mais denso, facilitando a remoção por processos unitários físicos posteriores. É o mecanismo mais utilizado no tratamento de águas residuárias (FIGUEIREDO, 2009; GUALBERTO, 2009). A Figura 8 mostra os mecanismos de micro e macrofloculação.

FIGURA 8 – Esquemas de floculação: a) Pericínética (Microfloculação) e b) Ortocinética (Macrofloculação).



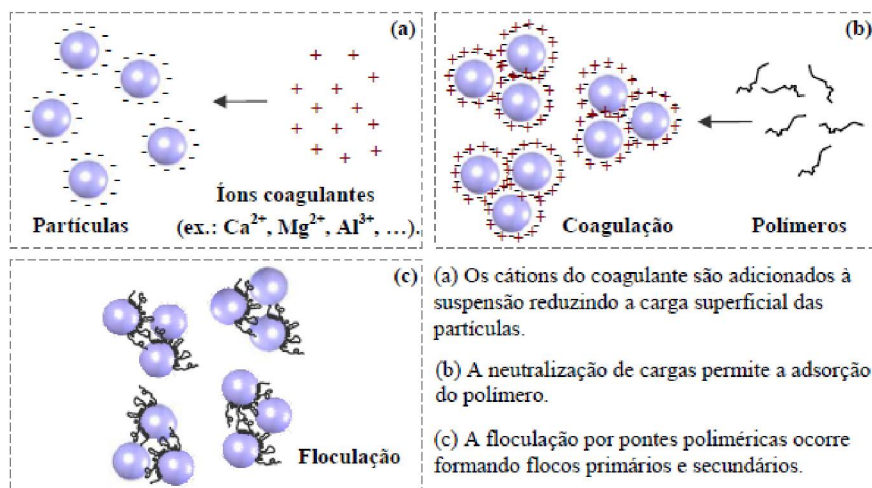
FONTE: Tchobanoglous *et al.* (2003).

Nos processos de floculação tem-se utilizado polímeros hidrossolúveis, também conhecidos como floculantes, que maximizam a etapa de agregação das partículas em suspensão, requerem menores concentrações, geram menores volumes de lodo e possuem menores custos inerentes ao processo (NOZAIC *et al.*, 2001, ROUT *et al.*, 1999, RODRIGUES, 2010). Os produtos utilizados na otimização do processo de floculação incluem polieletrólitos ou polímeros (naturais ou sintéticos). A maioria dos produtos comerciais é sintético, como por exemplo, as poliacrilamidas iônicas, polímeros não iônicos, poliamidas. Em relação à sua carga elétrica, eles podem se diferenciar em polímeros não-iônicos (como o polióxido de etileno e as poliacrilamidas), aniônicos (radical - COOH^-) ou catiônico (radical - NH_3^+), sendo este último o mais usado (RODRIGUES, 2010; METCALF; EDDY, 2016).

No mecanismo de coagulação seguida de floculação, também conhecido como sensitização, ocorre a combinação desses dois processos pela adição de coagulantes (redução da repulsão eletrostática) e floculantes (adsorção do polímero), geralmente

aniônicos ou não-iônicos, no sistema. Esses polímeros possuem uma grande cadeia molecular, sendo essa composta por substâncias que se ligam a diferentes sítios de adsorção das partículas desestabilizadas no líquido, através de pontes químicas, formando flocos (DI BERNARDO *et al.*, 2002; RODRIGUES, 2010; ETCHEPARE, 2012; HOWE *et al.*, 2016; METCALF; EDDY, 2016). O esquema da Figura 9 ilustra o mecanismo de sensitização (coagulação-floculação).

FIGURA 9 – Esquema da sequência do mecanismo de sensitização (coagulação seguida de floculação) mostrando os processos de: (a) desestabilização das partículas, (b) adição dos polímeros na floculação, e (c) formação dos flocos através de pontes químicas.



FONTE: Rodrigues (2010).

Diversos parâmetros influenciam na eficiência dos mecanismos de floculação, sendo os mais relevantes: a seleção adequada de reagentes, o gradiente de velocidade e o tempo de detenção. O tipo de polímero está relacionado com o seu peso molecular e a densidade de carga das cadeias poliméricas, que por sua vez, desempenham importante função sobre os mecanismos envolvidos no processo. As colisões ocorridas dentro da unidade de floculação (provenientes do gradiente de velocidade) devem ser projetadas de modo a possibilitar o contato satisfatório entre as partículas, facilitando a formação dos flocos. Em relação ao tempo de detenção, o mesmo pode interferir no processo pois ele deve ser projetado de tal maneira a garantir que haverá redução do número de partículas desestabilizadas formadas na coagulação (LIBÂNIO, 2010, RODRIGUES, 2010). As faixas presentes nos estudos e legislação nacional para o tempo e gradiente de velocidade de mistura lenta compreendem valores de 15 a 60 min e de 10 a 100 s^{-1} , respectivamente

(ABNT, 1992; RICHTER, 2009; HELLER; DE PÁDUA, 2016; METCALF; EDDY, 2016).

As unidades de floculação podem ser classificadas em hidráulicas ou mecanizadas. Na floculação hidráulica, a energia de agitação é proveniente das chicanas instaladas na unidade, que fazem com que o líquido se movimente e realize fluxo do tipo pistão (caracterizado por manter a identidade das partículas e tempo de permanência no tanque igual ao tempo de detenção teórico), podendo ser horizontal e/ou vertical. Já nas unidades mecanizadas, a energia surge dos motores mecânicos presentes no tanque, sendo a turbulência da água advindo da potência dos motores (LOPES, 2011; TAFFAREL, 2012; METCALF; EDDY, 2016).

3.3.1.4 Sedimentação

A sedimentação é o processo no qual são fornecidas condições para os flocos e/ou partículas depositar-se pela ação da gravidade e inércia sobre os flocos e a água. O objetivo desta etapa é diminuir o carregamento de flocos e/ou partículas para as unidades posteriores. Quanto mais eficiente for essa etapa, melhor será a filtração e processos subsequentes (AZEVEDO NETTO, 1979; KIANG; METRY, 1982; JORDÃO; PESSOA, 2005; LIBÂNIO, 2010). No tratamento de efluentes, o processo de sedimentação pode ser classificado em quatro zonas: discreta, floculenta, de transição e de compressão. Na sedimentação discreta, não ocorre a aglutinação de partículas, conservando-se assim suas propriedades como peso, volume e forma, mantendo constante sua velocidade de sedimentação. Esse processo ocorre em suspensões bastante diluídas, ou seja, meios que possuem menores concentrações de partículas em suspensão (JORDÃO, PESSOA, 2005; LIBÂNIO, 2010). Na sedimentação de partículas floculentas, as partículas e/ou flocos vão se aglomerando à medida que se precipitam, aumentando seu peso e, conseqüentemente, sua velocidade de sedimentação. A eficiência da sedimentação nesse caso aumenta com o tempo de contato e a profundidade do tanque, melhorando o processo de clarificação. Do ponto de vista do tratamento de água e esgoto, é o tipo de sedimentação que prevalece nos decantadores primários, onde a relativa e elevada concentração de sólidos em suspensão permite tais interações (DI BERNARDO *et al*, 2002; LIBÂNIO, 2010). Em suspensões com alta concentração de partículas sólidas,

passa a prevalecer a sedimentação por zona de transição. Como a concentração é muito elevada, a água encontra dificuldades para sair dos espaços vazios e possibilitar a sedimentação dos sólidos. Assim, a velocidade de sedimentação diminui ao longo da profundidade do sedimentador, sendo mínima no fundo da unidade, local que possui alta concentração de sólidos (GREGORY; ZABEL, 1990; VON SPERLING, 2014; METCALF; EDDY, 2016). A sedimentação por zona de compressão acontece no fundo do tanque de sedimentação, onde a concentração de sólidos é tão elevada, que o peso de uma partícula sobre a outra provoca a liberação de água intersticial (GREGORY; ZABEL, 1990; VON SPERLING, 2014; METCALF; EDDY, 2016).

As unidades de sedimentação devem ser projetadas de modo a evitar curto circuitos e quebra dos flocos, o que ocasionariam, respectivamente, o arraste de partículas para as etapas seguintes e redução da eficiência. Os sedimentadores podem ser dimensionados de diversos formatos: circulares, trapezoidais, retangulares e de placas paralelas, sendo os dois últimos os mais comuns em estações de tratamento de água e esgoto. Ultimamente tem-se aumentado o emprego de sedimentadores de placas paralelas, devido principalmente a maior taxa de aplicação superficial que pode ser empregada e o menor volume em planta, quando comparado com os sedimentadores retangulares. A remoção do lodo gerado no processo de sedimentação pode ser realizada de duas maneiras: remoção hidráulica, através de cargas hidrostáticas (sedimentador não-mecanizado), ou mecanicamente, através de raspadores de fundo (sedimentador mecanizado). (GREGORY; ZABEL, 1990; TAFFAREL, 2012). As Figuras 10 e 11 ilustram os sedimentadores do tipo retangular e de placas paralelas, respectivamente.

FIGURA 10 - Esquema do sedimentador retangular.

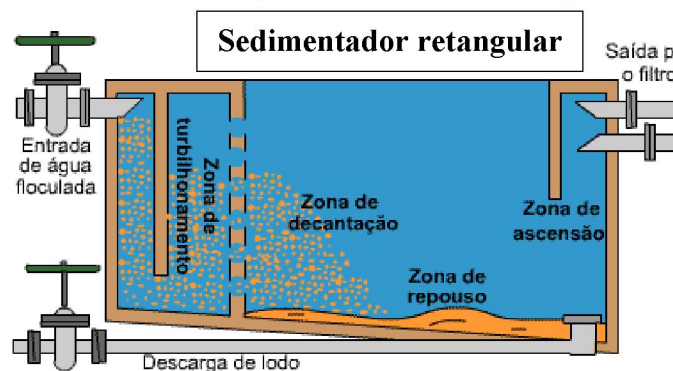
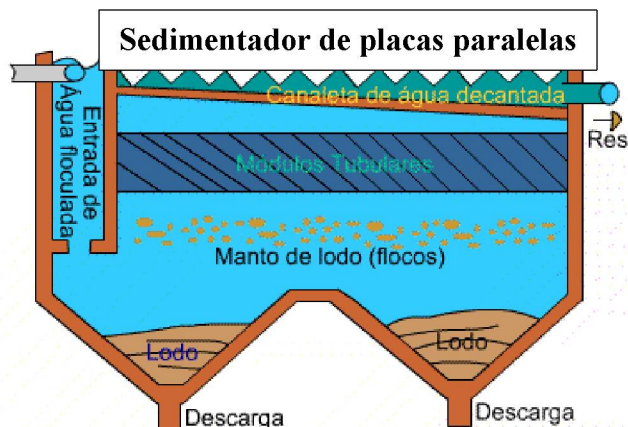


FIGURA 11 – Esquema do sedimentador de placas paralelas



FONTE: Adaptado de Knapik (2015).

3.3.1.5 Flotação por Ar Dissolvido (FAD)

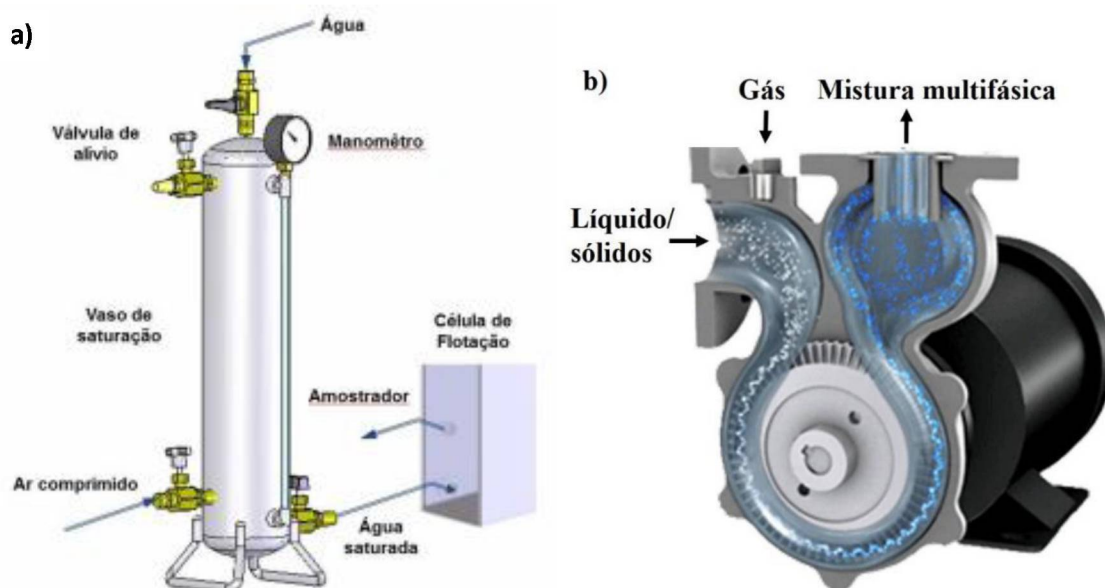
Os processos de flotação podem ser classificados de acordo com o método de produção de bolhas, diferenciando-se através das técnicas para introduzi-las no líquido. As técnicas mais utilizadas são a eletroflotação, flotação por ar disperso e flotação por ar dissolvido (FAD), sendo essa última a mais utilizada no tratamento de águas residuárias (AISSE *et al.*, 2001; RUBIO *et al.*, 2002; METCALF; EDDY, 2016). A flotação por ar dissolvido (FAD) é um processo unitário de separação sólido-líquido no qual MB (diâmetros entre 30 e 70 μm) e NB (diâmetros entre 50 e 300 nm) produzidas pela depressurização de um fluxo de água saturada com ar, em pressão elevada, são utilizadas para remoção de suspensões coloidais, bactérias, algas e vírus presentes em águas e efluentes líquidos (GREGORY *et al.*, 1999; RUBIO *et al.*, 2002; RODRIGUES; RUBIO, 2003; EDZWALD, 2010; CALGAROTO *et al.*, 2014; AZEVEDO *et al.*, 2016; ETCHEPARE, 2016; AZEVEDO *et al.*, 2017).

As principais vantagens da FAD são a sua alta taxa de aplicação superficial (9-14 m.h^{-1}), bem superior àquela de métodos de tratamentos concorrentes, como a sedimentação (1-5 m.h^{-1}), o que resulta no emprego de unidades de tratamento bastante compactas; alta eficiência de remoção das partículas presentes no líquido; menores tempos de detenção; maior adensamento do lodo e menor concentração de reagentes aplicados no processo. As desvantagens desse tipo de processo compreendem a maior energia requerida na operação (saturação da água e formação de bolhas), complexidade

de operação do processo e maior possibilidade de rompimento dos flocos formados (REALI; CAMPOS, 2002; EDZWALD, 2010; RODRIGUES; RUBIO, 2007; RUBIO *et al.*, 2002; ZANETI *et al.*, 2011; ETCHEPARE, 2016).

Nesse processo, as MB e NB são produzidas pela supersaturação de ar em água, podendo ser efetuada em câmaras de saturação ou tubulações pressurizadas. Os três principais métodos de dissolução de ar na água são: i) borbulhamento de ar em vaso saturador, onde difusores de ar injetam ar comprimido em um vaso de pressão preenchido com água; ii) vaso saturador de leito fixo, sendo o ar comprimido injetado no vaso saturador, que possui um leito de elementos (anéis de *Rashig*, por exemplo) no seu interior; iii) sistema de injeção de ar com bombas centrífugas multifásicas (BCM), sendo o ar inserido e cisalhado na linha de sucção devido aos rotores presentes na bomba (BRATBY; MORAIS, 1977). O primeiro método depende do tempo de retenção da água no vaso saturador para ter uma boa eficiência de saturação (FÉRIS; RUBIO, 1999; FÉRIS *et al.*, 2000; RODRIGUES; RUBIO, 2003). O segundo método, que é o mais utilizado nas indústrias, já minimiza a variável do tempo na eficiência de saturação, devido a maior área de interface ar/água alcançada (EDZWALD; HAARHOFF, 2011). O método das BCM, que é o que mais teve avanços nos últimos anos e tem mostrado um elevado potencial para aplicação em escala real, possibilita a formação de bolhas em questões de segundos (5 a 10 s) e sem a necessidade de compressor de ar (RUBIO; ZANETI, 2009; PIOLTINE; REALI, 2011). A Figuras 12 ilustra o mecanismo de borbulhamento de ar em: a) vaso saturador e b) injeção de ar com BCM.

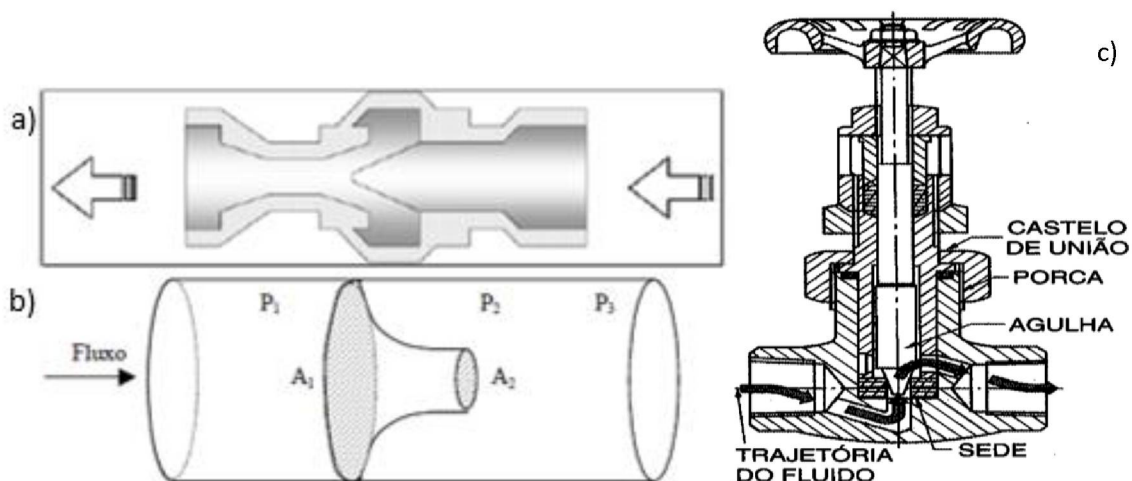
FIGURA 12 – Desenho esquemático dos mecanismos de a) borbulhamento de ar em vaso saturador em escala de bancada e b) injeção de ar em BCM.



FONTE: a) Cerski *et al.* (2016) e b) Nikuni, 2019.

Após a saturação e dissolução de ar na massa líquida, o líquido é exposto a condições de baixas pressões, resultando em uma diferença brusca e repentina de pressão. Essa redução de pressão é realizada em constritores de fluxo ou dispositivos redutores de pressão e, como resultado, ocorre o desprendimento do ar e formação das bolhas. Os constritores de fluxo possuem um estreitamento em sua estrutura interna, possibilitando o aumento da velocidade do fluxo e diminuição da pressão, propiciando a cavitação/nucleação das bolhas. Dentre os tipos de cavitação, a hidrodinâmica é considerada a mais barata e eficiente na geração de bolhas, com a utilização de equipamentos de baixo custo de manutenção e simples de operação. Fatores como o modelo de constritores de fluxo e regime de fluxo após a constrição tem influência direta na quantidade de ar liberado, crescimento e tamanho das bolhas geradas, e, portanto, devem ser observados na concepção de um sistema que envolve a flotação (RUBIO *et al.*, 2002; FAN *et al.*, 2010; ETCHEPARE, 2016). A Figura 13 mostra constritores de fluxo do tipo a) venturi, b) *nozzle*, e c) válvula agulha.

FIGURA 13 - Esquema de um constritor de fluxo do tipo: a) venturi, b) *nozzle* e c) válvula agulha.



FONTE: a) Rubio *et al.* (2002), b) Etchepare (2016) e c) Porteborges (2018).

A quantidade de ar liberado pode ser explicada pela lei de Henry, que indica que a solubilidade de um gás dissolvido na água é proporcional à pressão parcial deste gás sobre o líquido, determinando que a dissolução de ar em água é dependente da pressão e temperatura. Portanto, a quantidade teórica de ar disponível para flotação quando a água saturada com ar a uma pressão nominal P_n é injetada na câmara de flotação, a pressão atmosférica, é dada pela Equação 1.

$$P_n \cdot V_a = K \cdot P_{sat} \quad (1)$$

Onde: P_n é a pressão nominal, V_a é o volume teórico de ar disponível para flotação por litro de água saturada, K é a constante de Henry, P_{sat} é a pressão de saturação.

A energia total transferida para a formação de bolhas está relacionada com as propriedades do líquido (viscosidade dinâmica e tensão superficial) e a diferença de pressão entre o saturador e o constritor de fluxo. A Equação 2 mostra a equação formulada por Takahashi *et al.* (1979) para o cálculo da energia transferida.

$$\Delta F = \frac{16 \times \mu \times Y}{3(P_{sat} - P_{atm})^2} \quad (2)$$

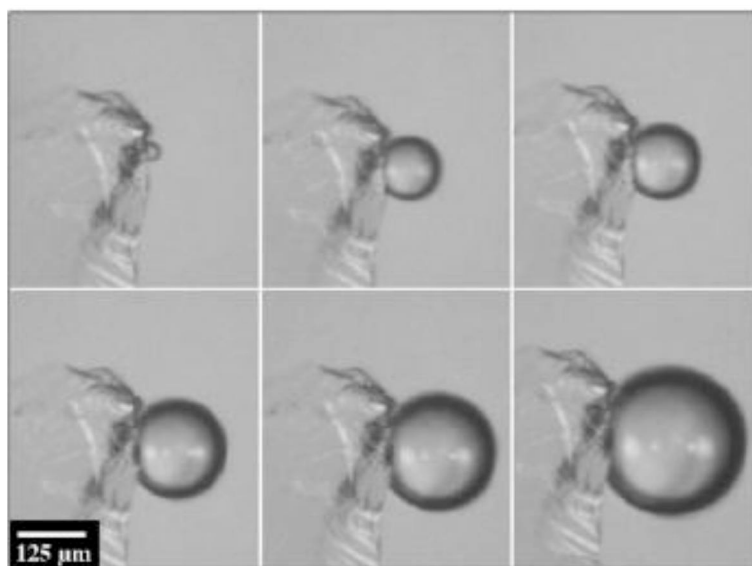
Onde: ΔF é a energia total transferida; μ é a viscosidade dinâmica do líquido; Y é a tensão superficial do líquido, P_{sat} é a pressão de saturação e P_{atm} é a pressão atmosférica.

De acordo com a Equação 2, pode-se concluir que menores valores de tensão superficial (está relacionada com a presença de surfactantes) e viscosidade dinâmica

implicam em menores valores de energia requerida, enquanto que, maiores valores de diferença de pressões entre a saída do saturador (P_{sat}) e do constritor de fluxo (P_{atm}), indicam maiores quantidades de energia para o sistema.

Após se formarem pelo mecanismo de nucleação, o crescimento das bolhas das bolhas pode ocorrer por três mecanismos: pela retirada de ar do líquido, pela diminuição da pressão hidrostática ao passo que as bolhas ascendem na unidade de flotação e fusão ou coalescência das bolhas. A Figura 14 ilustra os processos de nucleação e crescimento de uma bolha na superfície de uma partícula.

FIGURA 14 - Nucleação e crescimento de uma bolha na superfície de uma partícula.



FONTE: Rodrigues; Rubio (2007).

O tamanho das bolhas geradas na FAD tem relação direta com as propriedades químicas da solução, da presença de íons, surfactantes, óleos, além da técnica experimental utilizada para a geração dessas bolhas. A principal diferença entre as MB e NB é que as primeiras flutam rapidamente para a superfície da água e desaparecem em questões de minutos, enquanto que as NB possuem elevada longevidade (podendo chegar a meses após a sua formação) e estabilidade, resultando em um elevado potencial tecnológico para aplicação na área ambiental (CALGAROTO *et al.*, 2014; AZEVEDO *et al.*, 2016; ETCHEPARE, 2016; AZEVEDO *et al.*, 2017; ETCHEPARE *et al.*, 2017a; ETCHEPARE *et al.*, 2017b).

A remoção das partículas presentes no líquido depende das características superficiais/interfaciais do sistema constituído por partículas e bolhas de ar, sendo influenciada pela razão entre a massa de ar em relação à massa de sólidos em suspensão (varia em função da solubilidade do ar na temperatura do efluente, fração de ar dissolvido, pressão absoluta, SST, vazão de recirculação de água clarificada e vazão afluente) e a taxa de aplicação (varia em função da área da seção horizontal do flotor e vazão afluente). Tais relações são expressas pelas Equações 3 e 4.

$$\frac{A}{S} = \frac{1,3.s_a(f.P-1)}{S_a} \quad (3)$$

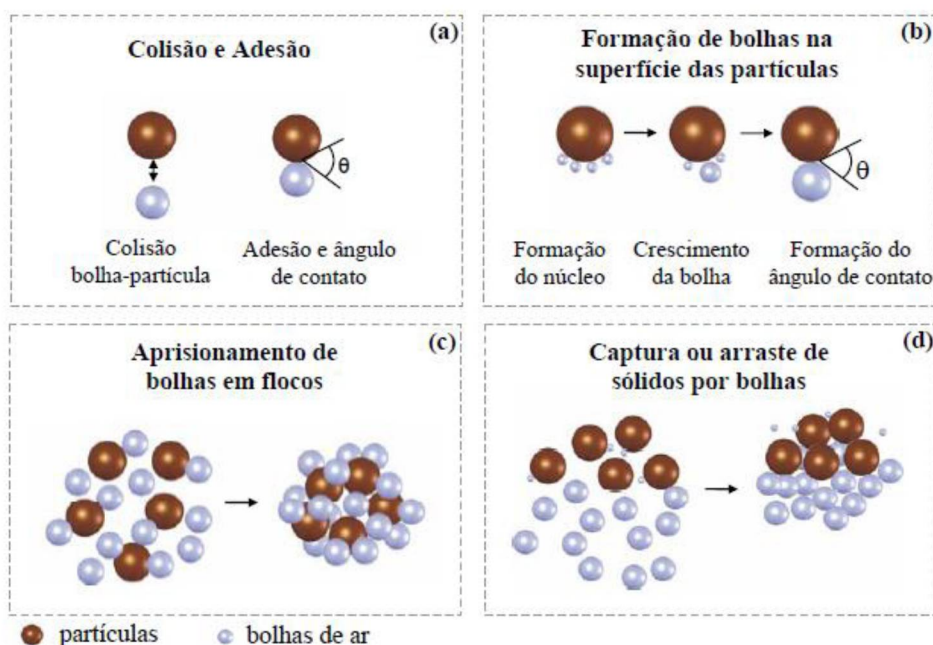
Onde: A/S é a razão ar sólidos, s_a é a solubilidade do ar, f é a fração de ar dissolvido à pressão P, P é a pressão, S_a é a concentração de sólidos suspensos do efluente.

$$TAS = \frac{Q}{A} \quad (4)$$

Onde: TAS é a taxa de aplicação superficial, Q é a vazão do efluente, A é a área da seção horizontal.

Os fenômenos de interação bolhas-partículas mais aceitos na literatura são: colisão e adesão, formação de bolhas na superfície das partículas, aprisionamento de bolhas em flocos e captura ou arraste de sólidos por bolhas (SOLARI; GOCHIN, 1992; RUBIO *et al.*, 2002; CARISSIMI; RUBIO, 2005; SENA, 2005; RODRIGUES; RUBIO, 2007; OLIVEIRA, 2010; ETCHEPARE, 2012). A Figura 15 ilustra de forma esquemática os fenômenos de interação bolhas-partículas.

FIGURA 15 - Sequência dos mecanismos de interação bolhas-partículas.



FONTE: Rodrigues (2010).

- Colisão e adesão: a colisão é controlada pela hidrodinâmica do sistema, sendo função dos movimentos relativos de partículas e bolhas, que são controlados por forças de cisalhamento (líquido-partícula), forças de atração gravitacional, forças de inércia e/ou momento das partículas (grossas) e forças de difusão ou movimento Browniano (ultrafinas). A adesão envolve etapas de indução (tempo necessário para se localizar no ponto onde ocorre a adesão), ruptura do filme ou película líquida e deslocamento do filme até o ponto de equilíbrio.
- Formação de bolhas na superfície das partículas: esse fenômeno ocorre quando uma fração do ar dissolvido na água não é convertido em bolhas pela despressurização. O ar remanescente em solução na água nucleia e cresce na interface sólido-líquido arrastando para a superfície das células de flotação.
- Aprisionamento de bolhas em flocos: o aprisionamento de bolhas no interior dos flocos ocorre devido às pequenas dimensões das bolhas, formando os chamados flocos aerados, e o agregado bolha-partícula apresenta densidade baixa
- Captura ou arraste de sólidos por bolhas: o arraste de partículas ocorre pela ascensão da nuvem de bolhas, sendo esse mecanismo dependente principalmente das condições hidrodinâmicas no interior da câmara de flotação e da distribuição do diâmetro das bolhas. As partículas arrastadas não necessariamente encontram-

se agregadas às bolhas de ar. A "captura" aumenta com a diminuição do tamanho de bolhas e com o aumento do tamanho de partículas

Os dois primeiros fenômenos são dependentes da tensão superficial e hidrofobicidade das partículas. A aderência da bolha de ar no sólido é facilitada quando há concentrações maiores de bolhas de menores diâmetros, devido ao aumento da força de empuxo que age sobre o sólido. Devido a maior probabilidade de bolhas de menores diâmetros aderirem à superfície das partículas, suas dimensões são variáveis operacionais importantes para a flotação, visto que, bolhas relativamente grandes dificilmente aderem à superfície do sólido, ocorrendo muitas vezes, a destruição dos flocos pré-formados. (SENA, 2005; OLIVEIRA, 2010)

3.3.1.6 Filtração em Areia

A filtração se constitui em uma alternativa de tratamento integrado com outros processos físico-químicos que possui reduzido custo de instalação, manutenção e operação que tem como função primordial a remoção de partículas suspensas residuais, responsáveis por turbidez e cor, além de auxiliar na eficiência da desinfecção, reduzindo microrganismos patogênicos. Portanto, essa etapa do processo assegura a qualidade do efluente tratado, removendo partículas que porventura passaram pelas etapas de coagulação, floculação e sedimentação/flotação (HAMODA *et al.*, 2004; LIBÂNIO, 2010). Os filtros de areia são, geralmente, operados com fluxo descendente, sendo o líquido operado sob ação da gravidade. Os principais parâmetros operacionais que devem ser considerados no projeto de unidades de filtração são a taxa de filtração, leito filtrante, características físico-químicas das impurezas, distribuição granulométrica do meio granular e profundidade do leito filtrante (ETCHEPARE, 2012; METCALF; EDDY, 2016).

Na filtração, os três principais mecanismos que atuam durante o escoamento da água através do meio granular são: transporte, aderência e arraste. Primeiramente, as partículas são conduzidas para a proximidade da superfície dos grãos da camada filtrante (transporte). Ao chegarem próximo do ponto de coleta, forças superficiais atuam conduzindo a adesão entre partículas-coletores e partículas-partículas previamente aderidas. À medida que os espaços intergranulares diminuem com a adesão de novas

partículas, a força cisalhante aumenta sobre o material depositado, ocasionando no desprendimento, arraste e carreamento junto com a água filtrada (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010; HOWE *et al.*, 2016; METCALF; EDDY, 2016).

Durante a filtração, o meio filtrante começa a colmatar aos poucos, em decorrência da detenção das partículas em suspensão carregadas para o filtro, e, como consequência disso, a perda de carga vai aumentando até atingir um limite, a partir do qual, deve-se realizar a limpeza do filtro para remoção das partículas aderidas na camada filtrante. O intervalo de tempo decorrido entre o instante em que é iniciado a operação de um filtro e o instante em que inicia a limpeza do mesmo é conhecido como carreira de filtração. A lavagem dos filtros pode ser realizada: exclusivamente com água, com ar e água simultaneamente e com ar unicamente seguido de água (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; METCALF; EDDY, 2016).

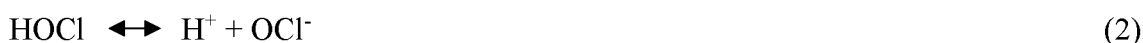
Os filtros compostos por camada única de areia podem ser classificados em filtros lentos e filtros rápidos. Para o primeiro caso, o tamanho efetivo dos grãos deve variar de 0,25 a 0,35 mm e a taxa de filtração não deve ser superior a $6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Para a utilização de filtros rápidos, os grãos devem ter diâmetros médios entre 0,45 e 0,55 mm e a taxa de filtração devem ficar dentro do intervalo de 180 a $360 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (ABNT, 1992)

3.3.1.7 Desinfecção via Cloração

A desinfecção tem por objetivo a redução ou eliminação de microrganismos patogênicos presentes na água, sendo o cloro o desinfetante mais utilizado em todo o mundo. Tal fato se respalda no domínio dessa tecnologia, os custos reduzidos de implantação e manutenção, inativação de diferentes patógenos, manutenção de concentração residual facilmente medida e controlada (USEPA, 1999; WINWARD, 2008; METCALF; EDDY, 2016). Para a desinfecção de efluentes, o cloro pode ser utilizado nas seguintes formas: líquida ou gasosa (Cl_2), hipoclorito de sódio ou de cálcio (NaOCl ou Ca(OCl)_2), dióxido de cloro (ClO_2) e cloraminas (NH_2Cl e NHCl_2). Para fins de reúso descentralizado de água, hipocloritos de sódio ou de cálcio são mais indicados, pois o cloro livre, na forma de HOCl , requer menor tempo de contato e uma concentração

mais baixa para um mesmo nível de inativação dos patógenos (USEPA, 2004; TAFFAREL, 2012; HOWE *et al.*, 2016; METCALF; EDDY, 2016).

A adição de compostos a base de cloro na água, reage com uma grande variedade de substâncias orgânicas (nitrogênio orgânico, por exemplo) e inorgânicas (nitrogênio amoniacal, por exemplo) e microrganismos (bactérias e vírus). O valor de pH tem influência direta na concentração de compostos com maiores ou menores potenciais de oxidação. Na aplicação de cloro, o ácido hipocloroso (HOCl) e íon hipoclorito (OCl⁻) coexistem, em pH neutro, sendo o primeiro (HOCl) considerado um ácido fraco e que dificilmente se dissocia em pH abaixo de 6. O cloro, na forma desses dois compostos, é considerado como cloro residual livre, sendo assim, eles possuem maior potencial de oxidação se comparados com os compostos combinados, onde houve reação do cloro com a amônia formando as cloraminas. A amônia dissociada existe em equilíbrio com o íon amônio (NH₄⁺) e, em pH neutro e com razão mássica de nitrogênio amoniacal e cloro maior do que 1 para 5, o íon reage com o ácido hipocloroso, formando as cloraminas (DEGRÉMONT, 1979; JORDÃO; PESSOA, 2005; WINWARD *et al.*, 2008; METCALF; EDDY, 2016). A reação de cloro na água (Reações 1 e 2) e a reação de cloro com amônia (Reação 3) são descritas abaixo.



A aplicação de hipoclorito produz composto com menor grau de oxidação do que a aplicação de cloro, visto que, a reação na água produz o íon hipoclorito (OCl⁻), que possui menor potencial de oxidação do que o ácido hipocloroso (HOCl) (DEGRÉMONT, 1979). A reação de hipoclorito na água (Reação 4) está descrita abaixo.



Os mecanismos mais reconhecidos para a inativação dos patógenos por agentes desinfetantes são pela destruição da organização celular devido ao ataque aos principais constituintes da célula, pela interferência no metabolismo energético tornando as enzimas

não funcionais e pela interferência na biossíntese e no crescimento (LI *et al.*, 2002; LI *et al.*, 2004; SILVEIRA, 2004; METCALF; EDDY, 2016). Shayeb *et al.* (1998) propôs uma formulação matemática empírica que traduz de forma mais precisa a cinética da desinfecção. A Equação 5 ilustra o modelo proposto por Shayeb *et al.* (1998).

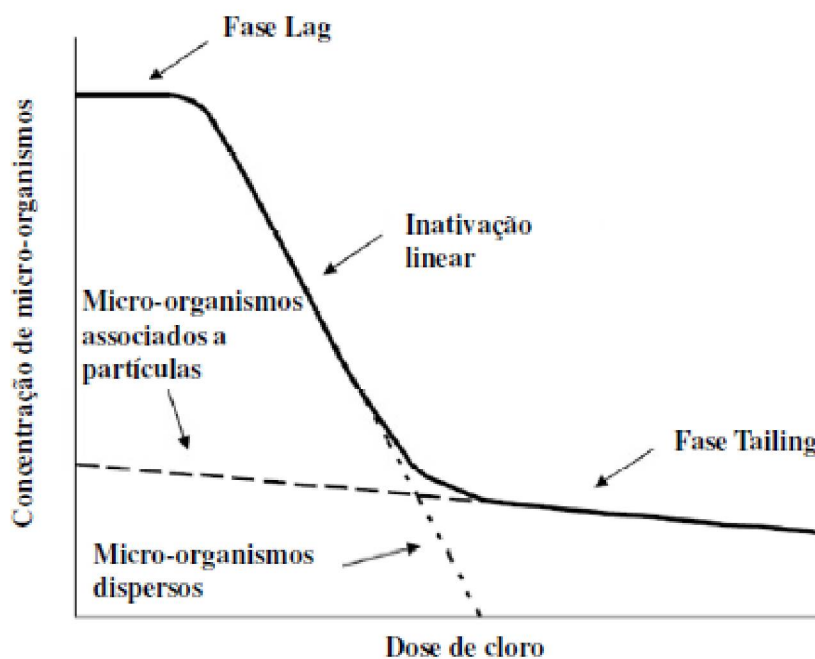
$$\frac{N}{N_0} = A \cdot e^{-(K \cdot C^n \cdot t^m)} \quad (5)$$

Onde: N é o número total de coliformes, N₀ é o número de coliformes em tempo t₀, K é a constante de decaimento, C é a concentração de desinfetante, N é um número adimensional, t é o tempo de contato em minutos, m é uma constante e A é a taxa de redução inicial no momento do contato do efluente com a solução clorada.

Winward *et al.* (2008) mostraram que, a presença de sólidos suspensos e matéria orgânica, tem influência direta na eficiência de desinfecção de águas cinzas com cloro. De acordo com os autores, a presença de sólidos suspensos e partículas com maiores tamanhos acarretam no aprisionamento das bactérias, resultando no aprisionamento das bactérias, causando maior resistência quanto aos potenciais oxidativos do cloro. No entanto, não há uma relação clara da influência da concentração de matéria orgânica na água cinza com a densidade de coliformes sobreviventes a aplicação do cloro.

As reações de desinfecção com os inúmeros compostos presentes na água são variadas, dependendo principalmente das substâncias orgânicas, inorgânicas e microrganismos. A reação com substâncias orgânicas e inorgânicas, por exemplo, reduz a disponibilidade de cloro livre para a desinfecção, resultando em uma fase *lag* (demanda instantânea de cloro criada por compostos oxidáveis, tornando o cloro ineficaz para a desinfecção). Após essa fase *lag*, há um período de inativação linear dos microrganismos, que pode ser atribuído a inativação dos coliformes que estão livres ou não aprisionados, seguido por uma fase *tailing*, que é resultado do aprisionamento dos coliformes nas partículas (JORDÃO; PESSOA, 2005; WINWARD *et al.*, 2008; METCALF; EDDY, 2016). A Figura 16 mostra a curva de inativação dos microrganismos com o aumento da concentração de cloro.

FIGURA 16 - Curva de inativação dos microrganismos com a concentração de cloro aplicada.



FONTE: Etchepare (2012) adaptado de Winward *et al.* (2008).

3.3.2 Lodo do Tratamento Físico-químico

Os resíduos de estações de tratamento de água ou esgoto, que utilizam processos físicos-químicos, possuem como principais fontes as etapas de clarificação (sedimentação ou flotação) e lavagem dos filtros. Esses resíduos são conhecidos como lodos e sua origem deve-se a aplicação de produtos químicos nas etapas de coagulação e/ou floculação e presença de impurezas na água bruta. Um aspecto que deve ser considerado, quando da escolha de um coagulante, e que tem relação direta com os custos de operação de uma estação de tratamento, é a quantidade de lodo que será produzida. A aplicação de coagulantes orgânicos, em substituição aos coagulantes a base de íons de ferro e alumínio, tem demonstrado ser uma alternativa mais economicamente viável e sustentável. Tais coagulantes tem como principais benefícios o menor custo, a menor geração de lodo e a formação de um lodo orgânico e mais fácil de ser reduzido o volume (através de processos biológicos de biodigestão) (RICHTER, 2009; METCALF; EDDY, 2016).

Alternativas de usos benéficos dos lodos tem sido objeto de estudo há vários anos, podendo estes serem utilizados para recuperação de áreas degradadas, agricultura, incorporação na fabricação de cimentos e tijolos, substratos de *wetlands* construídas e

recuperação dos coagulantes. Contudo, alternativas danosas ao meio ambiente ou menos benéficas, como o lançamento em corpos hídricos sem qualquer tratamento e disposição em aterros sanitários, têm sido recorrentemente utilizadas. No Brasil, o último levantamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) mostrou que mais de 70% das estações de tratamento de água e mais de 50% das estações de tratamento de esgotos tem como disposição final do lodo o lançamento em corpos hídricos e aterro sanitário. Portanto, além das legislações que discorrem sobre diretrizes relativas à gestão e gerenciamento de resíduos, os possíveis impactos ambientais adversos e onerosos custos de processamento e disposição final (podendo chegar a 60% do custo operacional), o lodo gerado deve ser quantificado e ter destinação final adequada (PARSONS; DANIELS, 1999; CORNWELL *et al.*, 2000; RICHTER, 2001; HOPPEN *et al.*, 2003; ANDRADE, 2005; CORNWELL, 2006; IBGE, 2008; RICHTER, 2009; BABATUNDE *et al.*, 2011; DI BERNARDO *et al.*, 2012).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Para a caracterização e avaliação do tratamento de água cinza, estimativa de produção de lodo e proposição de parâmetros para o reúso em bacias sanitárias, foram utilizados diferentes reagentes, materiais, equipamentos, metodologias e estudos, que estão descritos nos itens subsequentes.

4.1 MATERIAIS

4.1.1 Reagentes

A água deionizada (DI) utilizada foi obtida por um sistema de purificação de osmose reversa da marca Quimis[®], composto por filtro de 5 µm, filtro de carvão granulado ativado, filtro de carvão bloco, membrana de osmose e coluna de polimento. A água DI possui condutividade elétrica inferior a 1 µS.cm⁻¹, tensão superficial próximo de 72,8 mN.m⁻¹ e pH próximo de 7 (neutralidade). Os coagulantes empregados nos ensaios de tratamento da água cinza foram sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio (PAC) (todos da marca Buschle & Lepper[®]). Foi utilizado hidróxido de sódio (P.A.), para o ajuste do pH do meio, e hipoclorito de sódio, para a desinfecção, da marca Alphatec[®]. As características físico-químicas dos reagentes estão descritas na Tabela 8.

TABELA 8 - Reagentes utilizados e características físico-químicas.

Reagente	Fornecedor	Característica
Sulfato de alumínio (líquido)	Buschle & Lepper S.A.	Fórmula química: Al ₂ (SO ₄) ₃ Concentração: 8%
Cloreto férrico (líquido)	Buschle & Lepper S.A.	Fórmula química: Al _n (OH) _m Cl _{3n-m} Densidade: Mín. 1,4 g.cm ⁻³ Concentração: 38% Concentração Ferro Total: Mín. 13%
PAC (líquido)	Buschle & Lepper S.A.	Fórmula química: Al ₂ O ₃ Densidade: 1,36 – 1,4 g.cm ⁻³ Concentração: 18%
Hidróxido de sódio	Alphatec	Fórmula química: NaOH Teor: 98%
Hipoclorito de sódio	Alphatec	Fórmula química: NaClO Concentração de cloro livre: 6%

Alguns reagentes foram diluídos para serem aplicados nos testes de jarros. Para tanto, foram preparadas “soluções-mãe” com diferentes concentrações a serem utilizadas nos ensaios. Os valores das concentrações padrão de cada reagente foram disponibilizadas pelos fornecedores. Para o cálculo das diluições, foi utilizada a Equação 6. A Tabela 9 indica a diluição realizada e a concentração de cada reagente após a diluição.

$$C_1 \times V_1 = C_2 \times V_2 \quad (6)$$

Onde: C_1 é a concentração padrão do reagente; V_1 o volume a ser coletado; C_2 a concentração da solução-mãe; V_2 o volume da solução-mãe.

TABELA 9 - Concentração de cada reagente.

Reagente	Concentração padrão (mg.L ⁻¹)	Diluição	Concentração solução-mãe (mg.L ⁻¹)
Sulfato de alumínio	80.000	-	80.000
Cloreto férrico	380.000	10	38.000
PAC	180.000	5	36.000
Hipoclorito de sódio	60.000	10	6.000

4.1.2 Material Filtrante

O material filtrante utilizado nos ensaios de filtração foi a areia da marca Vermont[®] com diâmetro médio de 0,45 mm. A espessura do meio filtrante dentro dos filtros de laboratório foi de 15 cm. Ao término de cada ensaio, o material era substituído e enxaguado com água destilada para minimizar as interferências no processo de filtração seguintes e nas análises de turbidez.

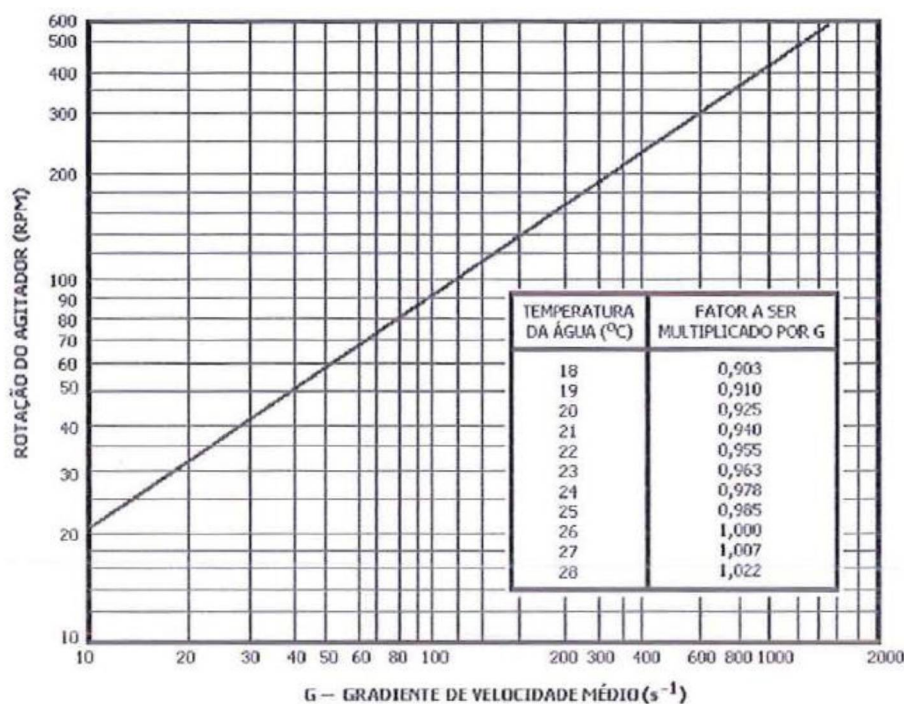
4.1.3 Equipamentos

4.1.3.1 *Jartest*

Nos ensaios de floculação seguidos de sedimentação, foi utilizado o equipamento de teste de jarros (*Jartest*) da marca Ethik Technology[®], 6 jarros, modelo 218-6P LDBE. Os jarros são feitos em acrílico transparente com capacidade para dois litros, base interna quadrada de 115x115 mm², com graduação em centímetros e saída para coletar amostras posicionada a 7 cm do nível da água. A agitação foi feita através de

paletas de eixo vertical com dimensões de 25x75 mm, fabricadas em material inox. A velocidade de rotação do equipamento pode variar entre 15 e 600 rpm e o gradiente de velocidade na faixa de 10 a 1200 s^{-1} . Os gradientes de velocidade e os tempos de mistura rápida e lenta foram ajustados no modo automático do equipamento. A etapa com velocidade de rotação alta simula o processo unitário de coagulação (mistura rápida) enquanto a de baixa rotação representa a floculação (mistura lenta). Cada valor de velocidade de rotação estabelecido no equipamento é correspondente a um gradiente de velocidade médio no interior dos jarros. A relação entre a rotação do equipamento de *Jartest* e o gradiente de velocidade é apresentada na Figura 17.

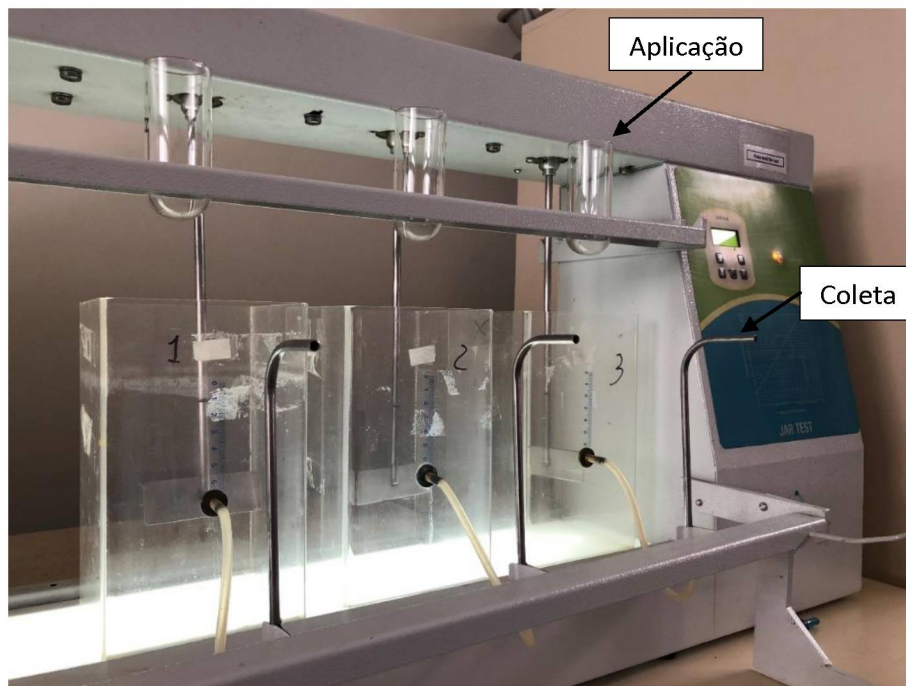
FIGURA 17 - Gráfico do gradiente de velocidade em função da rotação do equipamento de jartest.



FONTE: Ethik Technology (2018).

A aplicação dos reagentes foi realizada através de tubos de vidro com fundo abaulado que ficam presos a um suporte localizado na parte superior do equipamento, permitindo a aplicação simultânea dos mesmos. A coleta de efluente foi executada através de tubos de vidro com fundo chato, fixados em uma forma deslizante na parte inferior do equipamento, composta de dois tubos para cada jarro, sendo um para descarte e outro para coleta do efluente. A Figura 18 apresenta os locais de aplicação dos reagentes e coleta do efluente após o tratamento.

FIGURA 18 - Equipamento com os dispositivos de aplicação de reagentes e coleta de efluentes.

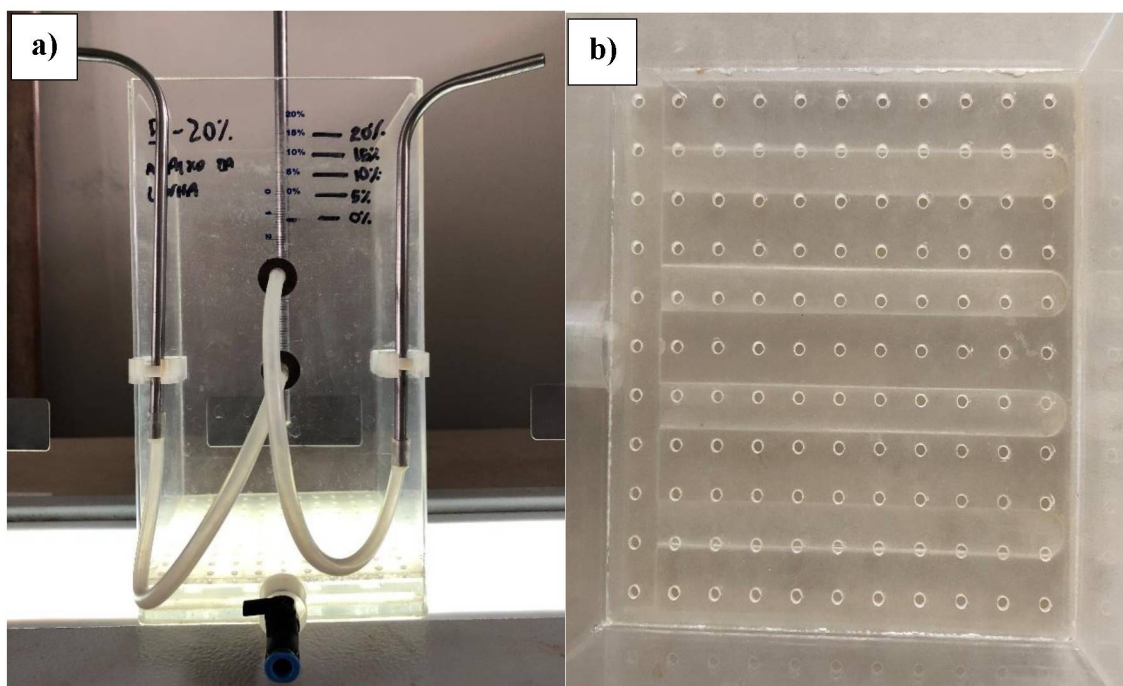


FONTE: O autor (2019).

4.1.3.2 Flotatest

Os ensaios de flotação foram realizados utilizando o mesmo equipamento da etapa de sedimentação, porém com jarros específicos para flotação, câmara de saturação e compressor de ar. Os jarros possuem as mesmas características geométricas dos jarros de sedimentação, diferenciando-se pela presença de duas placas de acrílico na base, espaçadas de 5 mm. A placa inferior é composta de canais, com espessura de 2,5 a 5 mm, que tem a função de conduzir e distribuir com maior rapidez a água saturada com ar, chamada de água de recirculação, proveniente da câmara de saturação. A placa superior consta de 121 orifícios de 2 mm de diâmetro, com espaçamento entre eles de 10 mm, que propiciam perda de carga suficiente para fazer a distribuição do conjunto água-ar através da água presente no jarro. A Figura 19 mostra o jarro utilizado para flotação e os canais de distribuição localizados na parte inferior.

FIGURA 19 – Foto dos a) jarros de flotação e b) canais de distribuição.



FONTE: O autor (2019).

A câmara de saturação foi construída em acrílico transparente, com capacidade de 2,5 L (volume útil de 2 L), sendo a espessura da parede de 10 mm (pressão crítica de 50 atm), seção transversal circular de diâmetro interno de 100 mm e altura de 320 mm. No topo da câmara está instalado um manômetro, registro de agulha para ajuste fino da pressão na câmara, dispositivo silenciador, registro de esfera para entrada de ar sob pressão durante a recirculação e válvula reguladora de pressão com filtro. Na base da câmara há três registros de esfera, sendo que, cada qual possui a função de regular a saída de água saturada com ar, entrada de ar proveniente do compressor e entrada de água clarificada para recirculação. O compressor de ar utilizado foi o modelo CSA 7.8/20 Twister, da marca Schulz[®]. O equipamento tem vazão teórica de $147 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, pressão de operação máxima de 8,3 bar e potência de 1,12 kW. A Figura 20 mostra a câmara utilizada para saturação da água e o compressor de ar.

FIGURA 20 - Foto a) da câmara de saturação e b) do compressor de ar.



FONTE: O autor (2019).

A água saturada com ar proveniente da câmara de saturação é conduzida através de pequenos tubos de poliuretano (15 atm), registros de esfera e tês de conexão rápida. A válvula reguladora de pressão tem o objetivo de manter a pressão na câmara de saturação. O ar oriundo do compressor de ar é encaminhado para a entrada do dispositivo e a pressão pode ser regulada pelo registro de esfera. Na saída do registro há um tê com o objetivo de dividir o fluxo de ar tanto para a manutenção da pressão dentro da câmara de saturação durante o processo de recirculação, quanto para a saturação. A válvula agulha utilizada é da marca Santi[®], modelo Globo 012, com diâmetro interno de 2 mm. A Figura 21 mostra a válvula agulha utilizada.

FIGURA 21 - Válvula agulha utilizada na saída da câmara de saturação.

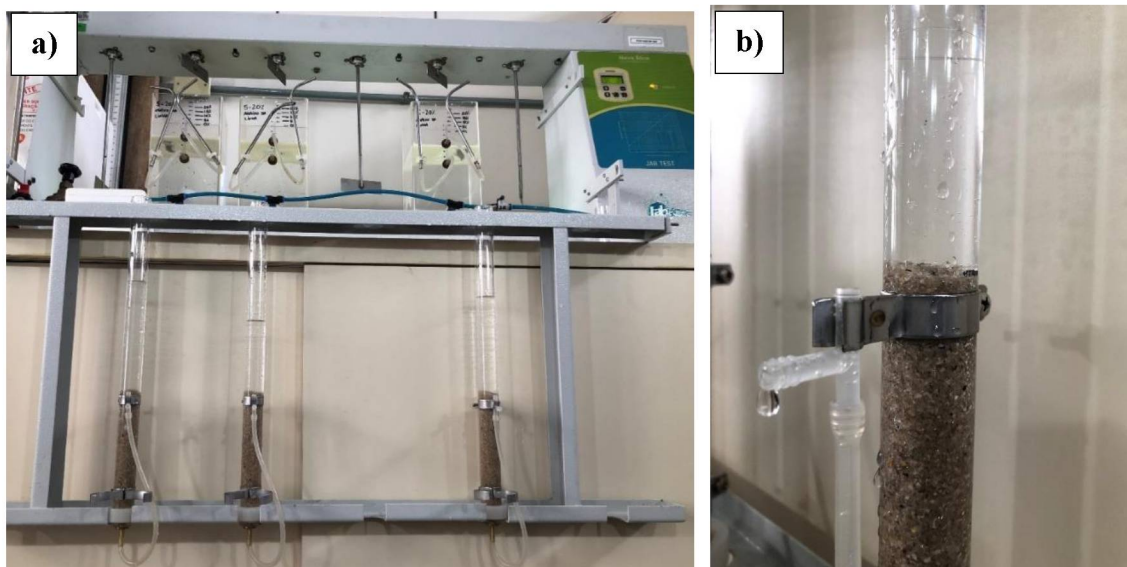


FONTE: O autor (2019).

4.1.4 Filtração em Bancada

Nos ensaios de filtração, foram instalados três filtros de laboratório de modo que a saída do efluente tratado dos jarros de flotação seja encaminhado diretamente para cada filtro. Os filtros são constituídos de acrílico transparente com diâmetro interno de 19 mm, diâmetro nominal de 25 mm e altura de 50 cm. O filtro foi preenchido com areia adicionando-se concomitantemente água destilada. Posteriormente foi feito o adensamento da camada filtrante, para evitar a formação de bolsas de ar e vazios, até atingir a espessura de 15 cm. No fundo de cada tubo de filtração há uma manta geotêxtil para evitar o arraste da areia durante a filtração do efluente. A coleta de efluente filtrado foi realizada após 20 min de filtração, com uma taxa de filtração de aproximadamente $17 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$. A Figura 22 mostra a bancada com os filtros acoplados ao equipamento e o local de coleta do efluente filtrado.

FIGURA 22 - a) Filtros acoplados ao equipamento de *Flotatest* e b) detalhe do ponto de coleta.



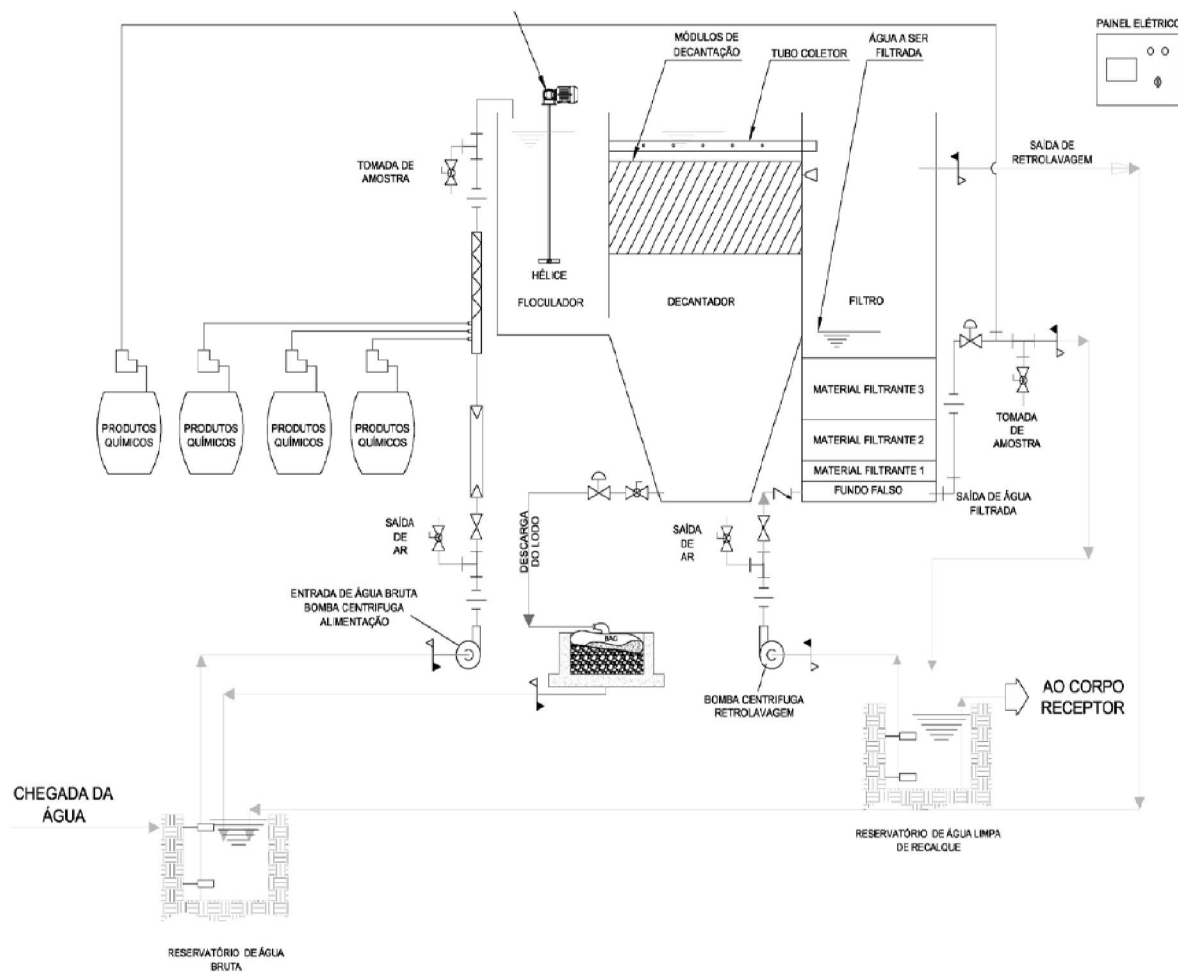
FONTE: O autor (2019).

4.2 MÉTODOS

4.2.1 Características do Edifício Comercial Provedor de Água Cinza

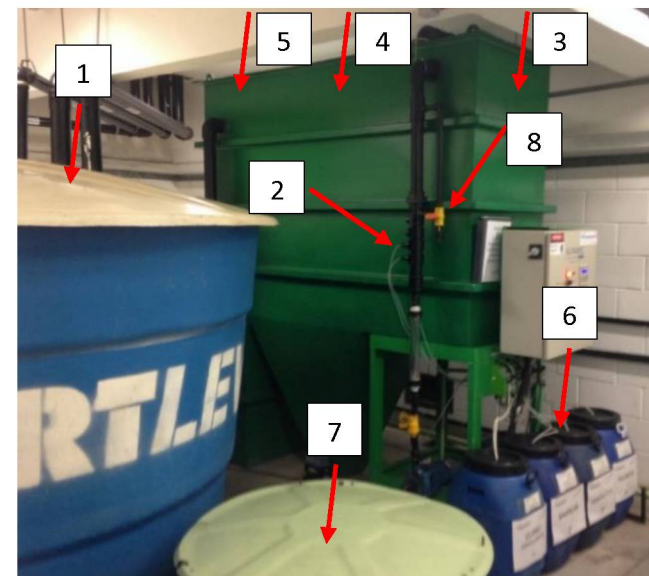
A água cinza deste estudo foi coletada de um edifício comercial na cidade de Curitiba (PR), que possui 17 pavimentos, sendo 14 andares de escritórios, composto por espaços corporativos de 228 m² ou 332 m² e espaço privativo de 561 m², com ambiente de trabalho e banheiro (bacias sanitárias e lavatórios). O horário de funcionamento de cada sala comercial é definido pelo locatário, contudo, a maioria das salas tem horário comercial das 08:00 as 18:00 de segunda-feira a sexta-feira. O edifício conta com certificação “*LEED GOLD*”, e para atender uma das condicionantes da certificação, que é a redução do consumo de água, há um sistema de coleta, tratamento e uso de água cinza para descarga de bacias sanitárias. O edifício conta com tubulação dupla, sendo a água negra (bacias sanitárias) encaminhada para a rede coletora de esgoto, enquanto a água cinza (lavatórios e chuveiros) é direcionada para um reservatório e, posteriormente, passa por uma estação compacta com tratamento convencional. A Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC) é da marca Alfamec[®] e possui vazão máxima de 2.000 L.h⁻¹, com 2,5 m x 0,81 m x 2,6 m de altura, largura e comprimento, respectivamente. O tratamento da água é composto por operações físico-químicas incluindo as etapas de coagulação (ajuste de pH realizado por cal e PAC como coagulante), floculação (polímero aniônico), sedimentação (por placas), filtração (carvão ativado e areia) e desinfecção (hipoclorito de sódio). A operação da ETAC é realizada no modo automático do equipamento, de modo que o tratamento é iniciado assim que o nível de água bruta no reservatório atinge um nível máximo pré-estabelecido, e é desligado, quando é atingido um nível mínimo. A vazão de operação do sistema foi definida como 1.500 L.h⁻¹, o tempo de detenção no floculador é de cerca de 26 min, a taxa de aplicação do sedimentador de aproximadamente 3,6 cm.min⁻¹, a taxa de filtração de aproximadamente 9 cm.min⁻¹ e as concentrações aplicadas de coagulante e floculante são de 570 mg.L⁻¹ e 3,8 mg.L⁻¹, respectivamente. A Figura 23 apresenta o desenho esquemático e fluxograma da ETAC fornecida pelo fornecedor e a Figura 24 mostra uma fotografia do sistema com todos os equipamentos: como o reservatório de água bruta, indica o local de cada unidade do tratamento da ETAC, as bombonas para armazenamento dos produtos químicos, o reservatório para coleta do lodo produzido no processo e o local do ponto de coleta de água cinza para o estudo.

FIGURA 23 – Desenho esquemático e fluxograma da ETAC fornecida pela ALFAMEC.



FONTE: Alfamec (2019).

FIGURA 24 – Fotografia da ETAC com os equipamentos.



NOTA: 1 – Reservatório de água cinza bruta; 2 – Unidade de coagulação; 3 – Unidade de floculação; 4 – Unidade de sedimentação; 5 – Unidade de filtração; 6 – Bombonas para armazenamento dos produtos químicos adicionados no processo de tratamento; 7 – Reservatório para armazenamento do lodo gerado no tratamento; 8 – Local do ponto de coleta de água cinza bruta para os ensaios.

FONTE: O autor (2019).

4.2.2 Caracterização Qualitativa da Água Cinza

O efluente deste estudo é a água cinza proveniente dos chuveiros e lavatórios de banheiro, portanto, é classificada com água cinza clara. A maior contribuição de água cinza é proveniente dos lavatórios, visto que, os chuveiros são esporadicamente utilizados pelos funcionários. Os produtos utilizados na lavagem de mãos e banho têm influência direta nas características qualitativas da água, contudo, em virtude da grande diversidade de produtos químicos utilizados nas salas comerciais do edifício, a sua identificação é complexa e não faz parte do escopo desse estudo. No momento da amostragem, a aplicação dos produtos químicos era interrompida e a água era coletada em um ponto a jusante do reservatório de água bruta, porém antes do início do tratamento (Figura 24).

Para a caracterização da água cinza bruta, foram realizadas coletas em garrafas de vidro de 1 L, para as análises físicas e químicas, e saco plástico estéril de 100 mL, para análise microbiológica. Os mesmos foram acondicionados em caixa térmica e transportados para o Laboratório de Engenharia Ambiental – LABEAM da Universidade Federal do Paraná – UFPR para a realização das análises dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. As amostragens foram realizadas entre os dias 05/08/2017 e 30/10/2017. Para a caracterização da água cinza disponibilizada pelo tratamento, foram coletadas amostras de água em recipientes semelhantes, de vidro e saco plástico, e os mesmos foram levados para o LABEAM para análise imediata dos parâmetros. As amostras foram coletadas após os processos de FAD, filtração, desinfecção e água tratada pela ETAC do edifício, para comparação da eficiência de remoção dos parâmetros. As amostragens foram realizadas entre os dias 6/11/2018 e 11/12/2018. Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados neste estudo foram pH, turbidez, condutividade elétrica, alcalinidade, cor aparente, DBO, DQO, ST, SST, SDT, P_T, N_T, tensão superficial, coliformes totais e termotolerantes. A metodologia e referência das análises de cada parâmetro estão presentes na Tabela 10.

TABELA 10 – Parâmetro, método e referência.

Parâmetro	Método	Referência
pH	SM – 4500 H ⁺	APHA, 2012
Turbidez (NTU)	SM – 2130 B	APHA, 2012
Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)	SM – 2510 B	APHA, 2012
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	SM – 2320 B	APHA, 2012
Cor aparente (uH)	SM – 2120 C	APHA, 2012
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	SM – 5210 A	APHA, 2012
DQO (mg.L ⁻¹)	SM – 5220 D	APHA, 2012
ST (mg.L ⁻¹)	SM – 2540 B	APHA, 2012
SST (mg.L ⁻¹)	SM – 2540 D	APHA, 2012
SDT (mg.L ⁻¹)	TDS = TS - TSS	APHA, 2012
P _t (mg.L ⁻¹)	SM – 4500 P	APHA, 2012
N _t (mg.L ⁻¹)	SM – 4500 N	APHA, 2012
Tensão superficial (mN.m ⁻¹)	Gota pendente	OCA, Dataphysics ¹
Coliformes _{termotolerantes} (NMP100 mL ⁻¹)	SM – 9222 G	APHA, 2012

¹: A tensão superficial da água foi determinada pelo método da gota pendente, utilizando o equipamento OCA 15+ da marca Dataphysics, pertencente ao Laboratório BioPol da UFPR.

4.2.3 Processo de Tratamento Físico-Químico

As amostras coletadas no edifício para os ensaios de tratamento eram acondicionadas em bombonas plásticas de 30 L e os ensaios foram realizados no Laboratório de Pilotos de Saneamento – LAPSAN da UFPR. Para o tratamento da água cinza deste estudo foram realizados ensaios de tratabilidade em equipamento de *Jartest* e *Flotatest*, avaliando os processos de coagulação, floculação, sedimentação, flotação, filtração e desinfecção. Diferentes ensaios de coagulação-floculação foram realizados para determinar as condições ideais, avaliando diferentes coagulantes, suas concentrações, pH de processo e o uso combinado com floculantes em diferentes concentrações. Foi estabelecido uma meta técnica de 5 UNT para turbidez residual máxima da água cinza após as etapas de clarificação (sedimentação e FAD), de acordo com as legislações do Canadá e China para reúso de água em descarga de bacias sanitárias (Tabela 5). Nos ensaios de floculação seguidos de flotação, além das variáveis citadas anteriormente, também foram avaliados a influência da pressão de saturação, taxa de reciclo e tensão superficial da água de recirculação.

O parâmetro empregado para determinar as condições ideais de cada variável analisada foi a turbidez. Esse parâmetro foi medido através da coleta de alíquotas da água cinza bruta e tratada, proveniente de cada jarro. As eficiências do tratamento nos

processos de sedimentação e filtração foram medidas através da Equação 7, enquanto no processo de FAD a Equação 8 foi a utilizada.

$$Eficiência (\%) = 100 - \frac{T_f \times 100}{T_o} \quad (7)$$

$$Eficiência (\%) = 100 - \frac{T_f \times f \times 100}{T_o} \quad (8)$$

Onde: T_f indica o valor de turbidez residual, f indica o fator de diluição e T_o o valor de turbidez da água cinza bruta.

4.2.3.1 Ensaios de Coagulação-Floculação-Sedimentação

A metodologia adotada para a realização dos ensaios em *Jartest* foi a proposta por Di Bernardo *et al.* (2002). Os ensaios que avaliaram o efeito do pH de coagulação, a concentração dos coagulantes e a associação com floculantes foram realizados em duplicatas. A faixa de concentração avaliada foi definida de acordo com os resultados de estudos que avaliaram a aplicação de processos físico-químicos no tratamento de água cinza (RAMPELOTTO, 2014; DELL'UOMO, 2014; GHAITIDAK; YADAV, 2014a; GHAITIDAK; YADAV, 2014b; ARAÚJO, 2017) e a faixa de pH analisada teve como referência o valor definido nos padrões de lançamento de efluentes da Resolução CONAMA 430 (2011) (BRASIL, 2011). Nos ensaios de avaliação da associação de floculantes com coagulantes, foi aplicado a concentração fixa de 0,25 mg.L⁻¹ para todos floculantes (aniônico e catiônico) e foi mantido a faixa de valores de coagulantes. A Tabela 11 apresenta os valores de concentração e pH analisados de cada coagulante.

TABELA 11 - Faixa de pH, coagulante e respectiva concentração e floculante e respectiva concentração avaliada.

Faixa de pH	Coagulante	Concentração (mg/L)	Floculante	Concentração (mg/L)
5,0 6,0 6,5 7,0 7,5 8,0 9,0	Sulfato de alumínio	30 40 50 60 70	Polímero aniônico e Polímero catiônico	0,25
5,0 5,5 6,0 7,0 8,0 9,0	Cloreto férrico	40 50 60 70 80	Polímero aniônico e Polímero catiônico	0,25
5,0 6,0 6,5 7,0 7,5 8,0 9,0	PAC	10 20 30 40 50	Polímero aniônico e Polímero catiônico	0,25

Para cada coagulante, foram realizados ensaios visando a determinação de dois parâmetros. O primeiro foi a definição do pH ótimo para a coagulação, consistindo na fixação da concentração de coagulante aplicada em cada jarro e variando o valor do pH. O segundo visou determinar a concentração ótima dos coagulantes a ser aplicada, que consiste na menor concentração que resultará em turbidez remanescente igual ou inferior a 5 UNT. Os passos para realização dos ensaios de sedimentação estão descritos a seguir. Os ensaios que avaliaram a associação de floculantes com coagulantes seguiu os passos da Etapa 2 descrita a seguir, com a adição do floculante após o término da floculação (mistura rápida).

Etapa 1: Determinação do pH ótimo dos coagulantes

- I. Verificar o pH da água cinza bruta;
- II. Encher os jarros com 2 L de amostra;
- III. Fazer o descarte de 2 a 3 s e, posteriormente, iniciar a coleta de uma alíquota de cada jarro para leitura da turbidez;
- IV. Aplicar uma concentração fixa de coagulante em cada jarro;
- V. Ajustar o pH para os valores a serem avaliados;

- VI. Realizar a coagulação e floculação com a G e tempo de mistura de 600 s^{-1} por 60 s e 50 s^{-1} por 300 s, respectivamente;
- VII. Desligar o aparelho e suspender as hastes. Deixar a amostra estática por 14 min, simulando a etapa de sedimentação;
- VIII. Fazer o descarte de 2 a 3 s e, posteriormente, iniciar a coleta de uma alíquota de cada jarro para leitura da turbidez;
- IX. Calcular a eficiência de remoção de turbidez através da Equação 7.

Etapa 2: Determinação da concentração ótima dos coagulantes

- I. Verificar o pH da água cinza bruta;
- II. Encher os jarros com 2 L de amostra;
- III. Fazer o descarte de 2 a 3 s e, posteriormente, iniciar a coletar de alíquota de cada jarro para leitura da turbidez;
- IV. Aplicar os coagulantes nos intervalos de concentrações a serem avaliados;
- V. Ajustar o pH ao valor ótimo estabelecido na Etapa 1;
- VI. Realizar a coagulação e floculação com a G e tempo de mistura de 600 s^{-1} por 60 s e 50 s^{-1} por 300 s, respectivamente;
- VII. Desligar o aparelho e suspender as hastes. Deixar a amostra estática por 14 min, simulando a etapa de sedimentação;
- VIII. Fazer o descarte de 2 a 3 s e, posteriormente, iniciar a coleta de uma alíquota de cada jarro para leitura da turbidez;
- IX. Calcular a eficiência de remoção de turbidez através da Equação 7.

4.2.3.2 Ensaios de Coagulação-Floculação-Flotação

Na aplicação da flotação como processo físico de tratamento da água cinza, foram realizados testes de jarros, em duplicatas, onde avaliou-se a pressão de saturação, taxa de reciclo, concentração de cada reagente (coagulantes e floculantes), e tensão superficial da água de recirculação. O pH de coagulação utilizado para cada reagente foi o mesmo definido nos ensaios de sedimentação. A metodologia adotada para a execução

de ensaios de flotação foi baseada na proposta por Centurione Filho e Di Bernardo (2003), Azevedo *et al.* (2016), Azevedo *et al.* (2017), Etchepare (2016) e Etchepare *et al.* (2017).

Na primeira etapa, onde foram analisadas diferentes pressões de saturação, o valor da concentração dos reagentes, taxa de reciclo e tensão superficial permaneceram constantes. Na etapa posterior, foi avaliado a influência da taxa de reciclo, permanecendo constante os outros parâmetros. A etapa seguinte objetivou otimizar o processo de FAD, combinando as melhores condições de pressão de saturação e taxa de reciclo, juntamente com a saturação de diferentes águas (água DI e água cinza), que possuem diferentes valores de tensão superficial ($72,8 \text{ mN.m}^{-1}$ e $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$, respectivamente). Nas últimas etapas, foram avaliadas diferentes concentrações dos coagulantes e sua associação com floculantes (concentração de $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$), mantendo os outros parâmetros nos valores otimizados definidos anteriormente. A Tabela 12 mostra os valores dos parâmetros avaliados em cada etapa do processo de FAD.

TABELA 12 – Parâmetros operacionais e valores avaliados nos ensaios de FAD.

Pressão de saturação (bar)	Taxa de reciclo (%)	Otimização da FAD		Concentração (mg.L^{-1})
2,0	5	1,5 bar	5%	<ul style="list-style-type: none"> • Coagulantes: Sulfato de alumínio: 20, 30, 40, 50 e 60 Cloreto férrico: 10, 20, 30, 40 e 50 PAC: 10, 20, 30, 40 e 50 • Floculantes: Polímero aniônico: 0,25 Polímero catiônico: 0,25
3,0	10		10%	
4,0	15		15%	
5,0	20		20%	
		2,0 bar	5%	
			10%	
			15%	
			20%	
		2,5 bar	5%	
			10%	
			15%	
			20%	
		3,0 bar	5%	
			10%	
			15%	
			20%	

O ensaio de flotação consiste da saturação da água com ar, seguida de despressurização e introdução nos jarros. Os ensaios de flotação foram realizados seguindo as etapas descritas a seguir.

- I. Encher a câmara de saturação com água cinza até atingir o nível suficiente para a execução do ensaio;

- II. Ligar o compressor de ar e regular a pressão um pouco acima da desejada na câmara de saturação;
- III. Abrir o registro de forma a atingir a pressão desejada no interior da câmara. Saturar a água pelo tempo de 30 minutos;
- IV. Encher gradativamente os jarros até atingir a marca de 2 L;
- V. Realizar o ensaio de coagulação e floculação;
- VI. Preencher as mangueiras condutoras com água saturada com ar e efetuar o descarte de pequena parcela de água saturada;
- VII. Desligar o aparelho e suspender as hastes ao término da floculação e abrir os registros dos jarros de flotação imediatamente para a aplicação da água de recirculação com a taxa prevista;
- VIII. Terminada a recirculação, acionar o cronômetro. Deixar a amostra estática por 5 min, simulando a etapa de flotação;
- IX. Fazer o descarte de uma parcela em um frasco e iniciar a coleta das amostras em outro.
- X. Calcular a eficiência de remoção de turbidez através da Equação 8.

4.2.3.3 Ensaio de Coagulação-Floculação-Flotação-Filtração

Os ensaios de filtração tiveram a finalidade de fornecer um polimento final ao efluente tratado após processo físico-químico. Os parâmetros operacionais do processo de filtração foram mantidos constantes em todos os ensaios. Os ensaios foram realizados em triplicatas. A metodologia adotada para a execução de ensaios de filtração foi a proposta por Centurione Filho e Di Bernardo (2003).

O ensaio de filtração consiste da passagem do efluente por uma camada única de areia presente em um tubo. Os passos para realização dos ensaios de jarros estão descritos a seguir.

- I. Preencher os filtros com areia e água deionizada;
- II. Realizar o adensamento da camada filtrante;
- III. Fazer o tratamento físico-químico do efluente (coagulação, floculação e flotação);

- IV. Dispensar o efluente tratado nos filtros;
- V. Realizar a filtração por 20 minutos;
- VI. Fazer o descarte de 2 a 3 s e, posteriormente, iniciar a coleta de uma alíquota de cada jarro para a leitura da turbidez;
- VII. Calcular a eficiência de remoção de turbidez através da Equação 7.

4.2.3.4 Ensaio de Coagulação-Floculação-Flotação-Filtração-Cloração

O objetivo da cloração é garantir a qualidade microbiológica da água tratada, minimizando os riscos à saúde inerentes ao reúso, devido a presença de microrganismos patogênicos mesmo após os processos de clarificação (flotação) e polimento (filtração). Os ensaios foram realizados utilizando a metodologia de inativação de patógenos em função da concentração de cloro livre e tempo de reação. A metodologia adotada para a execução de ensaios de desinfecção foi a proposta por Di Bernardo *et al.* (2002).

O ensaio foi realizado em duplicatas no equipamento de *Jartest*, utilizando os mesmos jarros dos ensaios de sedimentação a serem completados com 500 mL de água cinza coletada após a flotação e filtração. Diferentes concentrações de cloro foram adicionadas aos jarros (3, 4, 5 e 10 mg.L⁻¹), mantendo um tempo de reação do cloro na água de 30 min. Após o período de reação, foram coletadas alíquotas para leitura de cloro livre residual e contagem do número mais provável de coliformes (totais e termotolerantes) presentes na amostra.

4.2.4 Estimativa de Produção de Lodo

A quantificação do lodo gerado nos processos unitários de clarificação é fundamental para o planejamento das unidades em escala real. Para a estimativa de produção de lodo nesse estudo, duas metodologias foram utilizadas e comparadas. A primeira consiste da aplicação da equação empírica definida pela *American Water Work Association* (1978). Utilizando a Equação 9 para a quantificação de sólidos (lodo), é preciso utilizar valores de turbidez da água bruta para estimar a produção de lodo. A

segunda metodologia baseia-se na subtração das concentrações de SST do efluente homogeneizado após a flotação (mistura do líquido de modo a manter a mesma concentração em toda coluna) e a concentração do efluente clarificado. A concentração de SST da água homogeneizada inclui a concentração de SST da água clarificada e do sobrenadante.

$$P = 3,5 \times 10^{-3} \times T^{0,66} \quad (9)$$

Onde: P é a produção de sólidos (kg de sólidos secos/m³ de água bruta tratada) e T é a turbidez da água bruta (UNT).

4.3 ANÁLISE E DISCUSSÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA CINZA PARA REÚSO EM DESCARGA DE BACIAS SANITÁRIAS NO CONTEXTO BRASILEIRO

A análise dos parâmetros de qualidade, de legislações promulgadas em outros países, que tratam sobre o reúso de água em descarga de bacias sanitárias, foi realizada tendo como referência os valores presentes na Tabela 5. A avaliação da tabela resultou em faixas, com valores mínimos e máximos (mais e menos restritivos, respectivamente) dos principais parâmetros de qualidade de águas cinzas para fins de reúso em bacias sanitárias. Posteriormente, foram discutidos valores limites de parâmetros de qualidade para o reúso em bacias sanitárias no contexto brasileiro, a partir de uma análise dessa faixa, de modo que garanta a segurança do reúso, tenha elevada aceitação social e não iniba a continuidade dessa prática, através de valores muito restritivos às condições técnicas, econômicas, sociais, culturais e ambientais.

5 RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA BRUTA

A Tabela 13 mostra os dados da caracterização físico-química e microbiológica da água cinza clara bruta deste estudo, apresentando os valores médios, mínimos e máximos, desvio padrão e número de amostras de cada parâmetro de qualidade analisado.

TABELA 13 - Caracterização da água cinza clara bruta.

Parâmetros	Média	Min-Max	Desvio padrão	Número de amostras
pH	7,0	6,8-7,3	0,2	4
Turbidez (UNT)	18	15-30	6,5	4
Cor aparente (uH)	22	10-37	7,5	4
Condutividade (uS.cm ⁻¹)	216	126-284	60	4
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	71	55-97	19	4
ST (mg.L ⁻¹)	144	124-162	16	4
SST (mg.L ⁻¹)	20	16-25	4	4
SDT (mg.L ⁻¹)	124	99-140	18	4
DBO (mg.L ⁻¹)	32	26-37	5	4
DQO (mg.L ⁻¹)	36	28-43	7	4
T _{sup} (mN.m ⁻¹)	60,7	59,8-61,6	0,9	3
N _t (mg.L ⁻¹)	7,5	2,6-10,9	3,7	4
P _t (mg.L ⁻¹)	0,5	0,2-1,1	0,4	4
Coliformes termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	17	5-37	17	3

Os resultados das análises de caracterização mostraram que, em comparação com outros estudos de caracterização de água cinza clara e água cinza de edifícios comerciais (Tabelas 3 e 4, respectivamente), o efluente deste estudo apresenta valores de concentração de matéria orgânica (DBO e DQO), sólidos (ST, SST, SDT, turbidez, cor e condutividade) e coliformes totais e termotolerantes próximos do limite inferior da faixa reportada em literatura; e valores de nutrientes (nitrogênio e fósforo totais) próximos dos valores médios de outros estudos. Os baixos valores de matéria orgânica se justificam pela não incorporação de efluentes de cozinha e lavanderia, que carregam a maior parte da carga orgânica na água cinza (GHRAIR *et al.*, 2015; ATANASOVA *et al.*, 2017; NOUTSOPOULOS *et al.*, 2017). Os valores de concentrações de matéria orgânica próximos do limite inferior relatado na literatura podem estar associados com o comportamento dos usuários do edifício, que utilizam com pouca frequência os chuveiros disponíveis no edifício, descartam em baixa quantidade ou não descartam resíduos alimentícios e óleos e graxas, empregam pouca quantidade dos produtos de higiene pessoal na lavagem de mãos ou nos banhos ou até mesmo fazem uso de produtos que

contenham menor concentração de matéria orgânica em sua formulação. A média da relação de DQO/DBO da água cinza deste estudo é de 1,1, indicando maior presença de compostos com carga orgânica de alta biodegradabilidade (fácil degradação). Jamrah *et al.* (2008) e Atanasova *et al.* (2017) apresentaram valores semelhantes (1,1) da relação DQO/DBO para a águas cinzas claras provenientes de lavatórios e chuveiros. Os valores dessa relação reportados na literatura podem ser baixos (próximo de 1), como o encontrado nesse estudo, ou chegar até a valores próximos de 4 nas águas cinzas que possuem alta concentração de material de baixa degradação (JEFFERSON *et al.*, 2004; PIDOU *et al.*, 2008). O baixo valor da relação encontrado nesse estudo pode ser explicado pela utilização, por parte dos usuários, de produtos com maior concentração de matéria orgânica de alta biodegradabilidade em sua composição, com uma concentração mais elevada de DBO, que, conseqüentemente, ocasiona em menor valor da relação DQO/DBO (NOUTSOPOULOS *et al.*, 2017; SEENIRAJAN *et al.*, 2018).

A baixa presença de sólidos na água cinza é consequência das fontes de contribuições (lavatórios e chuveiros), se diferenciando das águas cinzas escuras pela não incorporação de contribuições de cozinha e máquina de lavar, que são as principais fontes de sólidos nestes efluentes (ERIKSSON *et al.*, 2002; BOYJOO *et al.*, 2013; NOUTSOPOULOS *et al.*, 2017). Já em comparação com outras águas cinzas claras, a baixa concentração de sólidos pode ser resultado do descarte em menor quantidade, por parte dos usuários, de resíduos sólidos de escritórios (papel, plástico e papelão), resíduos de varredura das salas comerciais, papel higiênico, fibras de tecido e fios de cabelo nos lavatórios de mãos ou sistema de coleta de efluentes dos chuveiros. Esses componentes são considerados os principais responsáveis pela contribuição de sólidos nas águas cinzas claras (ERIKSSON *et al.*, 2002; ANTONOPOULOU *et al.*, 2013; OTENG-PEPRAH *et al.*, 2018).

A identificação da contaminação da água por coliformes é complexa e difícil de ser realizada em uma edificação já construída e em funcionamento. Para tanto, existem algumas hipóteses que podem explicar o baixo número de coliformes termotolerantes nessa água: a estrutura de coleta, encaminhamento e armazenamento de água cinza do edifício pode estar em boas condições, não permitindo a mistura ou infiltração de águas negras; a menor presença de urina na água cinza; e o comportamento dos usuários no uso dos aparelhos sanitários (GONÇALVES *et al.*, 2010; MAIMON *et al.*, 2014; DE GISI *et al.*, 2016).

As concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) são consistentes com as médias encontradas em literatura para águas cinzas claras (Tabela 3). Como esse efluente não incorpora contribuições de máquinas de lavar e cozinha (que estão presentes nas águas cinzas escuras) e bacias sanitárias (que estão presentes nos esgotos domésticos), a concentração de nitrogênio total tende a ser inferior quando comparado com os mesmos. Entretanto, ainda há na água cinza clara fontes de nitrogênio, que são, possivelmente, provenientes de urina dos efluentes dos chuveiros e de restos de alimentos descartados nos lavatórios (ERIKSSON *et al.*, 2002; BOYJOO *et al.* 2013; FOWDAR *et al.*, 2018). A variação nos valores de concentração de nitrogênio total nesse efluente está diretamente relacionado com o comportamento dos usuários, sendo que, baixas concentrações indicam que o descarte de alimentos e a presença de urina foram mínimas, enquanto que valores elevados sinalizam uma maior concentração de restos alimentícios e urina. Em relação ao fósforo total, a sua principal fonte nas águas cinzas claras são os sabões e detergentes fosfatados. A variação da concentração desse parâmetro na água cinza está relacionada com a menor ou maior utilização dos sabões e detergentes na higiene pessoal dos usuários, e/ou na utilização de produtos com menor concentração de fósforo em sua composição (GHAITIDAK *et al.*, 2013; FOWDAR *et al.*, 2017).

A análise da alcalinidade e tensão superficial da água cinza tiveram como um de seus objetivos avaliar a influência desses parâmetros no processo de tratamento da água cinza. A alcalinidade tem influência direta no efeito tampão e irá afetar o processo de coagulação química (METCALF; EDDY, 2016). A tensão superficial está relacionada com a presença de surfactantes na água, que resulta na queda dos valores deste parâmetro, e irá influenciar a etapa de saturação e formação das bolhas na FAD. De acordo com a Equação de Takahashi *et al.* (1979) (Equação 2), a energia requerida para formação de bolhas e tensão superficial da água de saturação são duas variáveis diretamente proporcionais. Sendo assim, quanto menor o valor de tensão superficial da água saturada, menor a energia requerida para formação de bolhas e, conseqüentemente, maior será a quantidade de bolhas produzidas (CALGAROTO *et al.*, 2014; ETCHEPARE, 2016; AZEVEDO *et al.*, 2016). A utilização de efluentes com menores valores de tensão superficial na FAD é vantajoso para o processo, visto que, haverá maior formação de bolhas, mesmo utilizando valores mais baixos de pressão de saturação, resultando em maiores eficiências na clarificação do líquido e menores custos operacionais (TAKAHASHI *et al.*, 1979; RUBIO *et al.*, 2002; EDZWALD, 2010). O estudo de Grcic

et al. (2015) é o único presente na literatura que avaliou o valor de tensão superficial na água cinza. Os autores encontraram que, a tensão superficial média da água cinza proveniente da lavagem e enxágue de cabelo de uma pessoa após a aplicação de um corante preto permanente, foi de $35,8 \text{ mN.m}^{-1}$. Esse baixo valor, quando comparado com a água cinza desse estudo ($60,7 \text{ mN.m}^{-1}$), se justifica pela alta presença de surfactantes nos produtos de higiene pessoal. O efluente analisado por esses autores é muito específico, visto que só foi analisado o valor de tensão superficial da água do enxágue e lavagem do cabelo, não retratando o verdadeiro valor nas águas cinzas reais, que incorpora contribuições de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar e cozinha. Não foram encontrados na literatura estudos que avaliaram a tensão superficial de água cinza real (clara ou escura), sendo essa pesquisa a primeira a reportar valores desse parâmetro.

5.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO

Os resultados são discutidos nos tópicos a seguir em termos da redução de turbidez em ensaios realizados em duplicatas. Os experimentos visaram avaliar o efeito do pH do meio, da concentração de coagulante e da associação de floculantes com coagulantes.

5.2.1 Avaliação do Efeito do pH de Coagulação

Os Gráficos 1, 2 e 3 apresentam os resultados dos ensaios que visaram otimizar o pH de coagulação para cada um dos reagentes empregados. Os melhores resultados na remoção de turbidez, avaliando diferentes valores de pH de coagulação, foram de 7,0; 5,5 e 7,0 para o sulfato de alumínio, cloreto férrico e PAC, respectivamente. De acordo com o diagrama de solubilidade para os coagulantes a base de alumínio e ferro (Figuras 5 e 6), os valores de pH encontrados indicam que para o sulfato de alumínio e PAC o mecanismo de coagulação atuante é o de varredura, enquanto que, para o cloreto férrico, predomina o de adsorção-desestabilização das partículas. Alguns autores que avaliaram a aplicação do sulfato de alumínio no tratamento de água cinza mostraram que o pH ótimo varia de

5,0 até 7,5 (RAMPELOTTO, 2014; DELL'UOMO, 2014; PIDOU *et al.*, 2008; GHAITIDAK; YADAV, 2014a). Nos estudos de Antonopoulou *et al.* (2013), Pidou *et al.* (2008) e Dell'Uomo (2014), a condição otimizada de pH, aplicando o cloreto férrico no tratamento de água cinza, foi de 4,5; 6,0 e 7,0, respectivamente. No tratamento de água cinza com PAC, os valores de pH ótimo variaram de 5,5 a 8,5 (GHAITIDAK; YADAV, 2014; ARAÚJO, 2017). Desta forma, os valores de pH de coagulação aplicados na presente pesquisa para o tratamento de água cinza estão dentro da faixa reportada na literatura.

O emprego de sulfato de alumínio e PAC utilizando pH 5,0 resultou em turbidez residual maior do que a turbidez bruta da água cinza. Esse aumento de turbidez se justifica pela não ocorrência dos mecanismos de varredura ou adsorção-neutralização, resultando na formação de flocos incapazes de sedimentarem nas condições impostas de pH de coagulação, concentração do coagulante (80 mg.L^{-1} para o sulfato de alumínio e 90 mg.L^{-1} para o PAC) e tempo de sedimentação (14 min) (LIBÂNIO, 2010; HOWE *et al.*, 2016; METCALF; EDDY, 2016).

GRÁFICO 1 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito do pH de coagulação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e sulfato de alumínio com 80 mg.L^{-1} .

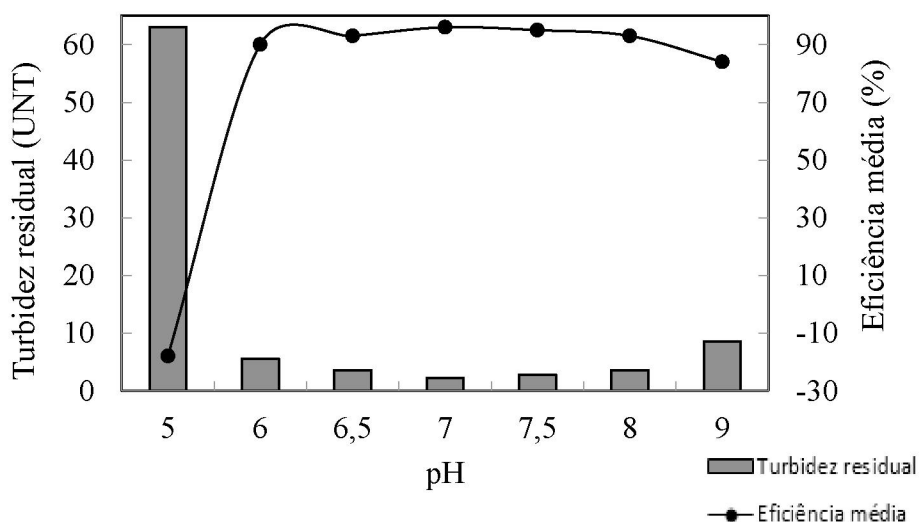


GRÁFICO 2 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito do pH de coagulação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e cloreto férrico com 76 mg.L^{-1} .

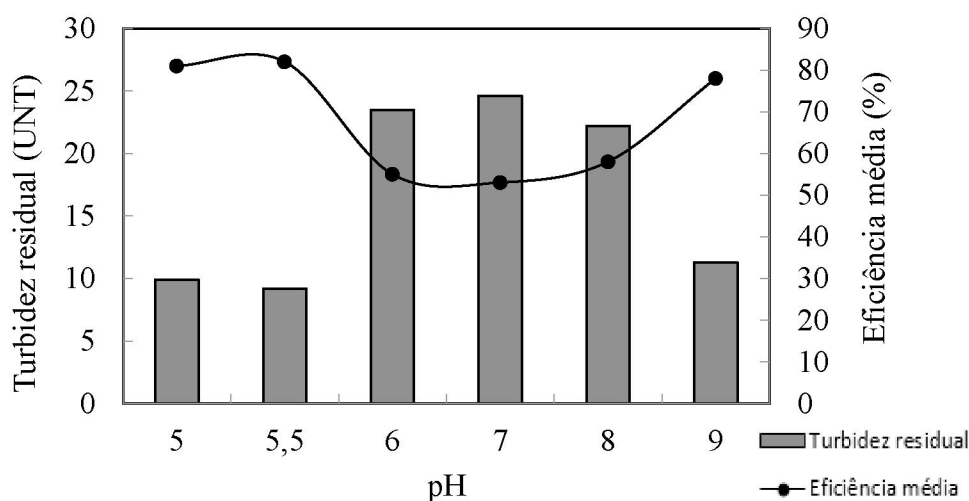
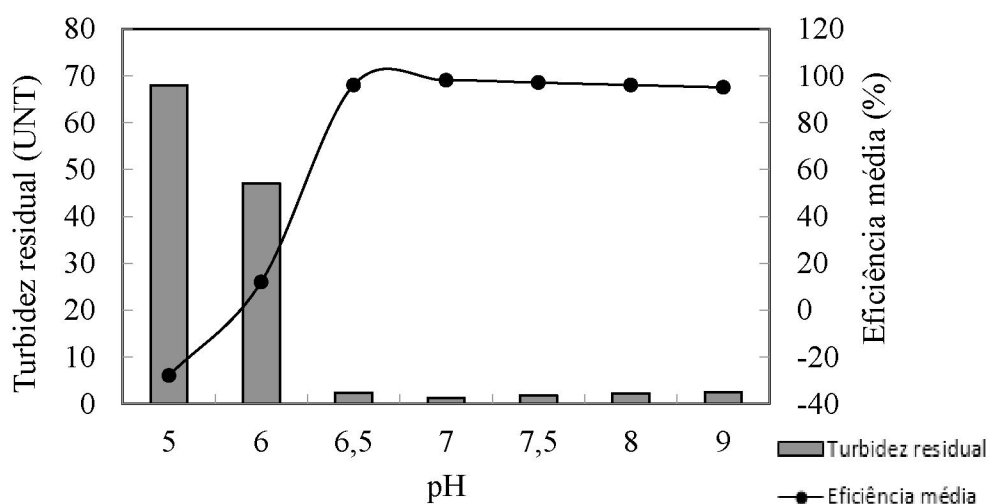


GRÁFICO 3 - Processo de coagulação-sedimentação: efeito do pH de coagulação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e PAC com 90 mg.L^{-1} .



5.2.2 Avaliação do Efeito da Concentração dos Coagulantes

Os Gráficos 4, 5 e 6 mostram os resultados dos ensaios visando a otimização da concentração de cada coagulante aplicado. As menores concentração dos coagulantes avaliados que atenderam a meta técnica estabelecida (turbidez residual menor do que 5 UNT) nesse estudo para o reúso em bacias sanitárias foram de 40, 60 e 20 mg.L^{-1} e eficiência média de remoção de turbidez (água cinza bruta com 30,5 UNT) de 85% (turbidez residual de 4,5 UNT), 88% (turbidez residual de 3,8 UNT) e 90% (turbidez

residual de 2,9 UNT), para o sulfato de alumínio, cloreto férrico e PAC, respectivamente. Em termos de alumínio (Al^{+3}) e ferro (Fe^{+3}), essas concentrações representam $6,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de Al^{+3} ; $20,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de Fe^{+3} e $10,6 \text{ mg.L}^{-1}$ de Al^{+3} para o sulfato de alumínio, cloreto férrico e PAC, respectivamente. A Tabela 14 apresenta os estudos que avaliaram o tratamento de água cinza utilizando os mesmos coagulantes empregados nessa pesquisa. Pidou *et al.* (2008) avaliou o tratamento de uma água cinza bruta com turbidez de 47 UNT, obtendo turbidez residual de 4,3 (remoção de 91%) e 5,2 UNT (remoção de 89%) para concentrações de 24 mg.L^{-1} de Al^{+3} e 44 mg.L^{-1} de cloreto férrico, respectivamente, em pH de 4,5 para ambos coagulantes. Estas concentrações são superiores àquelas empregadas no presente estudo, e tal fato pode ser resultado do pH de coagulação empregado e da maior concentração de sólidos e matéria orgânica da água cinza reportada por estes autores. Friedler e Alfiya (2010) avaliaram o tratamento de uma água cinza com turbidez bruta de 16,6 UNT, resultando em concentrações de 22 e 17 mg.L^{-1} de cloreto férrico para obter turbidez residual de 2 e 5 UNT, respectivamente. Essas concentrações são menores do que a encontrada nesse estudo e pode ser explicado pelo fato de água cinza desses autores possuir menor concentração de sólidos, exigindo menor concentração de coagulante empregado no tratamento.

Comparando com a pesquisa de Ghaitidak e Yadav (2014b), que avaliaram o tratamento de água cinza clara (lavatórios, chuveiros e banheiras) de uma acomodação universitária na Índia, e avaliando condições similares ou próximas de pH, os autores alcançaram reduções de turbidez de 89% (turbidez bruta de 75 UNT e remanescente de 8,1 e 8,4 UNT) aplicando concentrações de alumínio de $11,3$ e 12 mg.L^{-1} (pH de 6,5 e 7,5, respectivamente). No presente estudo, essa eficiência de remoção foi alcançada aplicando $26,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de alumínio em pH de 7,0. Em relação ao cloreto férrico em pH de 5,5, os autores alcançaram remoção de 93% (turbidez bruta de 78 UNT e remanescente de 5,5 UNT) aplicando concentração de 30 mg.L^{-1} , e nesse estudo, tal eficiência foi atingida com concentração de 80 mg.L^{-1} . Já para o PAC em pH próximo de 7,0, foi obtido remoção de 97% (turbidez bruta de 89 UNT e remanescente de 2,4 e 2,9 UNT) em concentrações de 33 e 34 mg.L^{-1} (pH de 6,5 e 7,5, respectivamente), enquanto que essa remoção foi atingida aplicando cerca de 50 mg.L^{-1} em pH de 7,0. As maiores concentrações de coagulantes utilizadas no presente estudo, para atingir a mesma eficiência encontrada por esses autores, podem ser explicadas pelo maior tempo de sedimentação (45 min) empregado no tratamento e pelas características físico-químicas

da água cinza utilizada (turbidez de 80 UNT, SST de 209 mg.L⁻¹, DBO de 153 mg.L⁻¹, DQO de 321 mg.L⁻¹).

TABELA 14 – Pesquisas que avaliaram a aplicação de coagulantes no tratamento de água cinza.

Coagulante	pH	Concentração (mg.L ⁻¹)	Turbidez bruta (UNT)	Turbidez residual (UNT)	Remoção de turbidez (%)	Referência
Sulfato de alumínio	7,0	60	128	5	97	1
	4,5	24 (alumínio)	46,6	4,3	91	2
	5,5	9,7 (alumínio)	74,8	5,8	92	3
	6,5	11,3 (alumínio)	74,8	8,1	89	3
	7,5	12 (alumínio)	74,8	8,4	89	3
	8,5	12,8 (alumínio)	74,8	8,7	88	3
Cloreto férrico	-	22	16,6	2	88	4
	-	17	16,6	5	70	4
	7,0	40	172	4	98	1
	4,5	44	46,6	5,2	89	2
	5,5	30	78,4	5,5	93	3
	6,5	49	78,4	5,5	9	3
PAC	7,5	55	78,4	2,0	98	3
	8,5	57	78,4	1,9	98	3
	5,5	30	88,8	3	97	3
	6,5	33	88,8	2,4	97	3
	7,5	34	88,8	2,9	97	3
	8,5	39	88,8	2,1	98	3

Nota: 1 – Dell’Uomo (2014); 2 - Pidou *et al.* (2008); 3 - Ghaitidak; Yadav (2014)a,b; 4 – Friedler; Alfiya (2010).

GRÁFICO 4 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e sulfato de alumínio com pH 7,0.

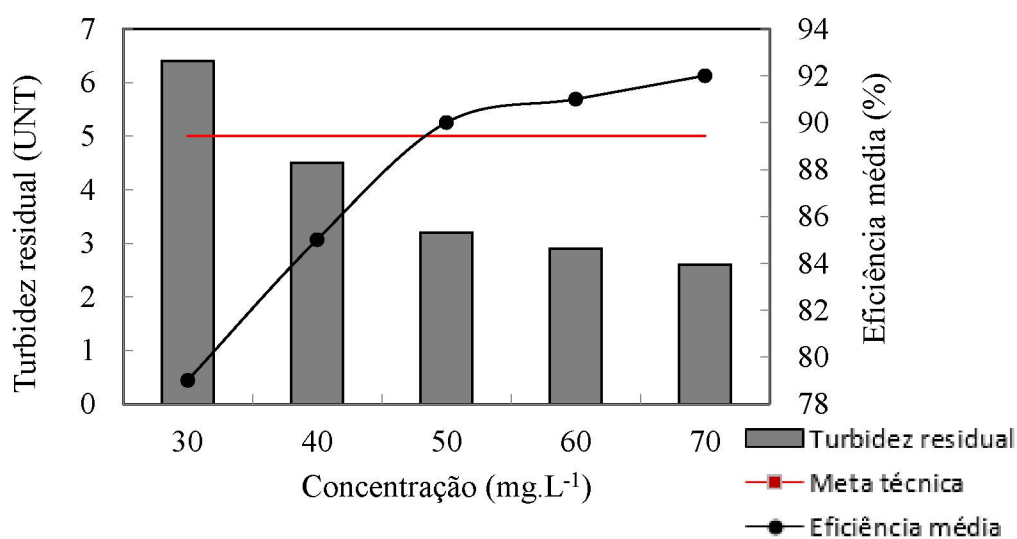


GRÁFICO 5 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e cloreto férrico com pH 5,5.

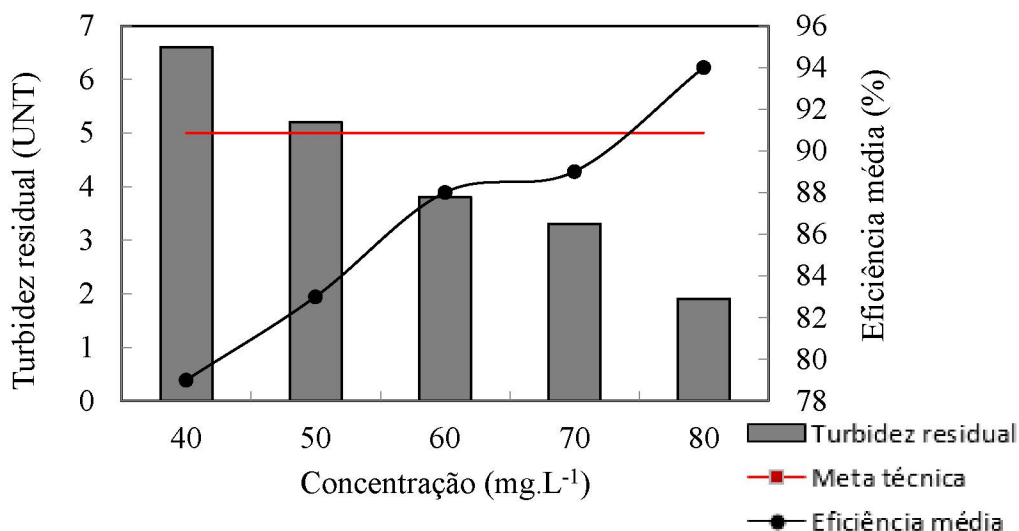
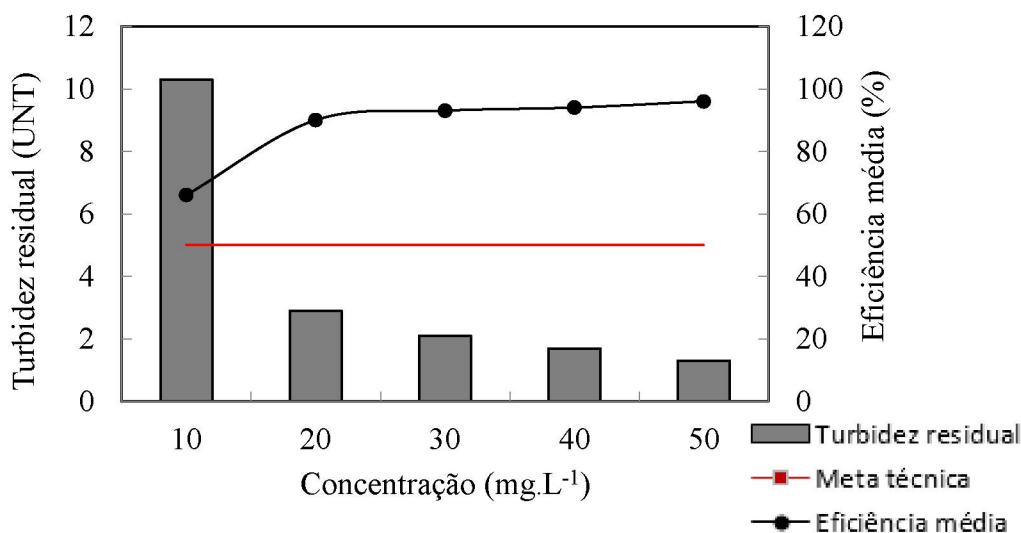


GRÁFICO 6 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e PAC com pH 7,0.



5.2.3 Associação de Coagulantes com Floculantes

Os Gráficos 7, 8 e 9 mostram os resultados da etapa de aplicação de polímeros aniônicos (PA) e catiônicos (PC) associados com sulfato de alumínio, cloreto férrico e PAC. Avaliando duas situações diferentes, como a não aplicação (Gráficos 4, 5 e 6) e aplicação (Gráficos 7, 8 e 9) de floculantes como auxiliar de coagulação, a condição em que houve a aplicação de floculante apresentou melhores resultados de turbidez residual.

Tal fato é consistente com outras pesquisas que indicam a formação de flocos maiores e mais densos com a aplicação de flocculantes, resultando em maior facilidade de sedimentação dos agregados, maior taxa de aplicação superficial e menor tempo de detenção hidráulico (ROUT *et al.*, 1999; NOZAIC *et al.*, 2001; BOLTO; GREGORY, 2007). Dentre os polímeros analisados, o que apresentou melhores resultados na remoção de turbidez foi o PA, sendo a sua associação com PAC a condição que resultou em menores valores de turbidez residual.

Entre os polímeros avaliados, o melhor desempenho do PA pode estar relacionado com a carga dos agregados formados após a adição do coagulante, indicando que o mesmo pode possuir carga elétrica positiva, que facilitaria a agregação com a cadeia negativa do PA (DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF; EDDY, 2016).

GRÁFICO 7 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e sulfato de alumínio com pH 7,0.

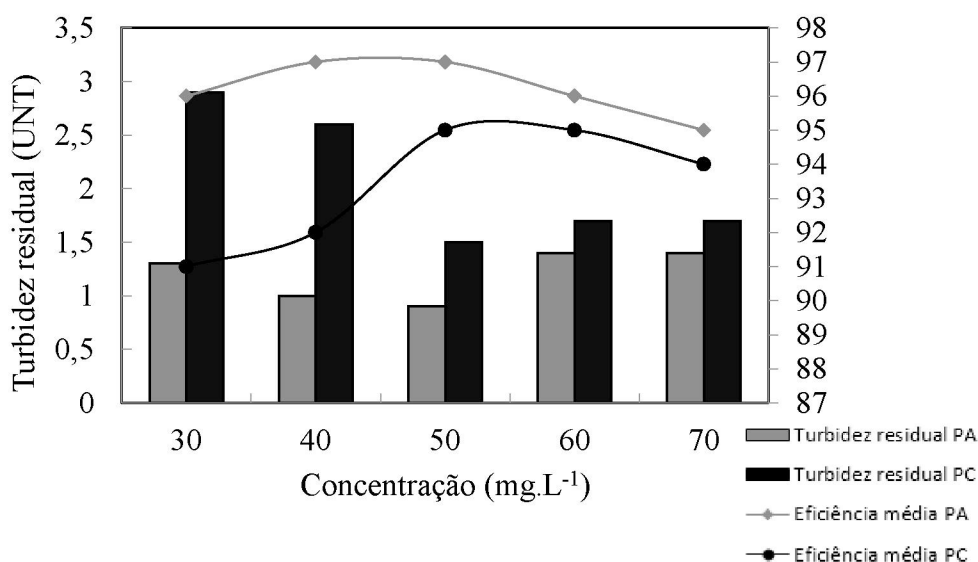


GRÁFICO 8 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e cloreto férrico com pH 5,5.

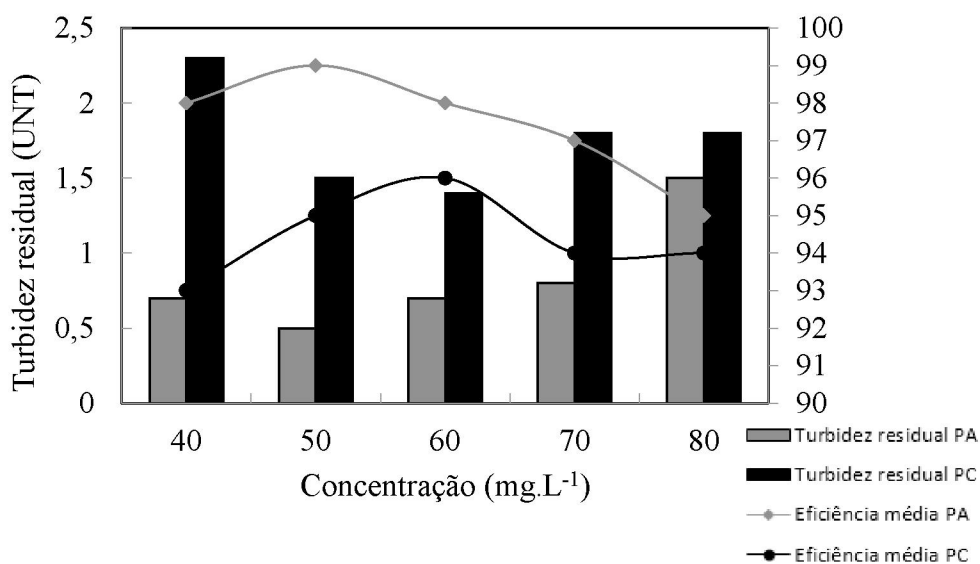
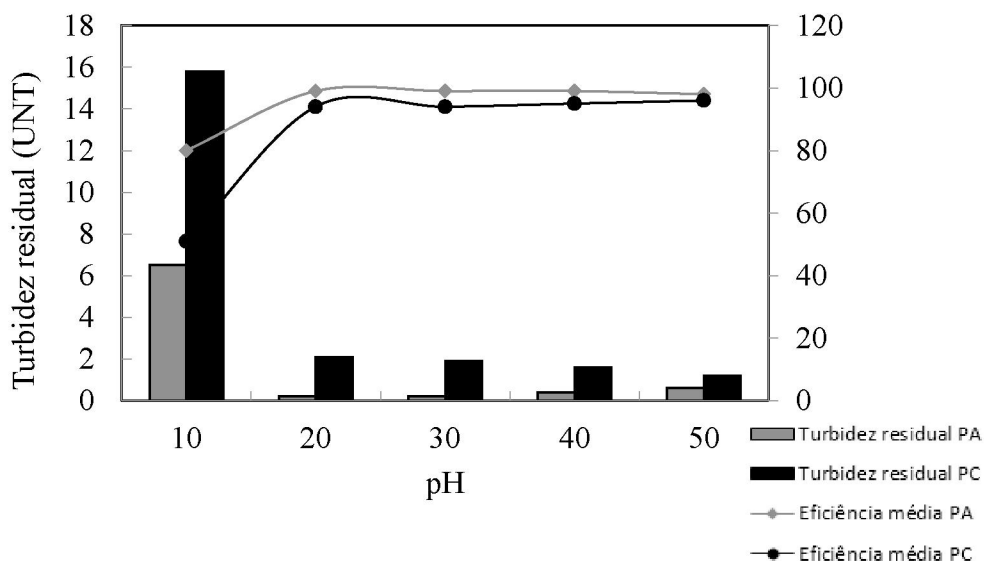


GRÁFICO 9 - Processo de coagulação-floculação-sedimentação: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 14 min de sedimentação e PAC com pH 7,0.



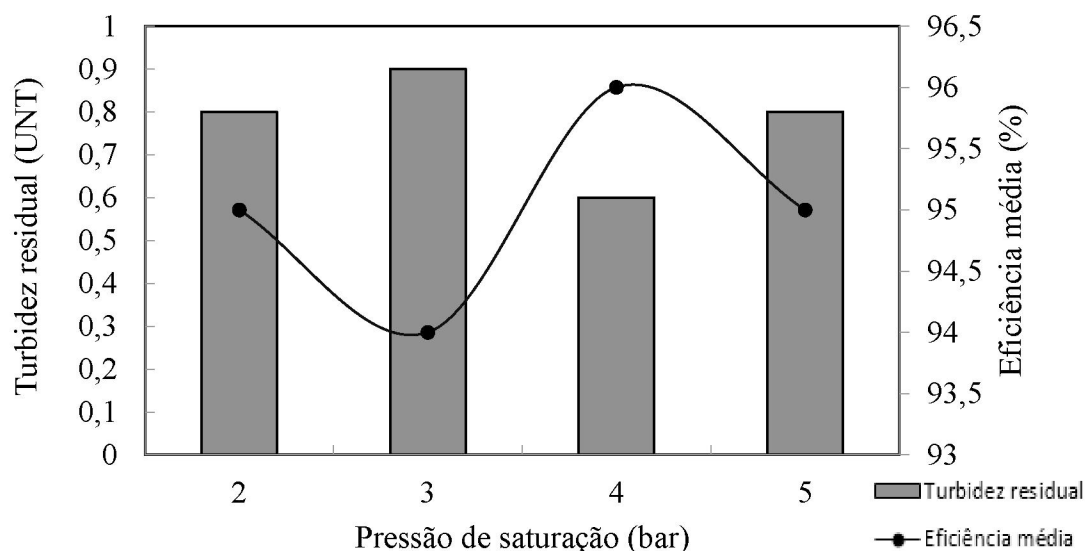
5.3 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-FLOTAÇÃO

Os resultados de turbidez bruta média, turbidez residual média, eficiência média e desvio padrão apresentados nos tópicos a seguir foram gerados a partir das duplicatas dos ensaios de *Flotatest*, que visaram avaliar o efeito da pressão de saturação, taxa de reciclo, tensão superficial, concentração dos coagulantes e associação de floculantes com coagulantes.

5.3.1 Efeito da Pressão de Saturação

Os resultados do efeito da pressão de saturação da FAD na redução de turbidez da água cinza são mostrados no Gráfico 10. Os ensaios mostraram que a turbidez residual foi mantida em valores sempre abaixo de 1 UNT, entretanto, o aumento da pressão de saturação não resultou na melhoria da eficiência da FAD, com a remoção de turbidez permanecendo constante em todos os níveis avaliados (2-5 bar). A baixa concentração de sólidos, os precipitados leves obtidos na etapa de coagulação, associados ao alto valor da taxa de reciclo (20%), justificam estas elevadas eficiências observadas mesmo com o uso de pressões mais baixas. Recentemente foi reportado que o uso de pressões abaixo de 3 bar resulta na geração de uma baixa concentração de MB, entretanto, um número elevado de NB (AZEVEDO *et al.*, 2016). Estas últimas são auxiliares nos mecanismos de remoção de colóides e/ou precipitados pela FAD pois elas se aderem a eles, aumentando a taxa de colisões e adesão das MB, potencializando a flotação (CALGAROTO *et al.*, 2016; ETCHEPARE *et al.*, 2017a; ETCHEPARE *et al.*, 2017b). Nos estudos de remoção de precipitados de hidróxido de ferro por FAD com aplicação conjunta de MB e NB em baixas pressões de saturação (abaixo de 3 bar), Etchepare (2016) alcançou redução de turbidez de 95% (residual de 0,6 UNT) com pressões de saturação de 2,0 e 2,5 bar. Estes resultados indicam o potencial de aplicação de baixas pressões de saturação (menor do que 3 bar) no tratamento dessa água cinza por FAD, o que em eventuais aplicações em escala industrial poderia resultar em unidades com menor consumo energético.

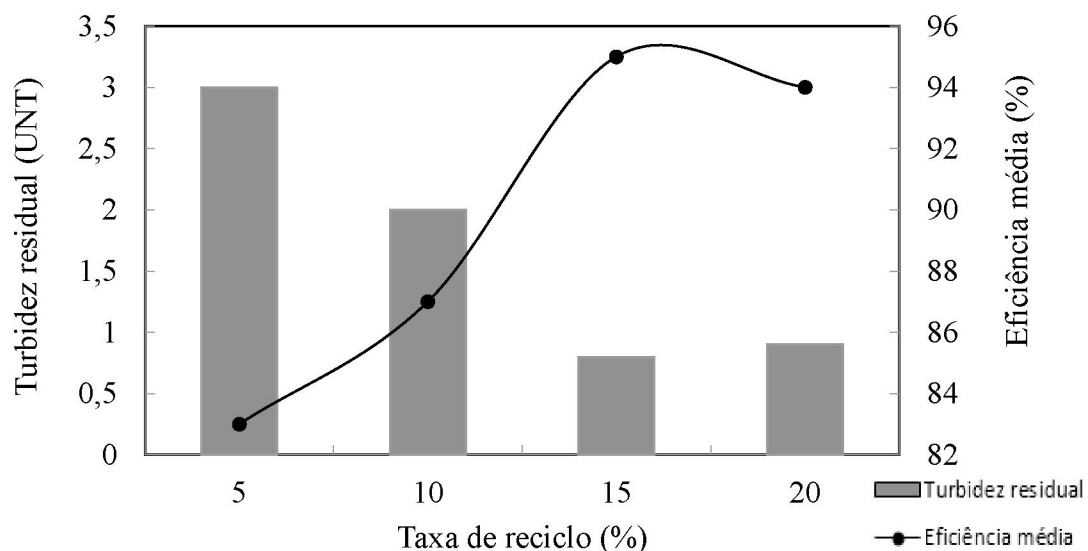
GRÁFICO 10 - Efeito da pressão de saturação na FAD de água cinza. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; PAC com 20 mg.L^{-1} e pH 7,0; taxa de reciclo de 20% e tensão superficial de $72,8 \text{ mN.m}^{-1}$.



5.3.2 Efeito da Taxa de Reciclo

O Gráfico 11 mostra os resultados do efeito da taxa de reciclo na redução de turbidez residual pela FAD. As melhores condições de tratamento foram aquelas a partir de 15% de reciclo, que resultaram em altas eficiências médias de redução de turbidez (acima de 94%), e uma turbidez residual abaixo de 1 UNT. Os dados obtidos são justificados pela maior concentração de bolhas quando da utilização de taxas de reciclo mais elevadas (RODRIGUES, 2004; EDZWALD, 2010; PIOLTINE; REALI, 2015). Contudo, apesar de apresentar menores eficiências de remoção de turbidez, a aplicação de taxa de reciclo de 10% consegue atender a meta técnica estabelecida (5 UNT). Esse valor de taxa de reciclo pode indicar maior aplicabilidade do processo em escala real, visto que, estações de tratamento que possuem a FAD como etapa de clarificação utilizam valores de reciclo próximos de 10%. Apesar de apresentar uma eficiência inferior à de 10% de reciclo, a aplicação de 5% de reciclo não resulta em quantidade de bolhas suficientes para flotar os flocos formados na etapa de coagulação, ocasionando na sedimentação de uma parcela desses flocos. Sendo assim, essa condição não foi considerada nos ensaios posteriores.

GRÁFICO 11 - Efeito da taxa de reciclo na FAD de água cinza. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; PAC com 20 mg.L^{-1} e pH 7,0; pressão de saturação de 3 bar e tensão superficial de $72,8 \text{ mN.m}^{-1}$.



5.3.3 Otimização dos Parâmetros Operacionais do Processo de FAD

Os ensaios, cujos resultados são apresentados nos Gráficos 12 e 13, foram realizados visando a avaliação mais precisa dos valores de pressão de saturação, taxa de reciclo e tensão superficial da água de recirculação. Os valores pressão de saturação e taxa de reciclo avaliados foram definidos com a análise dos Gráficos 10 e 11, indicando que o uso de baixas pressões de saturação (2 e 3 bar) e taxas de reciclo de 10 e 15% podem significar o atendimento da meta técnica estabelecida nesse estudo. Sendo assim, os valores de pressão de saturação avaliados foram de 1,5; 2,0; 2,5 e 3,0 bar; e de 10 e 15% para a taxa de reciclo. Foram avaliados também dois valores da tensão superficial da água de recirculação, de modo a simular um efluente com maior (água DI com $72,8 \text{ mN.m}^{-1}$) e outro com menor tensão superficial (água cinza com $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$).

GRÁFICO 12 - Otimização dos parâmetros operacionais da FAD utilizando água DI ($72,8 \text{ mN.m}^{-1}$) na saturação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; cloreto férrico com 20 mg.L^{-1} e pH 5,5.

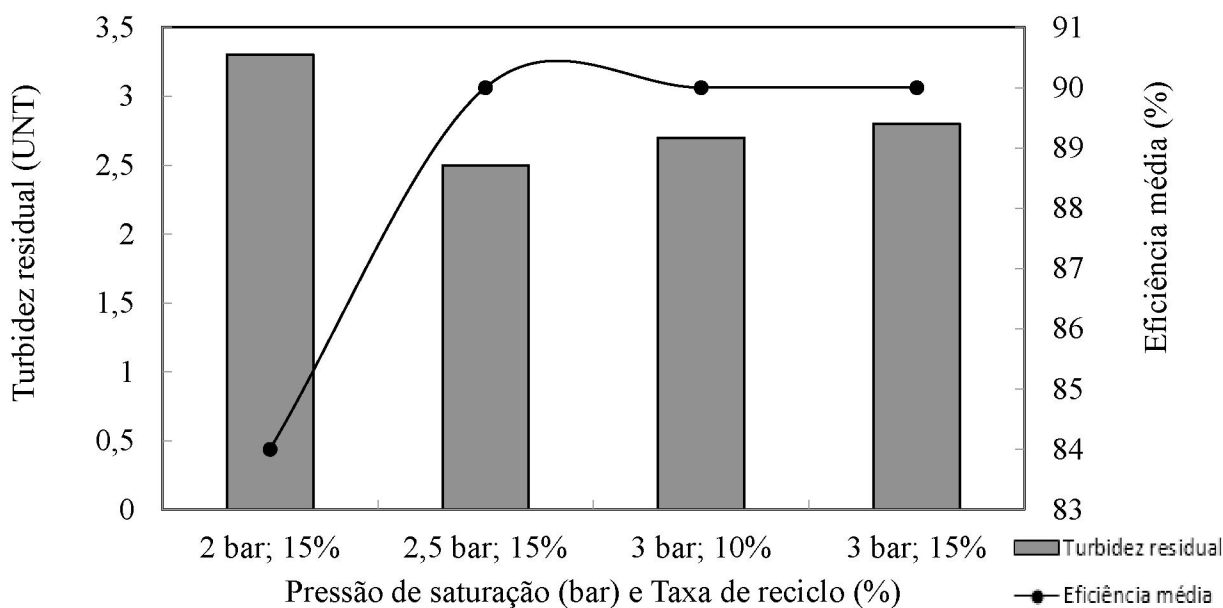
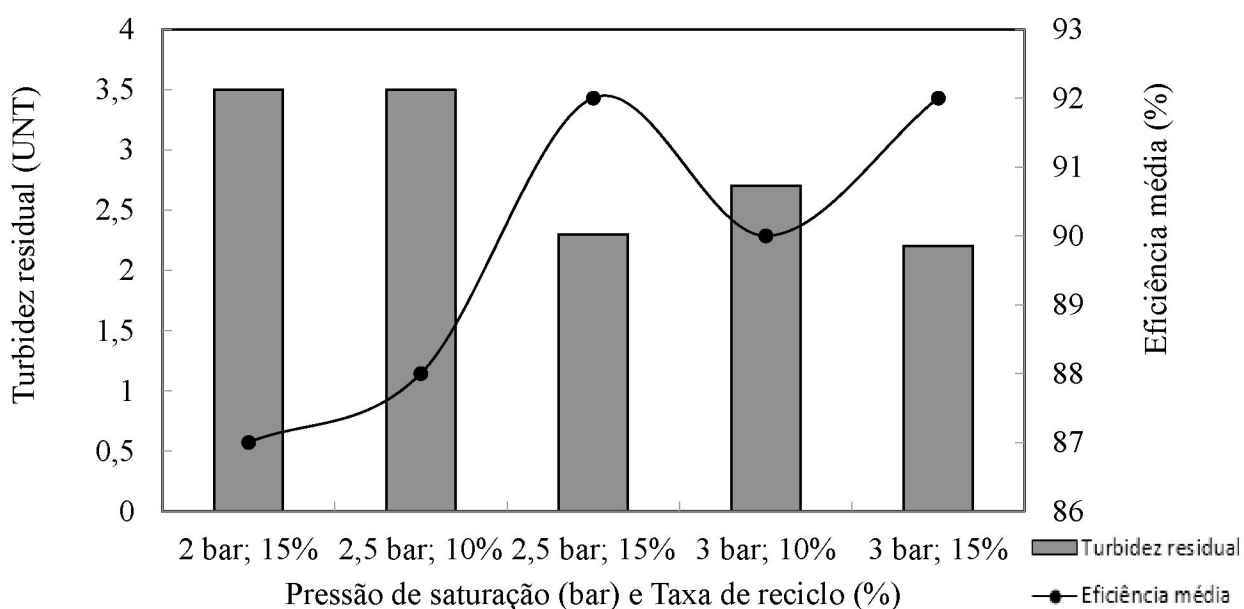


GRÁFICO 13 - Otimização dos parâmetros operacionais da FAD utilizando água cinza ($61,6 \text{ mN.m}^{-1}$) na saturação. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; cloreto férrico com 20 mg.L^{-1} e pH 5,5.



Os ensaios com a aplicação de pressão de 1,5 bar com 10 e 15% de reciclo; pressão de 2,0 bar e 10% de reciclo com água com menor tensão superficial ($61,6 \text{ mN.m}^{-1}$

¹); além do ensaio de 2,5 bar e 10% de reciclo com maior tensão superficial ($72,8 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$) resultaram em sedimentação de uma parcela dos flocos, inviabilizando o uso da FAD nessas condições operacionais no processo de tratamento de água cinza. Tal fato pode ser explicado pela menor concentração de bolhas geradas em função de três fatores: i) menor quantidade de ar dissolvido no líquido com o emprego deste baixo valor de pressão; ii) pelo menor volume de líquido saturado com ar; e iii) ausência de surfactantes na água (maior energia requerida para formação de bolhas), condição esta verificada na água DI (TAKAHASHI *et al.*, 1979; CHO; LASKOWSKI, 2002; RUBIO *et al.*, 2002; EDZWALD, 2010; ETCHEPARE, 2016; CALGAROTO *et al.*, 2016; ETCHEPARE *et al.*, 2017a; ETCHEPARE *et al.*, 2017b). As demais condições avaliadas não resultaram na sedimentação parcial dos flocos, sendo eles flotados para a superfície do líquido.

Os resultados dos Gráficos 12 e 13 indicam que a eficiência de redução de turbidez do processo aumenta nas condições com maiores pressões de saturação e taxa de reciclo. A condição que acarretou em melhores resultados na remoção de turbidez foi a de 3,0 bar, 15% de reciclo e menor tensão superficial ($61,6 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$), situação onde há maior quantidade de ar dissolvido no líquido (maior pressão de saturação), maior quantidade de bolhas liberadas na recirculação (maior taxa de reciclo) e maior formação de bolhas (menor tensão superficial). Contudo, a condição que resulta em flotação total dos flocos, com potencial de atender a meta técnica através da avaliação de distintos coagulantes em diferentes concentrações e resulta em maiores economias no processo é a aplicação de 2,5 bar, 10% de reciclo e menor tensão superficial ($61,6 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$). Desta forma, estas condições otimizadas de processo foram utilizadas para avaliar as etapas seguintes do tratamento, como o efeito dos diferentes coagulantes e suas concentrações, e os processos de filtração e desinfecção.

5.3.4 Otimização da Concentração dos Coagulantes

Os Gráficos 14, 15 e 16 mostram os resultados dos ensaios que visaram otimizar a concentração de sulfato de alumínio, cloreto férrico e PAC. Nas situações onde avaliou-se a aplicação de sais de alumínio na FAD, não foi possível o atendimento da meta técnica. A aplicação de sulfato de alumínio resultou na sedimentação parcial dos flocos formados, e o emprego do PAC ocasionou em turbidez residual da água cinza superior ao limite de

5 UNT que foi estabelecido. Em seus estudos, Rampelotto (2014) avaliou o tratamento de água cinza sintética (simulando efluente de máquina de lavar) aplicando concentração de 160 mg.L^{-1} de sulfato de alumínio, pH de 5,0 e taxa de reciclo de 5%, atingindo 53% de eficiência de remoção (turbidez bruta de 30,3 UNT) e turbidez residual de 14,1 UNT. Araújo (2017) analisou a aplicação da FAD no tratamento de água cinza escura (água de lavanderia) empregando o PAC como coagulante. O estudo concluiu que a condição ótima é aquela onde utiliza-se 650 mg.L^{-1} do coagulante e pH de coagulação de 7,5 (20% de taxa de reciclo e pressão de saturação de 6,0 bar), para um efluente com turbidez bruta de 79,3 UNT, sendo essa concentração muito superior as avaliadas nesse estudo (10 – 30 mg.L^{-1}). Apesar de possuir maior concentração de matéria orgânica e de sólidos, o que justificaria a maior concentração do coagulante, pode ter havido uma super dosagem do PAC, pois os resultados mostraram aumento nos valores de turbidez e sólidos após os ensaios de FAD.

Na aplicação do cloreto férrico, todas as concentrações avaliadas foram suficientes para atender a meta técnica estabelecida, de modo que a concentração ótima foi de 20 mg.L^{-1} ($6,8 \text{ mg.L}^{-1}$ de ferro). Etchepare (2016) avaliou a remoção de precipitados de ferro na FAD empregando concentração de 30 mg.L^{-1} de ferro, saturação de água DI em pressão de 2,0 bar e taxa de reciclo de 23%, alcançando remoção de turbidez de 99%. Essa maior eficiência de remoção, quando comparada com esse estudo (máxima de 93%), pode ser justificada pela maior taxa de reciclo (23% contra 10%) e utilização de efluente sintético (água DI com diferentes concentrações de íons de ferro). O autor relata que a utilização de baixas pressões, como a que foi avaliada nesse estudo (2,5 bar), são mais eficientes na remoção de turbidez, devido a menor concentração de MB. Essas bolhas se caracterizam por apresentar alta velocidade ascensional, que pode causar a ruptura parcial dos precipitados formados e reduzir a remoção de agregados e partículas maiores devido ao menor tempo de detenção hidráulica (ETCHEPARE *et al.*, 2017a).

GRÁFICO 14 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$; sulfato de alumínio com pH 7,0.

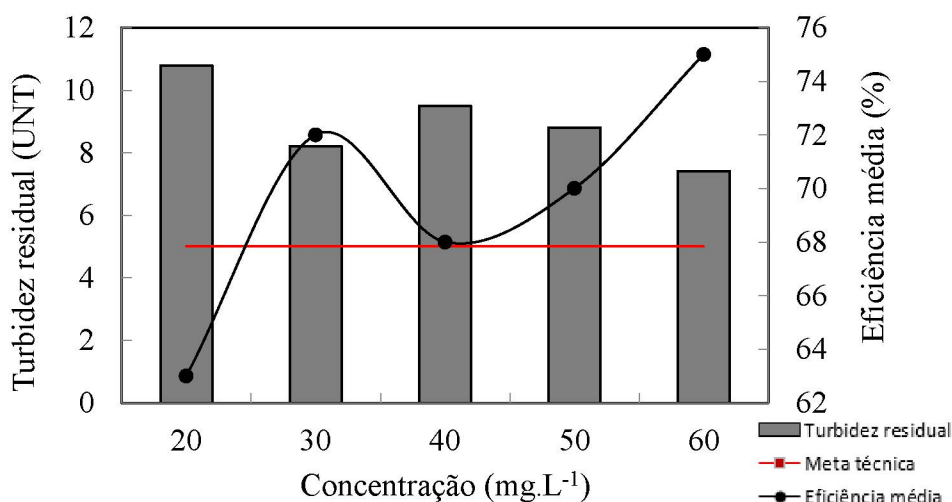


GRÁFICO 15 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$; cloreto férrico com pH 5,5.

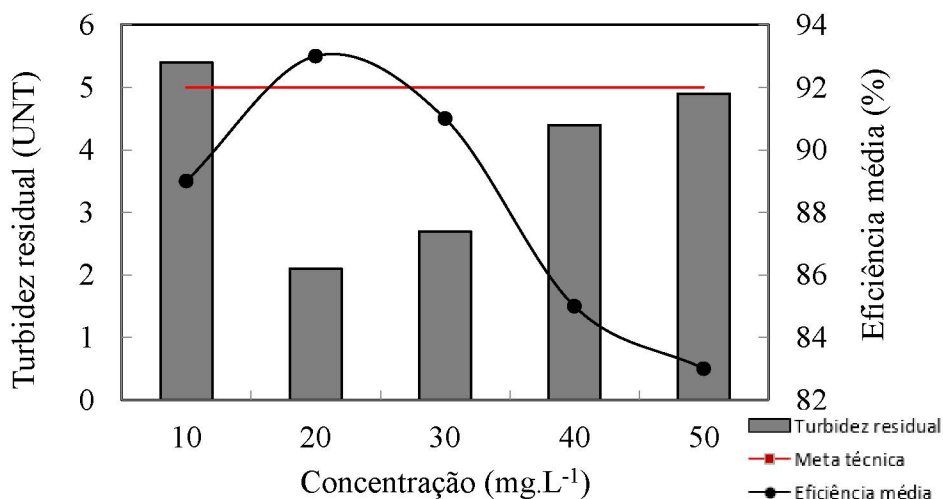
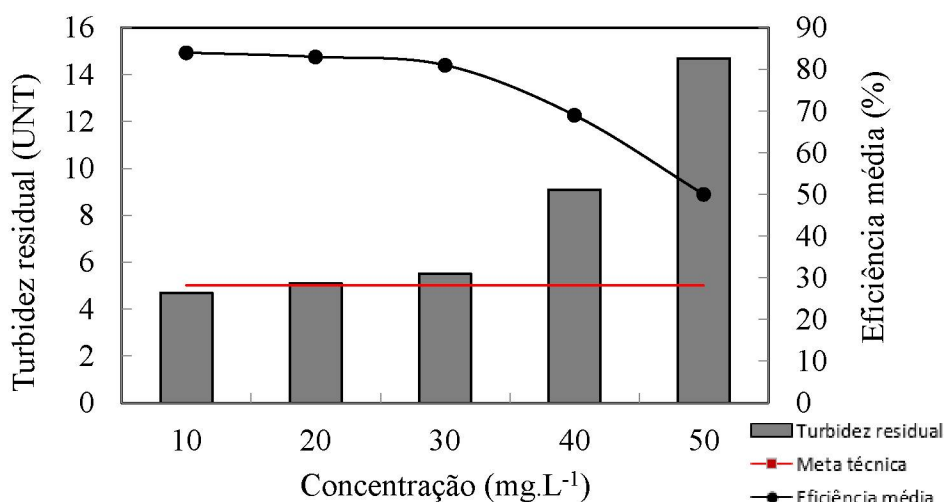


GRÁFICO 16 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$; PAC com pH 7,0.



5.3.5 Associação de Coagulantes com Floculantes

Os Gráficos 17, 18 e 19 mostram os resultados da etapa de aplicação de floculantes associados com os coagulantes. A associação de floculantes (polímeros) com coagulantes a base de alumínio, apesar de resultarem em uma turbidez residual quase sempre abaixo de 5 UNT, não são representativos do processo de flotação, visto que uma parcela dos flocos sedimenta. Na associação de polímeros com cloreto férrico, a meta técnica foi atendida nos ensaios de 40 mg.L^{-1} de cloreto férrico com PA e de 20 e 30 mg.L^{-1} com PC, sendo essas últimas duas condições a de maior viabilidade econômica para o processo. Malley (1995) mostrou que o uso de PC em esgoto sanitário é mais efetivo do que o de PA, quando associados com sulfato de alumínio na FAD.

A adição de polímeros não gerou melhores resultados, se comparado com a utilização de apenas coagulantes no processo. Tal fato pode ser explicado pela maior densidade dos flocos formados nas cadeias dos polímeros, dificultando assim a sua flotação junto com as bolhas para a superfície (SARTORI, 1998; RODRIGUES, 2010). A formação de flocos mais densos, que para o processo de sedimentação resulta em vantagens na eficiência de remoção de turbidez pela ação da gravidade, para a FAD não é benéfico, acarretando na dificuldade das bolhas em flotar os flocos para a superfície, diminuindo a eficiência de remoção. Sartori (1998) avaliou a influência da associação de

floculantes com coagulantes na FAD (pressão de saturação de 4,6 bar, taxa de reciclo de 8% e taxa de aplicação de 2,9 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$), em água sintética com elevada turbidez, alcançando remoção de turbidez de 88, 92 e 93% com a aplicação de 12 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e 0,05 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PA; 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e 0,125 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PA; 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e 0,375 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PA, respectivamente. Em relação ao PC, as eficiências de remoção de turbidez alcançadas foram de 90, 91 e 93% aplicando 12 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e 0,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de polímero; 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e 0,05 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de polímero; e 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e 0,125 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de polímero. A aplicação de maior pressão de saturação (maior formação de bolhas), menor concentração de floculantes e coagulantes (menor densidade dos flocos), na maioria dos casos, pode justificar os melhores resultados em relação ao presente estudos. Sendo assim, tendo em vista aspectos econômicos e ambientais, optou-se por não utilizar os floculantes nas etapas seguintes, visto que, a aplicação única de coagulantes resultou em turbidez residual abaixo da meta técnica estabelecida nesse estudo (5 UNT).

GRÁFICO 17 - Processo de coagulação-floculação-FAD: associação de coagulantes com floculantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de 61,6 $\text{mN}\cdot\text{m}^{-1}$; sulfato de alumínio com pH 7,0.

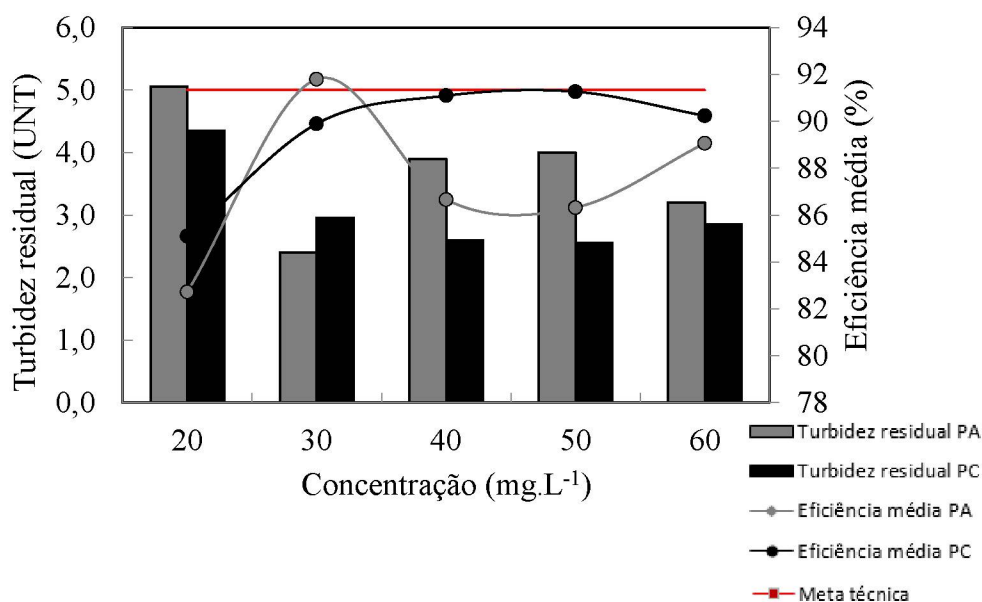


GRÁFICO 18 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$; cloreto férrico com pH 5,5.

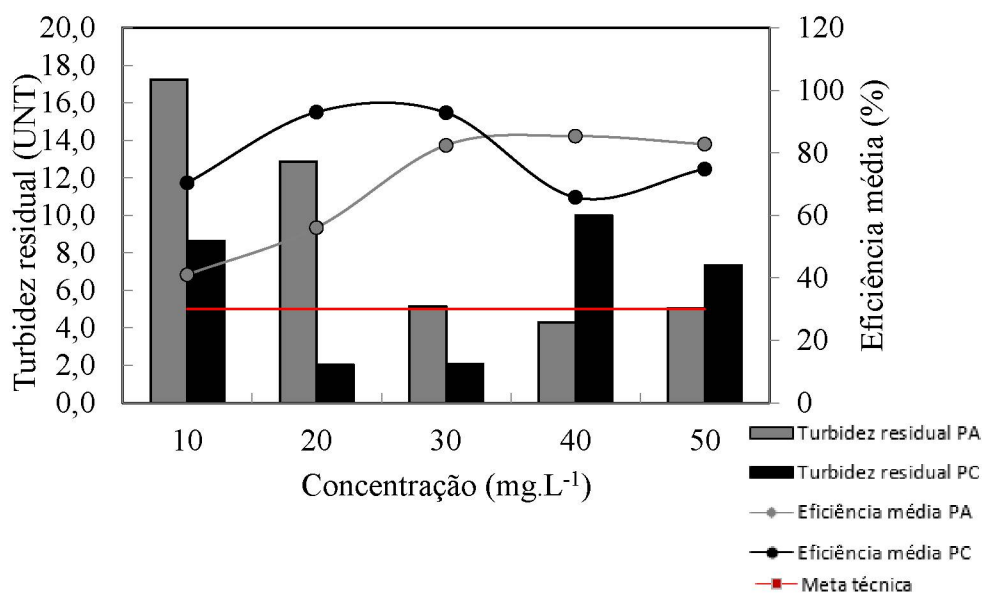
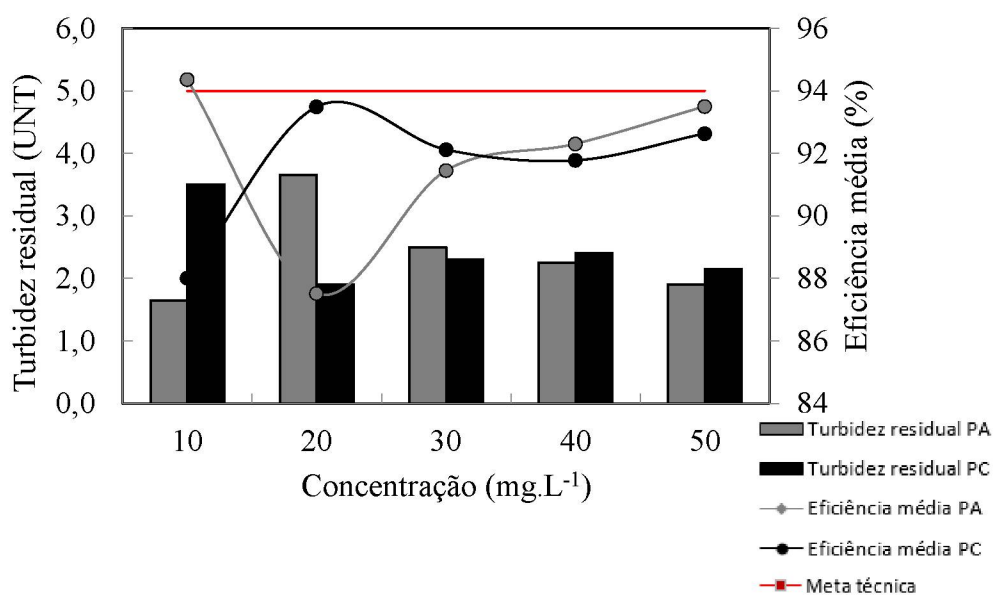


GRÁFICO 19 - Processo de coagulação-floculação-FAD: efeito da concentração dos coagulantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; pressão de saturação de 2,5 bar; taxa de reciclo de 10%; tensão superficial de $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$; PAC com pH 7,0.



5.3.6 Estimativa de Produção de Lodo na FAD

A Equação 9 da AWWA (1978) (item 4.2.4) permite fazer uma estimativa de produção de sólidos através de uma equação empírica, a partir dos dados de turbidez da água bruta. Utilizando a turbidez da água cinza bruta da condição otimizada de pH e concentração de coagulantes (pH de 5,5 e concentração de cloreto férrico de 20 mg.L^{-1}), que foi de 30,5 UNT, estima-se que o tratamento produza cerca de 0,033 kg de sólidos secos por m^3 de água cinza tratada. A outra metodologia baseou-se na quantidade de SST que foi removido da água após o processo de FAD. As análises laboratoriais indicaram que a concentração de SST da água cinza bruta é de 25 mg.L^{-1} , da água homogeneizada de 31 mg.L^{-1} e da água após a FAD é de $6,1 \text{ mg.L}^{-1}$. A concentração de SST da água homogeneizada corresponde a quantidade de sólidos da água cinza bruta e os sólidos provenientes da adição do coagulante (cloreto férrico), por conseguinte, a concentração de SST é maior do que a da água cinza bruta. A subtração das concentrações da água homogeneizada e água flotada resulta em concentração de SST no lodo de aproximadamente 25 mg.L^{-1} , o que corresponde a 0,025 kg de sólidos suspensos por m^3 de água cinza tratada. O maior valor de sólidos resultantes da equação empírica pode ser explicado pelos erros inerentes na correlação de SST e turbidez que estão presentes nos valores das constantes da fórmula, visto que, como dado de entrada é requisitado o valor de turbidez da água bruta e o resultado é dado em valores de sólidos. Tal correlação deve ser avaliada de acordo com a água de estudo, na medida em que esse valor pode alterar de acordo com as características de cada água. A utilização de balanço de massa, a partir da leitura de SST da água, pode ser uma alternativa que inclua menor fonte de erros e ofereça mais precisão e representatividade para estimar o volume de lodo produzido na FAD nesse caso.

5.4 ENSAIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA VIA PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS, FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO

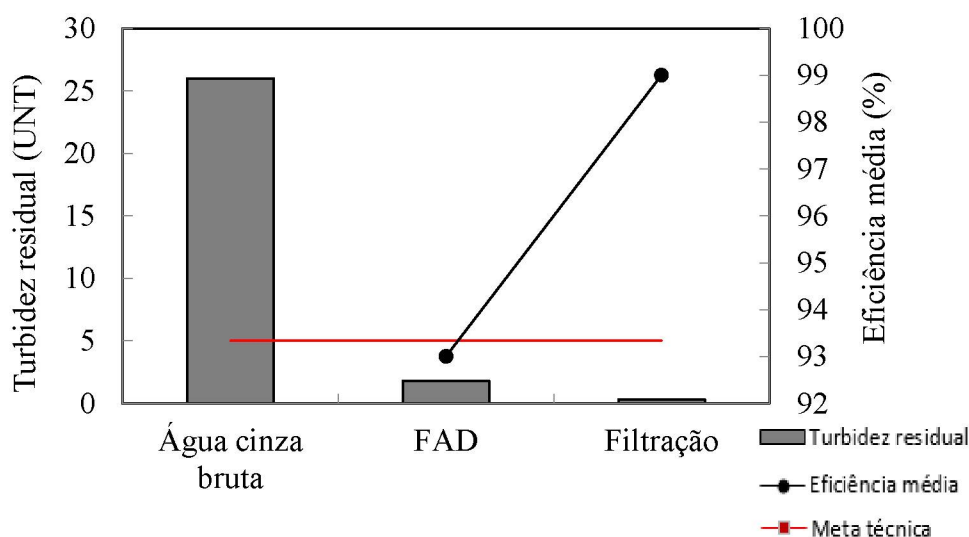
Após a otimização dos parâmetros operacionais da FAD, foram realizados os ensaios de tratamento da água cinza envolvendo a filtração em areia e desinfecção por cloro, e caracterização física, química e microbiológica da água após as diferentes etapas do tratamento.

5.4.1 Filtração

O Gráfico 20 apresenta os resultados dos valores de turbidez residual média dos ensaios de FAD seguidos por um polimento por filtração em areia. Os resultados dos ensaios mostraram que, aplicando a filtração em areia como etapa posterior a FAD, há uma melhora na eficiência de remoção de turbidez da água cinza, passando de 93% (FAD) para 99% (filtração). A remoção de turbidez adicional atingida com a filtração (partículas em suspensão que por ventura ainda continuam na água mesmo após a FAD) ocorre com o transporte das partículas para as proximidades da superfície da areia, onde decorre o aumento da intensidade das forças superficiais que atuam sobre a areia e o sólido, ocasionando a adesão da partícula na camada filtrante, removendo-a da água e resultando em menor turbidez residual da água. Rampelotto (2014) avaliou a filtração em areia seguida da FAD em uma água cinza sintética (turbidez bruta de 29 UNT), alcançando 97% de remoção na FAD (turbidez residual de 0,76 UNT) e 99,9% na filtração (turbidez residual de 0,02 UNT). A geração de água cinza mais clarificada após a FAD nesta referida pesquisa (0,8 UNT e 2,1 UNT no presente estudo) pode explicar a produção de água filtrada mais clarificada (0,02 UNT e 0,3 UNT no presente estudo) pois, a menor turbidez da água a ser filtrada, possibilita postergar a colmatação do meio filtrante, resultando em melhor remoção dos sólidos suspensos que estão na água. Araújo (2017) investigou o polimento de efluentes de lavanderia (turbidez bruta de 79 UNT) por filtração em areia após a FAD. Os resultados da pesquisa da autora mostraram que a FAD resultou em eficiência de remoção média de 58% (turbidez residual de 33 UNT) e a filtração em 97% (turbidez residual de 2,1 UNT). A maior turbidez da água que entra nos

filtros (33 UNT), quando comparada com as citadas anteriormente (0,76 e 2,1 UNT), pode explicar a menor eficiência de remoção de turbidez (97% contra 99% e 99,9% dos outros estudos) e maior turbidez residual da água filtrada (2,1 UNT contra 0,3 e 0,02 UNT) pois, a maior concentração de sólidos suspensos (maior turbidez) pode ter colmatado o filtro, diminuindo sua eficiência e aumentando a possibilidade de arraste dos sólidos.

GRÁFICO 20 - Processo de coagulação-floculação-FAD-filtração. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; 20 min de filtração; cloreto férrico com 20 mg.L^{-1} e pH 5,5; pressão de saturação de 2,5 bar, taxa de reciclo de 15%, tensão superficial de $61,9 \text{ mN.m}^{-1}$.



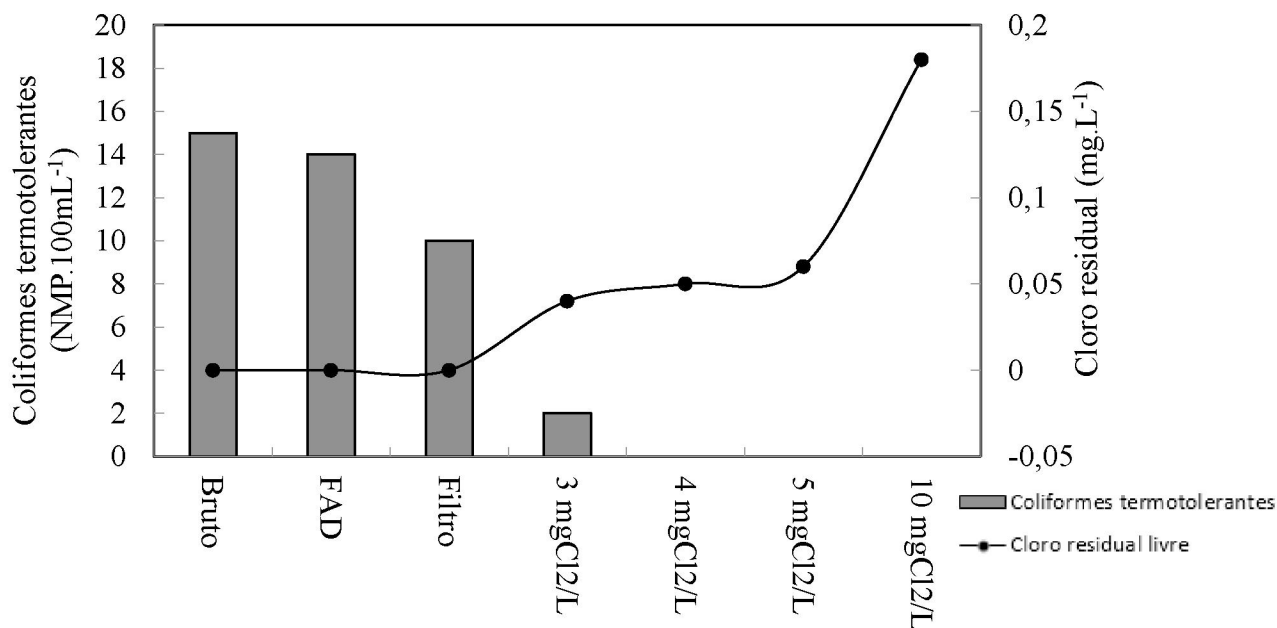
5.4.2 Desinfecção via Cloração

O Gráfico 21 apresenta a quantidade de coliformes termotolerantes na água cinza bruta, em cada etapa do tratamento e após a aplicação de diferentes concentrações de cloro na água. Os dados obtidos através da leitura dos coliformes termotolerantes atestam que há remoção física nas etapas de FAD (7%) e filtração (33%), sem mesmo a aplicação de cloro, deixando um número de remanescente de $14 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ e $10 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, respectivamente. Zaneti *et al.* (2011), Zaneti *et al.* (2012), Beck *et al.* (2013) e Etchepare *et al.* (2014) demonstraram remoção de coliformes totais e termotolerantes nas pesquisas após tratamento com operações unitárias físicas (FAD e/ou filtração). A remoção nas etapas de FAD e filtração, sem a aplicação de qualquer agente oxidante, se deve ao fato de uma parcela dos coliformes estar aderida aos sólidos presentes na água, e esses são, em sua maioria, removidos nas etapas de clarificação (sedimentação ou FAD)

e polimento (filtração) (MARCH *et al.*, 2004; WINWARD *et al.*, 2008; GHAITIDAK; YADAV, 2014a). A remoção de coliformes nas etapas físico-químicas do tratamento (FAD e filtração), permite que a unidade de desinfecção atue de forma mais eficaz, visto que houve redução na quantidade dos coliformes a serem eliminados. No estudo de Ghaitidak e Yadav (2016), os autores avaliaram a remoção de coliformes totais e termotolerantes após a clarificação por sedimentação e filtração em areia. Os resultados mostraram que a sedimentação com cloreto férrico (concentração de 141 mg.L^{-1}) reduziu os coliformes termotolerantes de $2,6 \times 10^5 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ para $7,7 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, enquanto a filtração em areia reduziu os coliformes totais e termotolerantes de $9,1 \times 10^6 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ para $8,3 \times 10^5 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ e $2,4 \times 10^5 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ para $2,0 \times 10^5 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, respectivamente, utilizando a filtração em areia (diâmetro entre 20 e 47 mm).

Os ensaios onde foram avaliadas diferentes concentrações de cloro aplicado na água cinza após a filtração mostraram que há uma relação diretamente proporcional entre a concentração de cloro e a remoção de coliformes na água. A concentração de 3 mg.L^{-1} de cloro resultou na remoção de 80% (passando de 10 para 2 NMP.100mL^{-1}) de coliformes termotolerantes, deixando um residual de $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ de cloro livre na água; a de 4 mg.L^{-1} em remoção de 100% de coliformes termotolerantes, com residual de cloro livre de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$; a de 5 mg.L^{-1} removeu 100% de coliformes termotolerantes, com residual de $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ de cloro livre; e a de 10 mg.L^{-1} removeu 100% de coliformes termotolerantes, com cloro residual livre de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$.

GRÁFICO 21 - Processo de coagulação-floculação-FAD-filtração-cloração: remoção de coliformes termotolerantes. Condições do ensaio: 1 min de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$; 5 min de mistura lenta com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; 5 min de flotação; 20 min de filtração; 30 min de cloração com $G = 50 \text{ s}^{-1}$; cloreto férrico com 20 mg.L^{-1} e pH 5,5; pressão de saturação de 2,5 bar, taxa de reciclo de 15%, tensão superficial de $61,9 \text{ mN.m}^{-1}$.



Ghaitidak e Yadav (2018) avaliaram a desinfecção de água cinza de uma acomodação universitária (chuveiros, lavatórios e banheiras) com a aplicação de cloro após a sedimentação (sulfato de alumínio, PAC e cloreto férrico). Os autores aplicaram concentração média de $4,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de cloro para todos os coagulantes, obtendo cloro residual livre de $3,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (tempo de contato de 30 min), coliformes totais menores do que 2 NMP.100mL^{-1} e zero coliformes termotolerantes. Friedler *et al.* (2011) aplicaram doses de $2,4$ e $3,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (tempo de contato de 30 min) de cloro em uma água cinza clara (chuveiros, lavatórios e banheiras) após tratamento em tanque de contato biológico, obtendo o número de coliformes termotolerantes e cloro residual livre de $2,1 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ e $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$; e $2,0 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ e $1,1 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Os dois estudos citados anteriormente resultaram na remoção ou baixa densidade de coliformes termotolerantes na água cinza, fato este que também ocorreu no presente estudo, com a aplicação de concentração de cloro parecidas (3 e 4 mg.L^{-1}). Contudo, avaliando a concentração de cloro residual livre, é possível notar que, mesmo aplicando concentrações próximas (3 e 4 mg.L^{-1}) as desses dois estudos (entre $2,4$ e $4,1 \text{ mg.L}^{-1}$), a concentração de cloro livre desses estudos foram superiores (entre $2,0$ e $3,5 \text{ mg.L}^{-1}$) as

encontradas no presente estudo (0,04 e 0,05 mg.L⁻¹). Tal fato pode estar relacionado com a maior presença de nitrogênio amoniacal na água cinza do presente estudo, que é o principal responsável pelo consumo do cloro livre, disponibilizando-o na forma de cloro combinado (cloraminas) (WINWARD *et al.*, 2008; METCALF; EDDY, 2016).

Ronen *et al.* (2010) estudaram a aplicação de cloro em água cinza escura (máquina de lavar, cozinha, chuveiros e lavatórios) após tratamento prévio por lodos ativados, visando atender a legislação Israelense para reúso de água na irrigação (coliformes termotolerantes menor do que 1 NMP.100mL⁻¹). Os resultados desse estudo indicaram aplicação de 10 mg.L⁻¹ de cloro (tempo de contato de 30 min) para reduzir o número de coliformes termotolerantes de aproximadamente 10⁹ NMP.100mL⁻¹ para valores abaixo de 1 NMP.100mL⁻¹ (redução de 9-log), deixando um residual de cloro livre de 4 mg.L⁻¹. Comparando com o presente estudo, a aplicação de 10 mg.L⁻¹ também removeu completamente os coliformes termotolerantes da água cinza, porém, a concentração de cloro livre residual foi inferior (0,18 mg.L⁻¹), provavelmente pela maior presença de nitrogênio amoniacal na água cinza do presente estudo.

5.5 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA TRATADA

A caracterização da água cinza após os processos unitários de FAD, filtração e cloração foi realizada nas condições otimizadas dos parâmetros operacionais avaliados no estudo. Na FAD, houve aplicação de 20 mg.L^{-1} de cloreto férrico em pH 5,5, com pressão de saturação de 2,5 bar, taxa de reciclo de 10% e tensão superficial de $61,6 \text{ mN.m}^{-1}$; na filtração, foi aplicado um tempo de filtração de 20 min em um filtro de areia; e na desinfecção com cloro, foi avaliado a concentração de 4 mg.L^{-1} de cloro aplicado, que foi aquela que resultou na remoção completa de coliformes termotolerantes da água.

As Tabelas 15 e 16 apresentam a caracterização física, química e microbiológica da água cinza bruta, água após a FAD, após a filtração, após a cloração e água tratada da ETAC do edifício. Os resultados mostraram que, a água após a FAD e filtração em areia, já consegue atender todas as legislações específicas para o reúso de água em descarga de bacias sanitárias (Tabela 5) em relação aos valores de sólidos (turbidez residual de 2,1 UNT e 0,3 UNT e SST de 6,2 e 2,2 mg.L^{-1} na FAD e filtração em areia, respectivamente) e matéria orgânica (DQO de 11 e 8,9 mg.L^{-1} na FAD e filtração em areia, respectivamente). Os valores de coliformes termotolerantes nesses dois processos (16 e 10 NMP.100mL^{-1} , na FAD e filtração), entretanto, não conseguem atender as legislações mais restritivas (Austrália e EUA), necessitando de uma etapa posterior de desinfecção para remoção dos patógenos presentes na água. Na água disponibilizada após a cloração, os valores residuais de turbidez, SST, matéria orgânica e coliformes termotolerantes de 0,6 UNT, 2,5 mg.L^{-1} , 4,9 mg.L^{-1} e 0 NMP.100mL^{-1} , respectivamente, atendem esses padrões em todas as legislações de países que dispõem sobre o reúso de água em descarga de bacias sanitárias.

TABELA 15 - Caracterização da água cinza bruta, após a FAD e filtração em areia.

Parâmetros	Bruta		FAD			Filtração em areia		
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Eficiência de remoção (%)	Média	Desvio padrão	Eficiência de remoção (%)
pH	7,1	0,15	5,5	0,00	-	55	0,00	-
Turbidez (UNT)	28	1,7	2,1	0,14	93	0,3	0,00	99
Cor aparente (uH)	26	8,1	5	0,00	81	2,5	0,00	91
Condutividade (uS.cm ⁻¹)	179	1,1	248	29	-	243	32	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	63	2,6	26	1,4	-	10	0,21	-
ST (mg.L ⁻¹)	168	9,9	174	18	-	167	24	-
SST (mg.L ⁻¹)	23	2,5	6,2	0,21	74	2,2	0,49	91
SDT (mg.L ⁻¹)	145	9,6	167	18	-13	164	24	-11
DQO (mg.L ⁻¹)	43	2,1	11	0,21	74	8,9	0,42	79
N _t (mg.L ⁻¹)	8,4	0,21	6,7	0,21	21	5,2	0,42	38
P _t (mg.L ⁻¹)	0,7	0,10	0,2	0,04	74	0,1	0,03	80
Coliformes _{termotolerantes} (NMP.100mL ⁻¹)	16	1,7	16	2,1	0	10,5	0,71	36

NOTA: Valores negativos de eficiência de remoção indicam acréscimo no valor do parâmetro em relação a água cinza bruta.

TABELA 16 - Caracterização da água cinza bruta, após a cloração e a água tratada pela ETAC do edifício.

Parâmetros	Bruta		Cloração			ETAC		
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Eficiência de remoção (%)	Média	Desvio padrão	Eficiência de remoção (%)
pH	7,1	0,15	5,4	0,00	-	6,9	0,14	-
Turbidez (UNT)	28	1,7	0,6	0,07	98	3,2	1,4	89
Cor aparente (uH)	26	8,1	2,5	0,00	88	5	0,00	81
Condutividade (uS.cm ⁻¹)	179	1,1	421	5,7	-	495	71	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	63	2,6	9,7	0,21	-	12	0,85	-
ST (mg.L ⁻¹)	168	9,9	182	10,6	-	201	0,00	-
SST (mg.L ⁻¹)	23	2,5	2,6	0,14	88	4,8	1,1	80
SDT (mg.L ⁻¹)	145	9,6	178	9,9	-28	196	1,4	-34
DQO (mg.L ⁻¹)	43	2,1	9	0,21	78	15	3,6	66
N _t (mg.L ⁻¹)	8,4	0,21	4,9	0,07	43	4,7	0,4	44
P _t (mg.L ⁻¹)	0,7	0,10	0,13	0,03	83	0,1	0,02	86
Coliformes _{termotolerantes} (NMP.100mL ⁻¹)	16	1,7	0	0,00	100	0	0,00	100

NOTA: Valores negativos de eficiência de remoção indicam acréscimo no valor do parâmetro em relação a água cinza bruta.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A água cinza do estudo é caracterizada por ser um efluente com baixa concentração de sólidos (turbidez = 18 UNT e SST = 20 mg.L⁻¹), matéria orgânica (DBO = 32 mg.L⁻¹ e DQO = 36 mg.L⁻¹) e baixa presença de microrganismos patogênicos (coliformes termotolerantes = 17 NMP.100mL⁻¹) quando comparada com o esgoto doméstico (SST = 216 mg.L⁻¹, DBO = 315 mg.L⁻¹, DQO = 582 mg.L⁻¹ e coliformes termotolerantes = 10⁴-10⁶ NMP.100mL⁻¹) (JORDÃO; PESSOA, 1995; VON SPERLING, 2014; RIETOW, 2018), e, devido a essas características, pode ser considerada um “manancial alternativo” em edificações para fins não potáveis, como a descarga de bacias sanitárias. Nesse contexto, o presente estudo mostrou o elevado potencial de aplicação da FAD no tratamento de água cinza, disponibilizando água que atende a maioria das legislações para o reúso em bacias sanitárias, e resultando na concepção de estações de tratamento mais compactas, devido a utilização de maior taxa de aplicação superficial, e maiores economias ao processo, com a utilização de baixas pressões de saturação e o menor uso de produtos químicos.

O Brasil não dispõe de regulamentação específica que trata sobre os padrões de qualidade da água cinza para reúso em diversos fins, incluindo a descarga em bacias sanitárias, além da ausência de critérios para o licenciamento, de diretrizes sobre a forma de monitoramento destes sistemas e de mecanismos para a fiscalização. Dessa forma, emerge a necessidade de regulamentação dessa prática através de um arcabouço legal adequado e adaptado às condições técnicas, econômicas e culturais locais, para viabilização do reúso de água no Brasil. Uma alternativa para a regulamentação específica dessa modalidade de reúso, seria tomar como referência as legislações de outros países e respaldar-se naquelas com valores dos parâmetros pertinentes com a realidade brasileira, de modo que garanta a segurança do reúso da água, tenha elevada aceitação por parte dos usuários e não iniba a continuidade da prática com valores conservativos e altamente restritivos (HESPANHOL, 2014; FRIJNS *et al.*, 2016; LEMÉE *et al.*, 2018). Os valores dos parâmetros de qualidade de água cinza para reúso em descarga de bacias sanitárias, presentes nas legislações de outros países são mostrados na Tabela 5, sendo a faixa de valores limites mínimos e máximos dos principais parâmetros as seguintes:

- pH: 5,0 – 9,5;

- Turbidez: 2 – 10 UNT;
- DQO: 50 – 100 mg.L⁻¹;
- Coliformes termotolerantes: 0 – 200 NMP.100mL⁻¹.

A faixa de valores de pH estabelecido nas legislações de outros países varia de 5,0 a 9,5, objetivando evitar danos nas estruturas hidro-sanitárias projetadas para o reúso de água, visto que, valores mais ácidos (abaixo de 5) tem maior potencial corrosivo, enquanto valores mais alcalinos (acima de 10) são potencialmente mais incrustantes às estruturas (GONÇALVES *et al.*, 1997; METCALF; EDDY, 2016; HELLER; DE PÁDUA, 2016). Não foi encontrado na literatura estudos que avaliaram a influência de diferentes valores de pH no reúso de água para descarga de bacias sanitárias, sendo assim, é necessário a realização de estudos mais aprofundados que avaliem a influência desse parâmetro, para o estabelecimento de valores realistas para as condições brasileiras. Para futuras discussões, é sugerido que o valor de pH se situe na faixa de 5,0 a 9,5, conforme as legislações de outros países.

Os valores de turbidez máximos das legislações variam de 2 a 10 UNT e são estabelecidos para garantir um aspecto estético aceitável por parte dos usuários da água tratada e para reduzir a quantidade de agente oxidante adicionado na água para a desinfecção, devido a presença de microrganismos patogênicos (PO *et al.*, 2003; MARCH *et al.*, 2004; WHO, 2006; GUAL *et al.*, 2008). WHO (2006) mostraram que turbidez acima de 5 UNT pode resultar na recusa dos usuários quanto ao uso da água devido a perceptível presença de sólidos no líquido. Gual *et al.* (2008) aplicaram um questionário (900 respostas) com os hóspedes de um hotel onde há a coleta de água cinza clara (lavatórios, chuveiros e banheiras), tratamento (filtração, cloração e osmose) e reúso em bacias sanitárias. A água resultante do sistema de tratamento possuía turbidez média de 5,1 UNT e o questionário mostrou que 97% dos hóspedes se mostraram seguros com a utilização de água tratada (água cinza) para a descarga de bacias sanitárias, enquanto que os outros 3% responderam que se sentiam seguros algumas vezes. Desta forma, considerando a qualidade de água tratada obtida no estudo aplicado da presente dissertação e outras pesquisas semelhantes, o limite máximo de turbidez de 5 UNT, (utilizado nas legislações do Canadá e China) parece ser adequado para a realidade brasileira.

O estabelecimento de concentração máxima de matéria orgânica é para reduzir os riscos à saúde associados com uma variedade de produtos químicos (limpeza, higiene pessoal e beleza) presentes na água e que podem ser inalados pelas pessoas, evitar a exalação de mau cheiro, devido a decomposição pelos microrganismos, e conter o ressurgimento acentuado de microrganismos, que poderá demandar elevadas aplicações de agentes oxidantes (WHO, 2006, WINWARD *et al.*, 2008; OH *et al.*, 2017). No estudo de Gual *et al.* (2008), os autores mostraram que água de reúso com baixa concentração de DQO (29 mg.L⁻¹), obteve elevada aceitação (97%), por parte dos usuários, do reúso em descarga de bacias sanitárias. Friedler *et al.* (2011) mostraram que, a alta concentração de DQO (100 mg.L⁻¹) em água cinza tratada, interfere no consumo de cloro no processo de desinfecção (requerendo altas dosagens) e pode favorecer a reprodução de bactérias, que irá resultar na multiplicação de sua quantidade na água. Esses estudos permitem avaliar uma faixa aceitável da concentração de DQO da água cinza, visando o reúso em descarga de bacias sanitárias, com valores abaixo de 100 mg.L⁻¹. Não foram encontrados estudos com o objetivo de avaliar diferentes valores de concentrações de DQO e a sua influência no reúso de água para descargas de bacias sanitárias, portanto, ainda é necessário a realização de estudos aprofundados nesse tema para a proposição de um valor adaptável às condições brasileira. A partir dos estudos citados anteriormente, sugere-se para futuras discussões técnicas a concentração inferior a 100 mg.L⁻¹ como recomendável para o reúso de águas cinzas em bacias sanitárias.

O limite do número máximo de coliformes termotolerantes devem ser estabelecidos, de modo a inibir os riscos associados com a saúde dos usuários, pois os mesmos são os indicadores de organismos patogênicos e apresentam maior risco a saúde dos usuários (WINWARD *et al.*, 2008; SHI *et al.*, 2018). A qualidade microbiológica estabelecida nas legislações tem tendência de recomendar valores próximos ao da água potável, que se caracteriza pela ausência de organismos patogênicos, e possui uma abordagem de “risco nulo”, conferindo um critério de qualidade bastante rigoroso ao reúso em bacias sanitárias. Uma abordagem mais realista para a realidade brasileira, seria o estabelecimento de valores baseados no nível de “risco tolerável”, que busca evidências epidemiológicas da associação de ocorrência de complicações nos usuários com a prática do reúso (GIORDANI; SANTOS, 2003; BASTOS *et al.*, 2008).

Shi *et al.* (2018) mostraram que o risco de infecção (assumindo o risco tolerável), devido a inalação oral ou nasal de aerossóis de água cinza clara (lavatórios e chuveiros)

bruta ou tratada, associado ao reúso para descarga de bacias sanitárias atinge valores de $4,6 \times 10^{-5}$ até $7,6 \times 10^{-19}$ por pessoa por ano, enquanto que a USEPA (2005) e WHO (2008) estabelece valores máximos de 10^{-4} e 10^{-6} por pessoa por ano, respectivamente. Isto posto, os valores encontrados pelos autores mostram que, o reúso de água clara em bacias sanitárias possui baixo risco de causar danos à saúde humana (infecção), sendo o valor inferior aos limites estabelecidos em legislações que tratam sobre o assunto. No Brasil, Cohim *et al.* (2006) não encontraram a presença de coliformes termotolerantes a 1,0 m de altura (50 cm acima da bacia sanitária) a partir da geração de aerossóis na descarga com água contendo 10^6 NMP.100mL⁻¹. Por outro lado, Ornelas *et al.* (2005) investigaram a presença de coliformes termotolerantes no selo hídrico de bacias sanitárias em prédios públicos, encontrando presença média de 10 a 10^4 NMP.100mL⁻¹. Assim sendo, os estudos mencionados anteriormente indicam que: i) o risco de infecção devido ao reúso de água em descargas de bacias sanitárias, com densidade de coliformes termotolerantes abaixo ou igual a 10^3 NMP.100mL⁻¹, é baixo, com valores abaixo dos limites estabelecidos em legislações (WHO, 2008; USEPA, 2005); ii) a possibilidade de contato com água servida nas bacias sanitárias e que contém elevado número de coliformes termotolerantes (10^6 NMP.100mL⁻¹), além de remota, se ocorrer será em proporções ínfimas, visto que, não foi detectado a presença desses coliformes em 1,0 m de altura; iii) a quantidade de coliformes termotolerantes encontrada nos selos hídricos de bacias sanitárias é superior a valores de algumas legislações de água cinza para reúso em bacias sanitárias, sugerindo que as mesmas possam ser muito restritiva; e iv) o reúso de água em bacias sanitárias, com densidade de coliformes termotolerantes semelhante ao de águas balneáveis, minimiza, com boa margem de segurança, os riscos de infecção aos usuários por patógenos.

A partir dessas conclusões, o valor de coliformes termotolerantes para reúso de água em descarga de bacias sanitárias, que parece atender o nível de risco tolerável, poderia seguir o limite proposto por Kiperstok *et al.* (2003), devendo ser igual ou inferior àquele considerado satisfatório para a balneabilidade de águas com contato primário, que é de 10^3 NMP.100mL⁻¹, segundo a Resolução CONAMA 274 (2000) (BRASIL, 2000).

Portanto, os valores supracitados e que são sugeridos para embasar futuras discussões técnicas sobre a qualidade da água cinza visando o reúso em descarga de bacias sanitárias no cenário nacional são:

- pH 5,0 a 9,5;
- Turbidez < 5 UNT;
- DQO < 100 mg.L⁻¹;
- Coliformes termotolerantes < 10³ NMP.100mL⁻¹.

A Tabela 17 mostra os padrões de qualidade da água disponibilizada após a FAD e cloração do presente estudo e de outros estudos que avaliaram o tratamento de água cinza, objetivando o seu reúso em descarga de bacias sanitárias, e comparada os valores dos parâmetros disponibilizados após o tratamento com os valores de qualidade discutidos nesse estudo.

TABELA 17 - Comparação dos valores de qualidade discutidos nesse estudo e valores de parâmetros de água cinza tratada disponibilizada por alguns estudos.

Parâmetros	pH	Turbidez (UNT)	DQO (mg.L ⁻¹)	Coliformes termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	Comentário
Valores propostos	5,0-9,5	< 5	< 100	< 10 ³	-
Água após a FAD do presente estudo	5,5	2,1	11	16	Os padrões atendem os discutidos.
Água após a cloração do presente estudo	5,4	0,6	9	0	Os padrões atendem os discutidos.
Rampelotto (2014)	4,8	0,04	34	-	O valor de pH não atende os discutidos.
Fountoulakis <i>et al.</i> (2016)	7,9	5	59	-	Os padrões atendem os discutidos.
Taemthong; Phenphon (2017)	-	17	-	6	O valor de turbidez não atende o discutido.
Gonçalves <i>et al.</i> (2010)	-	< 5	-	-	Os padrões atendem os discutidos.
March <i>et al.</i> (2004)	7,5	16	78	-	Os padrões atendem os discutidos.
Gual <i>et al.</i> (2008)	6,6	5	29	-	Os padrões atendem os discutidos.
Friedler; Alfiya (2010)	-	4	63	-	Os padrões atendem os discutidos.
Giresunlu; Baykal (2016)	-	-	-	0	Os padrões atendem os discutidos.
Barisci <i>et al.</i> (2016)	7,2	0,3	105	-	O valor de DQO não atende o discutido.

7. CONCLUSÕES

- A caracterização da água cinza clara do edifício demonstrou que a mesma possui baixa concentração de sólidos suspensos (turbidez = 18 UNT e SST = 20 mg.L⁻¹), baixa concentração de matéria orgânica (DBO = 32 mg.L⁻¹ e DQO = 36 mg.L⁻¹) e baixa densidade de coliformes termotolerantes (17 NMP.100mL⁻¹), quando comparada com outros estudos em literatura que visaram caracterizar efluente semelhante;
- A etapa de otimização da coagulação-floculação-sedimentação indicou que os melhores resultados, que possibilitaram o atendimento da meta técnica estabelecida (5 UNT), foram obtidos com o uso de sulfato de alumínio em pH 7,0 e 40 mg.L⁻¹ (turbidez residual de 4,5 UNT), cloreto férrico em pH 5,5 e 60 mg.L⁻¹ (turbidez residual de 3,8 UNT) e PAC em pH 7,0 e 20 mg.L⁻¹ (turbidez residual de 2,9 UNT). A associação dos coagulantes com floculantes (polímero aniônico e catiônico) apresentou melhores resultados na clarificação do efluente, de modo que, a condição onde houve maior remoção de turbidez (99%) foi com 20 mg.L⁻¹ de PAC e 0,25 mg.L⁻¹ de polímero aniônico, resultando em água com turbidez residual de 0,2 UNT;
- A avaliação dos parâmetros operacionais da FAD mostrou que: i) o emprego de baixas pressões (abaixo de 3 bar) não resultou na queda da eficiência de remoção de turbidez do processo, favorecendo o uso de pressões mais reduzidas para maior economia do processo; ii) as melhores condições de clarificação da água cinza foram obtidas com taxa de reciclo a partir de 10%; e iii) menores valores de tensão superficial (61,6 mN.m⁻¹) da água na saturação, resultam em maiores eficiências de tratamento e, conseqüentemente, menores valores de turbidez residual da água cinza;
- Os ensaios que avaliaram diferentes concentrações dos coagulantes na FAD mostraram que, a condição otimizada, visando o atendimento da meta técnica, foi com cloreto férrico em pH 5,5 e concentração de 20 mg.L⁻¹, resultando em turbidez residual de 2,1 UNT (93% de remoção). A associação dos coagulantes com floculantes não resultou em melhoria da clarificação da água nos ensaios de bancada, sendo descartado o seu uso nos ensaios posteriores. Nesse contexto, a condição otimizada dos parâmetros operacionais e produtos químicos na FAD, e

que irá gerar maiores economias para o processo e potencializar a remoção dos poluentes, foi de pressão de saturação de 2,5 bar, taxa de reciclo de 10%, tensão superficial de $61,6 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$ e cloreto férrico em pH 5,5 e concentração de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Nessas condições, a estimativa de produção de lodo do processo de FAD é de $0,025 \text{ kg}$ de sólidos suspensos por m^3 de água cinza tratada;

- As etapas posteriores à FAD, polimento (filtração) e desinfecção (cloração), indicaram geração de água cinza mais clarificada após a filtração ($0,3 \text{ UNT}$) e ausência de coliformes termotolerantes com a aplicação de $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro;
- A caracterização da água cinza tratada por FAD demonstrou que, a água disponibilizada pelo processo consegue atender as legislações de outros países que tratam sobre o reúso de água em descarga de bacias sanitárias, em relação aos sólidos suspensos (turbidez e SST) e matéria orgânica (DBO e DQO). Com relação aos microrganismos patogênicos, essa água não atende as legislações com valores mais restritivos de coliformes termotolerantes (EUA e Austrália), necessitando de uma etapa posterior, nesse caso, para eliminação dos patógenos;
- A análise da faixa dos valores dos parâmetros de qualidade da água cinza para reúso em descarga de bacias sanitárias e discussão dos padrões que parecem ser mais adequados para as condições brasileiras, garantindo risco aceitável e promovendo a prática do reúso, indicaram para discussões técnicas futuras os valores de: pH de 5,0 a 9,0; turbidez $< 5 \text{ UNT}$; DQO $< 100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e coliformes termotolerantes $< 10^3 \text{ NMP}\cdot 100\text{mL}^{-1}$.

8. TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados obtidos nesse estudo, recomendam-se as seguintes atividades de pesquisas futuras:

- Aplicação do processo de coagulação-floculação-FAD-filtração-desinfecção em escala piloto;
- Utilização de coagulantes e/ou floculantes orgânicos;
- Avaliação de métodos alternativos à cloração para a oxidação final da água cinza, como ozonização e Processos Oxidativos Avançados (POA's);
- Caracterização quantitativa de água cinza em edifícios comerciais com certificação ambiental;
- Caracterização quali-quantitativa do lodo produzido no processo de tratamento físico-químico de água cinza, envolvendo a FAD como etapa de clarificação;
- Avaliação da aceitabilidade dos usuários e análise de riscos da água cinza tratada com os padrões de qualidade discutidos nesse estudo, para as condições brasileiras;
- Caracterização dos micropoluentes orgânicos presentes em água cinza clara de edifícios comerciais e eficiência de remoção dos mesmos no processo de tratamento físico-químico;
- Aplicação da FAD seguida de outros processos oxidativos, para tratamento de água cinza para fins de reúso potável;
- Avaliação do efeito das NB no processo de FAD para tratamento de água cinza.

9. PRODUÇÃO CIENTÍFICA ASSOCIADA À DISSERTAÇÃO

- Clarificação de água cinza clara de um edifício comercial por coagulação e flotação por ar dissolvido para fins de reúso de água. Cintra, T. S.; Etchepare, R. G. Apresentação oral no XIV – Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, Brasil, 2018.
- Tratamento de água cinza clara por flotação por ar dissolvido para reúso em descargas de bacias sanitárias. Apresentação oral no I Simpósio PPGERHA, Curitiba, Brasil, 2018.
- Characterization and treatment of greywater from a comercial building by dissolved air flotation for non-potable reuse. Cintra, T.; Schner, J.; Ramos, G.; Etchepare, R. Resumo submetido e aceito para o 12th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Berlin, Alemanha, 2019.
- Integração de processos físico-químicos e ozonização no tratamento de águas para abastecimento. Ramos, G.; Schner, J.; Cintra, T.; Etchepare, R. Resumo submetido ao 30^o Congresso ABES, Natal, Brasil, 2019.

REFERÊNCIAS

ADMINISTRATION OF QUALITY SUPERVISION, INSPECTION AND QUARANTINE OF THE PEOPLE'S REPUBLIC OF CHINA – AQSIQ. **The reuse of urban recycling water**. Classified standard, 2002.

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 192 p, 2000.

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M. A.; PENETRA, R. G.; FLORENCIO, L.; ALEM SOBRINHO, P. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, v. 2, 2001.

ALFAMEC. ETA reuso (Estação de tratamento de água para reuso). Disponível em: <<http://alfamec.com.br/produtos/tratamento-de-agua/eta-estacao-para-tratamento-de-agua-para-reuso/>>. Acesso em: 11 jan. 2019.

ALMEIDA, J. V. C.; SILVA, R. V.; PEREIRA, G. S.; SIERAKOWSKI, J. P. **Tratamento de águas cinzas através de “wetland” construído de fluxo horizontal com uso de begônia cucullata cv. Hookeri**. Revista terra e cultura: cadernos de ensino e pesquisa, v. 34, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. American Public Health Association, Washington DC, 1220p, 2012.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. **Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation**. Journal-American Water Works Association, v. 74, n. 4, p. 210-216, 1982.

ANDRADE, H. M. S. **Estudo da cinética de floculação para suspensões coloidais em reatores de escoamento contínuo e batelada**. 2002. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 2002.

ANDRADE, P. S. **Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos de estações de tratamento de água em indústrias de cerâmica vermelha: Estudo de caso**. 2005. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. 2005.

ANGELAKIS, A. N.; BONTOUX, L. **Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries**. Water Policy, v. 3, n. 1, p. 47-59, 2001.

ANTONOPOULOU, G.; KIRKOU, A.; STASINAKIS, A. S. **Quantitative and qualitative greywater characterization in Greek households and investigation of their treatment using physicochemical methods**. Science of the Total Environment, v. 454, p. 426-432, 2013.

ARANEDA, I.; TAPIA, N. F.; ALLENDE, K. L.; VARGAS, I. T. **Constructed wetland-microbial fuel cells for sustainable greywater treatment**. Water, v. 10, n. 940, 2018.

ARAÚJO, A. C. S. P. **Contribuição para o estudo da viabilidade/sustentabilidade da dessalinização enquanto técnica de tratamento de água**. 2013. Tese de doutorado. Faculdade de Ciências e Tecnologia. 2013.

ARAÚJO, A. P. C. S. **Tratamento de efluentes de lavagem de ônibus e de lavanderia por flotação por ar dissolvido e filtração visando o reúso de água**. 2017. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2017.

ASANO, T. **Wastewater Reclamation and Reuse: Water Quality Management Library**. CRC Press, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, **NBR 12216**: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, **NBR 13969**: Tanques Sépticos-Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos-Projeto, Construção e Operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA A QUALIDADE DAS INSTALAÇÕES PREDIAIS – ANQIP. **Sistemas prediais de reutilização e reciclagem de águas cinzentas**. Especificação Técnica, 2011.

ATANASOVA, N.; DALMAU, M.; COMAS, J.; POCH, M.; RODRIGUEZ-RODA, I.; BUTTIGLIERI, G. **Optimized MBR for greywater reuse systems in hotel facilities**. Journal of environmental management, v. 193, p. 503-511, 2017.

AUSTRALIAN CAPITAL TERRITORY – ACT. **Greywater use: guidelines for residential properties in Canberra**, In: Territory, A.C. Australia: Canberra, 2004.

AWWA - AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION. **Water treatment plant sludges**. Journal AWWA, 1978.

AZEVEDO NETTO, J. M. **Contribuições indevidas para a rede de esgotos**. Revista DAE, v. 39, n. 120, p. 36-8, 1979.

AZEVEDO NETTO, J. M. D.; PARLATORE, A. C.; ROSSIN, A. C. **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. In: Técnica de abastecimento e tratamento de água. CETESB/ASCETESB, 1973.

AZEVEDO, A.; ETCHEPARE, R. G.; CALGAROTO, S.; RUBIO, J. **Aqueous dispersions of nanobubbles: generation, properties and features**. Minerals Engineering, v. 94, p. 29-37, 2016.

AZEVEDO, A.; ETCHEPARE, R.; RUBIO, J. **Raw water clarification by flotation with microbubbles and nanobubbles generated with a multiphase pump**. Water science and technology, v. 75, n. 10, p. 2342-2349, 2017.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q.; DOYLE, R. J.; RACKARD, S. M.; KUMAR, J. L. G.; HU, Y. S. **Performance evaluation and prediction for a pilot two-stage on-site constructed wetland system employing dewatered alum sludge as main substrate**. Bioresource technology, v. 102, n. 10, p. 5645-5652, 2011.

BARISCI, S.; TURKAY, O. **Domestic greywater treatment by electrocoagulation using hybrid electrode combinations**, v. 10, p. 56-66, 2016.

BARZEGAR, G.; WU, J.; GHANBARI, F. **Enhanced treatment of greywater using electrocoagulation/ozonation: investigation of process parameters**. Process safety and environmental protection, v. 121, p. 125-132, 2018.

BASTOS, R. K. X.; KIPERSTOK, A.; CHERNICHARO, C. A. L.; FLORENCIO, L.; MONTEGGIA, L. O.; VON SPERLING, M.; AISSE, M. M.; BEVILACQUA, P. D.; PIVELI, R. P. **Subsídios à regulamentação do reúso da água no Brasil**. Revista DAE, p. 50-62, 2008.

BECK, S. E.; RODRÍGUES, R. A.; SALVESON, A.; GOEL, N.; RHODES, S.; KEHOE, P.; LINDEN, K. G. **Disinfection methods for treating low TOC, light graywater to California Title 22 water reuse standards**. Journal of environmental engineering, v. 139, n. 9, p. 1137-1145, 2013.

BERLIN SENATE. **Guideline of water reuse for building**. Department for building housing, 1995.

BOLTO, B.; GREGORY, J. **Organic polyelectrolytes in water treatment**. Water research, v. 41, n. 11, p. 2301-2324, 2007.

BOYJOO, Y.; PAREEK, V. K.; ANG, M. **A review of greywater characteristics and treatment processes**. Water Science and Technology, v. 67, n. 7, p. 1403-1424, 2013.

BRASIL. Agência Nacional de Águas – ANA. **Conservação e reúso de água em edificações**. 2005a.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH. **Resolução nº 54**. 2005c.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 274**. 2000.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357**. 2005b.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430**. 2011.

BRASIL. Ministério do Planejamento e Orçamento. **Programa Nacional de combate ao desperdício de água**, 1998.

BRATBY, J.; MARAIS, G. V. R. **Flotation**. Solid/liquid separation equipment scale-up, p. 155-168, 1977.

CALGAROTO, S.; AZEVEDO, A.; RUBIO, J. **Separation of amine-insoluble species by flotation with nano and microbubbles**. Minerals engineering, v. 89, p. 24-29, 2016.

CALGAROTO, S.; WILBERG, K. Q.; RUBIO, J. **On the nanobubbles interfacial properties and future applications in flotation**. Minerals Engineering, v. 60, p. 33-40, 2014.

CAMP, T.R.; STEIN, P.C. **Velocity gradients and internal work in fluid motion**. Journal of the Boston Society of Civil Engineers, v. 85, p. 219-237, 1943.

CARISSIMI, E.; RUBIO, J. **The flocs generator reactor – FGR: a new basis for flocculation and solid-liquid separation**. International journal mineral processing, v. 75, p. 237-247, 2005.

CASTRO-LACOUTURE, D.; SEFAIR, F. A.; FLÓREZ, L.; MEDAGLIA, A. L. **Optimization model for the selection of materials using a LEED-based green building rating system in Colombia**, v. 44, n. 6, p. 1162-1170, 2009.

CENTURIONE FILHO, P. L.; DI BERNARDO, L. **Procedimento para execução de ensaios de flotação/filtração em equipamento de bancada**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 1, p. 39-44, 2003.

CERSKI, E. R.; OLIVEIRA, C.; RODRIGUES, R. T. **Coagulação-floculação e flotação por ar dissolvido na remoção de microalgas – Estabilidade do material flotado**. 10º Simpósio internacional de qualidade ambiental, 2016.

CHAILLOU, K.; GÉRENTE, C.; ANDRÈS, Y.; WOLBERT, D. **Bathroom greywater characterization and potential treatments for reuse**. Water, Air, and Soil Pollution, v. 215, n. 1-4, p. 31-42, 2011.

CHIN, W. H.; RODDICK, F. A.; HARRIS, J. L. **Greywater treatment by UVC/H₂O₂**. Water research, v. 43, n. 16, p. 3940-3947, 2009.

CHO, Y. S.; LASKOWSKI, J. S. **Effect of flotation broths on bubble size and foam stability**. International journal of mineral processing, v. 64, p. 69-80, 2002.

CHRISPIM, M. C. **Avaliação de um sistema de tratamento de águas cinzas em edificação de campus universitário**. 2014. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2014.

CHRISPIM, M. C.; NOLASCO, M. A. **Greywater treatment using a moving bed biofilm reactor at a university campus in Brazil**. Journal of Cleaner Production, v. 142, p. 290-296, 2017.

CHRISTOVA BOAL, D.; EDEN, R. E.; MCFARLANE, S. **An investigation into greywater reuse for urban residential properties**. Desalination, v. 106, p. 391-397, 1996.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A.; BÓROLI, E. **Avaliação de risco à saúde humana do reúso de águas residuárias tratadas em descargas de vaso sanitário: a rota dos aerossóis**. In: Congresso interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental, 30, Punta del Este, Uruguay, 2006.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO – SABESP. **Programa de Uso Racional da Água**, 1996.

CORNWELL, D. A. **Water treatment residuals engineering**. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 2006.

CORNWELL, D. A.; MUTTER, R. N.; VANDERMEYDEN, C. **Commercial application and marketing of water plant residuals**. American Water Works Association, 2000.

CRAIG, M.; RICHMAN, R. **Towards development of a standard methodology for testing field performance of residential greywater reuse systems: case study of a greywater reuse system installed in 22 homes in Southern Ontario (Canada)**. Journal of water reuse and desalination, v. 8, n. 2, p. 135-152, 2018.

CSBE – Centre for the study of the built environment. **Graywater reuse in other countries and its applicability to Jordan**. Project funded by Ministry of planning enhanced productivity program. 2003. Disponível em <[http://www.csbe.org/graywater/report/report final.pdf](http://www.csbe.org/graywater/report/report%20final.pdf)>. Acesso em: 14 de setembro de 2018.

CURITIBA. **Lei Municipal n. 10.785/2003**. Cria o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações.

- DE GISI, S.; CASELLA, P.; NOTARNICOLA, M.; FARINA, R. **Grey water in buildings: a mini-review of guidelines, technologies and case studies**. Civil Engineering and Environmental Systems, v. 33, n. 1, p. 35-54, 2016.
- DEGRÉMONT, R. C. **Water treatment handbook**. New York: John Wiley & Sons, 1979.
- DELL'UOMO, F. **Análise técnica e econômica dos processos de tratamento de águas cinza visando ao reúso**. 2014. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2014.
- DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (DoE) 1992 **Using Water Wisely — A Consultation Paper**. Welsh Office, UK.
- DESHAYES, S.; EUDES, V.; BIGOURIE, M.; DROGUET, C.; MOILLERON, R. **Alkylphenol and phthalate contamination of all sources of greywater from French households**. Science of the Total Environment, v. 599, p. 883-890, 2017.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2012.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed., São Carlos: RIMA, 1566 p., 2005.
- DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. 2002.
- DOMÈNECH, L.; MARCH, H.; VALLÈS, M.; SAURÍ, D. **Learning processes during regime shifts: Empirical evidence from the diffusion of greywater recycling in Spain**. Environmental Innovation and Societal Transitions, v. 15, p. 26-41, 2015.
- DOMÈNECH, L.; SAURÍ, D. **Socio-technical transitions in water scarcity contexts: public acceptance of greywater reuse technologies in the Metropolitan Area of Barcelona**. Resources, conservation and recycling, v. 55, n. 1, p. 53-62, 2010.
- DONNER, E.; ERIKSSON, E.; REVITT, D. M.; SCHOLE, L.; HOLTEN-LUTZHOFF, H. C.; LEDIN, A. **Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems**. Science of the total environment, v. 408, n. 12, p. 2444-2451, 2010.
- EDZWALD, J. K. **Dissolved air flotation and me**. Water research, v. 44, n. 7, p. 2077-2106, 2010.
- EDZWALD, J. K.; HAARHOFF, J. **Seawater pretreatment for reverse osmosis: chemistry, contaminants, and coagulation**. Water research, v. 45, n. 17, p. 5428-5440, 2011.
- ENGELSTAD, C. M. **Development, production and testing of a small-scale greywater biofilter**. 2018. Dissertação de mestrado. Norwegian University of Life Sciences. 2018.
- ENVIRONMENT AGENCY. **Greywater for domestic users: an information guide**. United Kingdom, 2011.
- ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. **Characteristics of grey wastewater**. Urban water, v. 4, n. 1, p. 85-104, 2002.

ETCHEPARE, R. G. **Geração, caracterização e aplicações das nanobolhas na remoção de poluentes aquosos e reúso de água por flotação**. 2016. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2016.

ETCHEPARE, R. G. **Integração de processos no tratamento de efluentes de lavagem de veículos para reciclagem de água**. 2012. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

ETCHEPARE, R.; AZEVEDO, A.; CALGAROTO, S.; RUBIO, J. **Removal of ferric hydroxide by flotation with micro and nanobubbles**. Separation and purification technology, v. 184, p. 347-353, 2017a.

ETCHEPARE, R.; OLIVEIRA, H.; AZEVEDO, A.; RUBIO, J. **Separation of emulsified crude oil in saline water by dissolved air flotation with micro and nanobubbles**. Separation and purification technology, v. 186, p. 326-332, 2017b.

ETCHEPARE, R.; VAN DER HOEK, J. P. **Health risk assessment of organic micropollutants in greywater for potable reuse**. Water research, v. 72, p. 186-198, 2014.

ETHIK TECHNOLOGY. Agitador Jar Test, Modelo 218-3LDB. Disponível em: <<http://www.ethik.com.br/produto/agitador-jar-test/>>. Acesso em: 16 set. 2018.

FAN, M.; TAO, D.; HONAKER, R.; LUO, Z. **Nanobubble generation and its applications in froth flotation (part I): nanobubble generation and its effects on properties of microbubble and millimeter scale bubble solutions**. Min. Sci. Technol., v. 20, p. 1-19, 2010.

FÉRIS, L. A.; GALLINA, S. C. W.; RODRIGUES, R. T.; RUBIO, J. **Optimizing dissolved air flotation design system**. Brazilian journal of chemical engineering, v. 17, n. 4-7, p. 549-556, 2000.

FÉRIS, L. A.; RUBIO, J. **Dissolved air flotation (DAF) performance at low saturation pressures**. Filtration and separation, v. 36, n. 9, p. 61-65, 1999.

FIGUEIREDO, I. C. **Avaliação de desempenho do processo CEPT (chemically enhanced primary treatment) no tratamento primário de esgotos domésticos**. 2009. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2009.

FOUNTOULAKIS, M. S.; MARKAKIS, N.; PETOUSI, I.; MANIOS, T. **Single house on-site grey water treatment using a submerged membrane bioreactor for toilet flushing**. Science of the total environment, v. 551, p. 706-711, 2016.

FOWDAR, H. S.; HATT, B. E.; BREEN, P.; COOK, P. L.; DELETIC, A. **Designing living walls for greywater treatment**. Water research, v. 110, p. 218-232, 2017.

FREITAS, J. S. **Remoção de matéria orgânica e sulfato utilizando filtros biológicos não aerados no tratamento de água cinza clara**. 2015. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. 2015.

FRIEDLER, E.; ALFIYA, Y. **Physicochemical treatment of office and public buildings greywater**. Water science and technology, v. 62, n. 10, p. 2357, 2010.

FRIEDLER, E.; HADARI, M. **Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings**. Desalination, v. 190, n. 1-3, p. 221-234, 2006.

FRIEDLER, E.; KATZ, I.; DOSORETZ, C. G. **Chlorination and coagulation as pretreatments for greywater desalination**. *Desalination*, v. 222, n. 1-3, p. 38-49, 2008.

FRIEDLER, E.; YARDENI, A.; GILBOA, Y.; ALFIYA, Y. **Disinfection of greywater effluent and regrowth potential of selected bacteria**. *Water science and technology*, v. 63, n. 5, p. 931-940, 2011.

FRIJNS, J.; SMITH, H. M.; BROUWER, S.; GARNETT, K.; ELELMAN, R.; JEFFREY, P. **How governance regimes shape the implementation of water reuse schemes**. *Water*, v. 8, n. 12, p. 605, 2016.

GBC BRASIL – Green Building Council. 2018. Disponível em: <<http://www.gbcbrazil.org.br/empreendimentos-leed.php>>. Acesso em: 14 de setembro de 2018.

GHAITIDAK, D. M.; YADAV, K. D. **An investigation on greywater treatment options for reuse: ranking by analytic hierarchy process**. *Environmental engineering and management journal*, v. 17, n. 3, 2018.

GHAITIDAK, D. M.; YADAV, K. D. **Greywater treatment for reuse: comparison of reuse options using analytic hierarchy process**. *Journal of water reuse and desalination*, v. 6, p. 108-124, 2014a.

GHAITIDAK, D. M.; YADAV, K. D. **Reuse of greywater: effect of coagulant**. *Desalination and water treatment*, v. 54, n. 9, p. 2410-2421, 2014b.

GHRAIR, A. M.; AL-MASHAQBEH, O. A.; MEGDAL, S. B. **Performance of a grey water pilot plant using a multi-layer filter for agricultural purposes in the Jordan Valley**. *Clean-Soil, air, water*, v. 43, n. 3, p. 351-359, 2015.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. **Grey water biodegradability**. *Biodegradation*, v. 22, n. 1, p. 163-174, 2011.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. **Grey water treatment in a series anaerobic-aerobic system for irrigation**. *Bioresource technology*, v. 101, p. 41-50, 2010.

GIORDANI, S.; SANTOS, D. C. **Possibilidades de reúso dos efluentes domésticos gerados nas bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira – Região de Curitiba – Paraná**. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental nº 22; V Feira internacional de tecnologias de saneamento ambiental. ABES, p. 1-17, 2003.

GIRESUNLU, E.; BELER BAYKAL, B. **A case study of the conversion of grey water to a flush water source in a Turkish student residence hall**. *Water Science and Technology: Water Supply*, v. 16, n. 6, p. 1659-1667, 2016.

GONÇALVES, R. F.; PIOTTO, Z. C.; RESENDE, M. B. D. **Influência dos mecanismos de coagulação da água bruta na reciclagem de coagulantes em lodos de estações de tratamento de água**. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 1997. p. 1353-1363.

GONÇALVES, R. F.; SIMÕES, G. M. S.; WANKE, R. **Reúso de águas cinzas em edificações urbanas estudo de caso em Vitória (ES) e Macaé (RJ)**. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, v. 3, n. 1, p. 120-131, 2010.

- GRAY, S. R.; BECKER, N. S. C. **Contaminant flows in urban residential water systems**. *Urban water*, v. 4, n. 4, p. 331-346, 2002.
- GRCIC, I.; VRSALJKO, D.; KATANCIC, Z.; PAPIC, S. **Purification of household greywater loaded with hair colorants by solar photocatalysis using TiO₂-coated textile fibers coupled flocculation with chitosan**. *Journal of water process engineering*, v. 5, p. 15-27, 2015.
- GREGORY, R.; ZABEL, T. F. **Sedimentation and flotation**. MCGRAW-HILL, INC.,(USA). 1194, p. 1990, 1990.
- GREGORY, R.; ZABEL, T.; EDZWALD, J. **Sedimentation and Flotation in Letterman, Raymond D.(Ed)**. *Water Quality and Treatment*. 1999.
- GROSS, A.; FRIEDLER, E.; MAIMON, A.; ALFIYA, Y. **Greywater reuse**. CRC Press, 2015.
- GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. **Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) – a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households**. *Chemosphere*, v. 66, n. 5, p. 916-923, 2007.
- GUAL, M.; MOIÀ, A.; MARCH, J. G. **Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel**. *Desalination*, v. 219, n. 1-3, p. 81-88, 2008.
- GUALBERTO, F. F. **Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante**. 2009. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 2009.
- GUIMARÃES, N. R. **Impacto da coagulação química na remoção de compostos orgânicos em efluente tratado por processo de lodos ativados**. 2017. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. 2017.
- HAMODA, M. F.; AL-GHUSAIN, I.; AL-MUTAIRI, N. Z. **Sand filtration os wastewater for tertiary treatment and water reuse**. *Desalination*, v. 164, p. 203-211, 2004.
- HELLER, L.; DE PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, 418, 2016.
- HERNÁNDEZ LEAL, L. **Bioflocculation of grey water for improved energy recovery within decentralized sanitation concepts**. *Bioresource technology*, v. 101, n. 23, p. 9065-9070, 2010.
- HERZER, L. A.; FERREIRA, R. L. **Construções sustentáveis no Brasil: um panorama referente às certificações ambientais para edificações LEED e AQUA-HQE**. *Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 8, n. 5, 2017.
- HESPANHOL, I. **Normas anormais**, *Revista DAE*, n. 194, p. 6-23, 2014.
- HESPANHOL, I. **Saúde pública e reúso agrícola de esgotos e biossólidos**. *Reúso de águas*. Barueri: Manole, p. 97-124, 2003.
- HESPANHOL, K. M. H. **Cinética de floculação de suspensões coloidais: Influência da dosagem de coagulante metálico e da concentração de partículas primárias nas**

constantes de agregação e ruptura. 2016. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. 2016.

HILLS, S.; BIRKS, R.; MCKENZIE, B. **The Millennium Dome “Watercycle” experiment: to evaluate water efficiency and customer perception at a recycling scheme for 6 million visitors.** *Water Science and Technology*, v. 46, n. 6-7, p. 233-240, 2002.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C. V. **Estudo da incorporação do lodo centrífugado da estação de tratamento de água passaúna em matriz de concreto com dosagem de 3.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental No. 22; V Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental. ABES, 2003. p. 1-23.

HOWE, K. J.; HAND, D. W., CRITTENDEN, J. C., TRUSSELL, R. R., TCHOBANOGLIOUS, G. **Princípios de tratamento de água.** Cengage, 2016.

HUNTER, R. J.; LISS, P. S. **The surface charge of suspended particles in estuarine and coastal waters.** *Nature*, v. 282, p. 823, 1979.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de População e Indicadores Sociais (2008). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB).** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 14 de setembro de 2018.

JAMRAH, A.; AL-FUTAISI, A.; PRATHAPAR, S.; AL HARRASI, A. **Evaluating greywater reuse potential for sustainable water resources management in Oman.** *Environmental monitoring and assessment*, v. 137, n. 1-3, p. 315, 2008.

JEFFERSON, B.; LAINE, A. L.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. J. **Advanced biological unit processes for domestic water recycling.** *Water Science and Technology*, v. 43, n. 10, p. 211-218, 2001.

JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. **Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse.** *Water Science and Technology*, v. 50, n. 2, p. 157-164, 2004.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico.** ABES. Rio de Janeiro, Brasil, 2005.

KIANG, Y.; METRY, A. A. **Hazardous waste processing technology.** 1982.

KIM, R. H.; LEE, S.; JEONG, J.; LEE, J. H.; KIM, Y. K. **Reuse of greywater and rainwater using fiber filter media and metal membrane.** *Desalination*, v. 202, n. 1-3, p. 326-332, 2007.

KIPERSTOK, A.; ALMEIDA, G.; ORNELAS, P.; COHIM, E.; DULTRA, F. **Qualidade mínima para reúso de efluentes domésticos em vasos sanitários: uma proposta para discussão.** Escola politécnica de Universidade Federal da Bahia, 2003.

KROZER, Y.; HOPHMAYER-TOKICH, S.; VAN MEERENDONK, H.; TIJSMA, S.; VOS, E. **Innovations in the water chain—experiences in The Netherlands.** *Journal of Cleaner Production*, v. 18, n. 5, p. 439-446, 2010.

- LEMÉE, C.; NAVARRO, O.; BULTEAU, G.; FLEURY-BAHI, G. **Personal involvement in Greywater Reuse: A Study within a French Context**. International journal of environmental and Science education, v. 13, n. 5, p. 457-465, 2018.
- LETTERMAN, R. D.; YIACOUMI, S. **Coagulation and flocculation**. Water quality and treatment, American Water Works Association (AWWA). 2011.
- LI, B.; PERABEKAM, S.; LIU, G.; YIN, M.; SONG, S.; LARSON, A. **Experimental and bioinformatics comparison of gene expression between T cells from TIL of liver cancer and T cells from UniGene**. Journal of gastroenterology, v. 37, n. 4, p. 275-282, 2002.
- LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. **Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses**. Science of the Total Environment, v. 407, n. 11, p. 3439-3449, 2009.
- LI, Z.; GULYAS, H.; JAHN, M.; GAJUREL, D. R.; OTTERPOHL, R. **Greywater treatment by constructed wetlands in combination with TiO₂-based photocatalytic oxidation for suburban and rural areas without sewer system**. Water Science and Technology, v. 48, n. 11-12, p. 101-106, 2004.
- LIBANIO, M. **Características das águas naturais**. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de água, v. 3, p. 25-78, 2010.
- LOH, M.; COGHLAN, P. **Domestic water use study in Perth, Western Australia, 1998-2001**. Perth: Water Corporation, 2003.
- LÓIO, D. A. **Tratamento físico-químico de vinhaça por coagulação, floculação e sedimentação e seu aproveitamento no cultivo da microalga *Chlorella vulgaris***. 2013. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 2013
- LOPES, M. A. **Avaliação de diferentes coagulantes para remoção de sólidos por flotação e sedimentação de água residuária de uma indústria metal-mecânica**. 2011. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 2011.
- LUCCA, A. **Extração, caracterização e aplicação do biopolímero da planta *Pereskia aculeata miller* como auxiliar coagulante/floculante no processo de tratamento de água**. 2017. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2017
- MAIMON, A.; FRIEDLER, E.; GROSS, A. **Parameters affecting greywater quality and its safety for reuse**. Science of the total environment, v. 487, p. 20-25, 2014.
- MAIMON, G.; GROSS, A. **Greywater: limitations and perspective**. Current opinion in environmental science and health, v. 2, p. 1-6, 2018.
- MALLEY, J. P. **The use of selective and direct DAF for removal of particulate contaminants in drinking water treatment**. Water science and technology, v. 31, p. 3-4, p. 49-57, 1995.
- MANDAL, D.; LABHASETWAR, P.; DHONE, S.; DUBEY, A. S.; SHINDE, G.; WATE, S. **Water conservation due to greywater treatment and reuse in urban setting with specific context to developing countries**. Resources, Conservation and Recycling, v. 55, n. 3, p. 356-361, 2011.
- MARCH, J. G.; GUAL, M.; OROZCO, F. **Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain)**. Desalination, v. 164, p. 241-247, 2004.

- MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2009.
- MCCABE, S. **Breaking down policy barriers for residential greywater installation and usage in New York City**. Pratt institute/PSPD environmental systems, management capstone, 2013.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill Brasil, 2016.
- MHC – Minister of Health Canada. **Canadian guidelines for domestic reclaimed water for use in toilet and urinal flushing**. Ottawa, Ontario, 2010.
- MOGHADAM, B. Z. **Introducing water efficiency of US green building council's LEED program to the freshmen of the technology college**. Architecture and construction management department of the Farmingdale State College, p. 1, 2009.
- MOHAMED, R.; AL-GHEETHI, A.; ABDULRAHMAN, A.; BIN SAINUDIN, M. S.; BAKAR, S. A.; KASSIM, A. H. M. **Optimization of ceramic waste filter for bathroom greywater treatment using central composite design (CCD)**. Journal of environmental chemical engineering, v. 6, n. 2, p. 1578-1588, 2018.
- MOREL, A. **Greywater management in low and middle-income countries**. Dubendorf, CH: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2006.
- NEIHOF, R. A.; LOEB, G. I. **The surface charge of particulate matter in sea water**. Limnology oceanography, v. 17, p. 7, 1972.
- NELSON, P. A. **Measuring from the high watermark: defining baseline for water efficiency in green buildings**. NYUJ Legis. And Pub, v. 11, p. 105, 2007.
- NIKUNI. *Nikuni KTM series pumps (Micro bubble generator for DAF system)*. Disponível em: <<http://www.ktmbubblegenerator.com>>. Acesso em: 07 fev. 2019.
- NOLDE, E. **Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings—over ten years experience in Berlin**. Urban water, v. 1, n. 4, p. 275-284, 2000.
- NOUSOPOULOS, C.; ANDREADAKIS, A.; KOURIS, N.; CHARCHOUSI, D.; MENDRINO, P.; GALANI, A.; KOUMAKI, E. **Greywater characterization and loadings—Physicochemical treatment to promote onsite reuse**. Journal of Environmental Management, 2017.
- NOZAIC, D. J.; FREESE, S. D.; THOMPSON, P. **Long term experience in the use of polymeric coagulants at Umgeni Water**. Water science and technology: Water supply, v. 1, p. 43-50, 2001.
- OH, K. S.; LEONG, J. Y. C.; POH, P. E.; CHONG, M. N.; LAU, E. V. **A review of greywater recycling related issues: Challenges and future prospects in Malaysia**. Journal of cleaner production, 2017.
- OLIVEIRA, C. R. **Mecanismos de floculação com polímeros hidrossolúveis, geração de flocos aerados, floculação em núcleos de bolhas floculantes e aplicações na separação de partículas modeladas por flotação**. 2010. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2010.

- OLIVEIRA, C.; RUBIO, J. **Mecanismos, técnicas e aplicações da agregação no tratamento mineral e ambiental**. CETEM/MCT, v. 1, p. 69, 2011.
- OPHER, T.; FRIEDLER, E. **Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse**. Journal of environmental management, v. 182, p. 464-476, 2016.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. Conferência da Organização das Nações Unidas sobre o meio ambiente e desenvolvimento, Rio de Janeiro, 1992.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Drinking-water**. OMS. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/en/>>. Acesso em: 02 out. 2017.
- ORNELAS, P.; IPERSTOK, A.; CRUZ, C. S.; MONTEGGIA, L. O.; COHIM, E. **Qualidade d'água em vasos sanitários: uma contribuição ao debate sobre os critérios de qualidade d'água para reúso não potável**. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 22, Campo Grande, MS, 2003.
- ORON, G.; ADEL, M.; AGMON, V.; FRIEDLER, E.; HALPERIN, R.; LESHEM, E.; WEINBERG, D. **Greywater use in Israel and worldwide: standards and prospects**. Water research, v. 58, p. 92-101, 2014.
- OTENG-PEPRAH, M.; ACHEAMPONG, M. A. **Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception – a review**. Water, air and soil pollution, v. 229, n. 8, p. 255, 2018.
- PACKHAM, R. F. **Some studies of the coagulation of dispersed clays with hydrolyzing salts**. Journal of colloid science, v. 20, n. 1, p. 81-92, 1965.
- PARSONS, S. A.; DANIELS, S. J. **The use of recovered coagulants in wastewater treatment**. Environmental technology, v. 20, n. 9, p. 979-986, 1999.
- PAULA, H. B.; FERNANDES, C. E. **Otimização do tratamento de água cinza a partir do uso combinado de coagulantes químicos**. Engenharia sanitária e ambiental, v. 23, n. 5, 2018.
- PENN, R.; HADARI, M.; FRIEDLER, E. **Evaluation of the effects of greywater reuse on domestic wastewater quality and quantity**. Urban Water Journal, v. 9, n. 3, p. 137-148, 2012.
- PENN, R.; SCHÜTZE, M.; ALEX, J.; FRIEDLER, E. **Impacts of onsite greywater reuse on wastewater systems**. Water Science and Technology, v. 75, n. 8, p. 1862-1872, 2017.
- PIDOU, M.; AVERY, L.; STEPHENSON, T.; JEFFREY, P.; PARSONS, S. A.; LIU, S.; JEFFERSON, B. **Chemical solutions for greywater recycling**. Chemosphere, v. 71, n. 1, p. 147-155, 2008.
- PIDOU, M.; MEMON, F. A.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B.; JEFFREY, P. **Greywater recycling: treatment options and applications**. In: Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Engineering Sustainability. ICE Publishing, p. 119-131, 2007.
- PIOLTINE, A.; REALI, M. A. P. **Emprego de bomba multifásica como unidade geradora de microbolhas de ar em sistema de flotação aplicando ao pré-tratamento de efluente têxtil**. Engenharia sanitária e ambiental, v. 16, p. 167-174, 2011.

- PIOLTINE, A.; REALI, M. A. P. **Influence of flocs size and dissolved air concentration on the efficiency of flotation**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 3, p. 513-523, 2015.
- PO, M; KAERCHER, J. D.; NANCARROW, B. E. **Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse**. Csric land and water, 2003.
- PORTESBORGES. **Válvula de agulha – VAG**. Disponível em: <<https://portesborges.wordpress.com/2013/09/09/valvula-de-agulha-vgu/>> Acesso em: 13 de setembro de 2018.
- PORTO ALEGRE. **Lei Municipal n. 10.206/2008**. Cria o programa de conservação, uso racional e reaproveitamento das águas.
- PRATHAPAR, S. A.; JAMRAH, A.; AHMED, M.; AL ADAWI, S.; AL SIDAIRI, S.; AL HARASSI, A. **Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman**. Desalination, v. 186, n. 1-3, p. 177-186, 2005.
- RAMPELOTTO, G. **Caracterização e tratamento de águas cinzas visando reúso doméstico**. 2014. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. 2014.
- RAMPRASAD, C.; SMITH, C. S.; MEMON, F. A.; PHILIP, L. **Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW**. Ecological engineering, v. 106, p. 55-65, 2017.
- RAPOPORT, B. **Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reúso domiciliar e condominial**. 2004. Tese de Doutorado. Fundação Oswaldo Cruz. 2014.
- RASMUSSEN, M. R.; LARSEN, T.; CLAUSS, F. **Improving settling dynamics of activated sludge by adding fine talc powder**. Water Science and Technology, v. 34, n. 5-6, p. 11-18, 1996.
- REALI, M. A. P.; CAMPOS, J. R. **Researches on flotation and development of new high performance DAF units for water treatment in Brazil**. Research Advances in Water Research, v. 3, p. 23-40, 2002.
- REVITT, D. M.; ERIKSSON, E.; DONNER, E. **The implications of household greywater treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads**. Water research, v. 45, n. 4, p. 1549-1560, 2011.
- RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. Edgard Blucher, 2009.
- RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. Edgard Blucher, 2001.
- RIETOW, J. C. **Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterros sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário**. 2018. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. 2018.
- RODRIGUES, C. O. **Mecanismos de floculação com polímeros hidrossolúveis, geração de flocos aerados, floculação em núcleos de bolhas flocculantes e aplicações na separação de partículas modelos por flotação**. 2010. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2010.

- RODRIGUES, R. T. **Desenvolvimento da técnica LTM-BSizer para a caracterização de bolhas e avaliação de parâmetros no processo de flotação**. 2004. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2004.
- RODRIGUES, R. T.; RUBIO, J. **DAF–dissolved air flotation: Potential applications in the mining and mineral processing industry**. International Journal of Mineral Processing, v. 82, n. 1, p. 1-13, 2007.
- RODRIGUES, R. T.; RUBIO, J. **New basis for measuring the size distribution of bubbles**. Minerals Engineering, v. 16, n. 8, p. 757-765, 2003.
- ROESNER, L. **Long-term Effects of Landscape Irrigation Using Household Graywater**. Water Environment Research Foundation, 2006.
- RONEN, Z.; GUERRERO, A.; GROSS, A. **Greywater disinfection with the environmentally friendly Hydrogen Peroxide Plus (HPP)**. Chemosphere, v. 78, p. 61-65, 2010.
- ROUT, D.; VERMA, R.; AGARWAL, S. K. **Polyelectrolyte treatment – An approach for water quality improvement**. Water science and technology, v. 40, n. 2, p. 137-141, 1999.
- RUBIO, J.; CARISSIMI, E.; ROSA, J. J. **Flotation in water and wastewater treatment and reuse: recent trends in Brazil**. International Journal of Environment and Pollution, v. 30, n. 2, p. 197-212, 2007.
- RUBIO, J.; SOUZA, M.; SMITH, R. **Overview of flotation as a wastewater treatment technique**. Mineral Engineering, v. 15, p. 139–155, 2002.
- RUBIO, J.; ZANETI, R. N. **Treatment of washrack wastewater with water recycling by advanced flocculation-column flotation**. Desalination, v. 8, p. 146-453, 2009.
- SAIDI, A.; MASMOUDI, K.; NOLDE, E.; EL-AMRANI, B.; AMRAOUI, F. **Organic matter degradation in a greywater recycling system using a multistage moving bed biofilm reactor (MBBR)**. Water science and technology, 2017.
- SANTOS, C.; MATOS, C.; TAVEIRA-PINTO, F. **A comparative study of greywater from domestic and public buildings**. Water Science and Technology: Water Supply, v. 14, n. 1, p. 135-141, 2014.
- SANTOS, D. C. **Os sistemas prediais e a promoção da sustentabilidade ambiental**. Ambiente construído, v. 2, n. 4, p. 7-18, 2002.
- SANTOS, D. C.; LOBATO, M. B.; VOLPI, N. M. P.; BORGES, L. Z. **Hierarquização de medidas de conservação de água em edificações residenciais com o auxílio da análise multicritério**. Ambiente construído (online), v. 6, p. 31-47, 2006.
- SANTOS, D. C.; ZABROCKI, L. **Greywater characterization in residential building to assess its potential use**. In: Water supply and drainage for buildings, 2003, Ankara. Water supply and drainage for buildings, p. 107-117, 2003.
- SANTOS, E. P. C. C.; TEIXEIRA, A. R.; ALMEIDA, C. P.; LIBÂNIO, M.; ÁDUA, V. L. **Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n.4, 2007.
- SÃO PAULO. **Lei Municipal n. 14.018/2005**. Regulamenta o Programa municipal de conservação e uso racional da água e reúso em edificações.

SARAN, S.; ARUNKUMAR, P.; MANJARI, G.; DEVIPRIYA, S. P. **Reclamation of grey water for non-potable purpose using pilot scale solar photocatalytic tubular reactors**. Environmental technology, 2018.

SARTORI, L. **Influência do uso de polímeros sintéticos no desempenho da flotação por ar dissolvido aplicada no tratamento de água para abastecimento**. 1998. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 1998.

SAUTCHUK, C.; FARINA, H.; HESPANHOL, I.; OLIVEIRA, L. H.; COSTI, L. O.; ILHA, M. S. O.; SCHMIDT, W. **Conservação e reúso da água em edificações**. São Paulo: Prol Editora Gráfica, p. 53-57, 2005.

SCHÄFER, A. I.; NGHIEM, L. D.; OSCHMANN, N. **Bisphenol A retention in the direct ultrafiltration of greywater**. Journal of Membrane Science, v. 283, n. 1, p. 233-243, 2006.

SEENIRAJAN, M.; SASIKUMAR, S.; ANTONY, E. **Design of grey water treatment units**. 2018.

SENA, R. F. **Avaliação da biomassa obtida pela otimização da flotação de efluentes da indústria de carnes para geração de energia**. 2005. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. 2005.

SHAYEB, H.; RIABI, T.; ROUSTAN, M.; HASSEN, A. **Experimental study and modeling of chlorine disinfection of treated wastewater**. Journal of water science, v. 4, p. 517-536, 1998.

SHI, K.; WANG, C.; JIANG, S. C. **Quantitative microbial risk assessment of greywater on-site reuse**. Science of the total environment, p. 1507-1519, 2018.

SHIN, H. S.; LEE, S. M.; SEO, I. S.; KIM, G. O.; LIM, K. H.; SONG, J. S. **Pilot-scale SBR and MF operation for the removal of organic and nitrogen compounds from greywater**. Water science and technology, v. 38, n. 6, p. 80-88, 1998.

SHULER, S. 2007 **Wastewater and nutrient reuse from an office building—The HUBER reuse concept**. 11th Individual and Small Community Sewage Systems, Conference Proceedings. Warwick, Rhode Island American Society of Agricultural and Biological Engineers.

SILVEIRA, I. **Cloro e ozônio aplicados à desinfecção de efluente hospitalar tratado em contadores biológicos rotatórios, com avaliação de efeitos tóxicos em Daphnia similis**. 2004. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2004.

SOLARI, J. A.; GOCHIN, R. J. **Fundamental aspects of microbubbles flotation**. Development in mineral processing, v. 12, p. 395-418, 1992.

SRIVASTAVA, A. **Performance evaluation of grey water treatment using rotating biological contactor (RBC) along with Phytotreatment and future scope for use as drinking water**. International journal of advance research, ideas and innovations in technology, v. 4, n. 2, p. 1289-1297, 2018.

STUMM, W. **Chemistry of the Solid-Water interface**. John Wiley and Sons. 1992.

STUMM, W., O'MÉLIA, C. R. **Stoichiometry of coagulation**. Journal of American water works association, v. 60, p. 514-539, 1968.

- SURENDRAN, S.; WHEATLEY, A. D. **Grey-water reclamation for non-potable reuse**. Water and Environment Journal, v. 12, n. 6, p. 406-413, 1998.
- SWETLAND, K. A.; SHIRK, M. L. W.; LION, L. W. **Flocculation-Sedimentation Performance Model for Laminar-Flow Hydraulic Flocculation with Polyaluminum Chloride and Aluminum Sulfate Coagulants**. Journal Environmental Engineering, vol. 140, n.3, 2006.
- TAEMTHONG, W.; PHENPHON, P. **Grey water recycle system for a University building: a case study in Thailand**. International journal of environmental science and development, v. 8, n. 6, p. 421-424, 2017.
- TAFFAREL, S. R. **Apostila de operações de processos hidrosanitários I**. 2012.
- TAKAHASHI, T.; MIYAHARA, T.; MOCHIZUKI, H. **Fundamental study of bubble formation in dissolved air pressure flotation**. Journal of chemical engineering, v. 12, p. 275-280, 1979.
- TCHOBANOGLUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. McGrawHill. Inc., New York, 2003.
- TELLES, D. D.; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água: Conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Editora Blucher, v. 2, 2007.
- TOMAZ, P. **Previsão de consumo de água**. São Paulo: Navegar, 2000.
- TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.
- USEPA – **United States Environmental Protection Agency, Office of water**, Washington, DC, 1999.
- USEPA. **Guidelines for water reuse**, Office of Water., 2012.
- USEPA. **Guidelines for water reuse**. Washington, DC, p. 450, 2004.
- USEPA. **Occurrence and exposure assessment for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule**. 2005.
- VALENTINA, R. S. D. **Gerenciamento da quantidade e da qualidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não-potável**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. 2009.
- VINITHA, E. V.; MANSOOR AHAMMED, M.; GADEKAR, Mahesh R. **Chemical coagulation of greywater: modelling using artificial neural networks**. Water Science and Technology, v. 2017, n. 3, p. 869-877, 2018.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA, Ed. UFMG, v. 1, 2014.
- WANG, C.; LI, Y.; WANG, Y. **Treatment of greywater by forward osmosis technology: Role of the operating temperature**, Environmental technology, 2018.
- WATANABE, Y. **Flocculation and me**. Water Research, v.114, p. 88-103, 2017.
- WATER USE AND CONSERVATION BUREAU – WUCB. **A water conservation guide for commercial, institucional and industrial users**, New Mexico office of the State Engineer, 1999.

WINWARD, G. P.; AVERY, L. M.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. **Chlorine disinfection of grey water for reuse: Effect of organics and particles**. Water research, v. 42, p. 483-491, 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: incorporating 1st and 2nd addenda**. WHO Press, Switzerland, 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. World Health Organization, 2006.

ZANETI, R. N. **Desenvolvimento e validação da técnica integrada de floculação-floação em coluna (FFC), filtração em areia e cloração na reciclagem de água na lavagem de veículos**. 2012. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2012.

ZANETI, R.; ETCHEPARE, R.; RUBIO, J. **Car wash wastewater reclamation. Full-scale application and upcoming features**. Resources, Conservation and Recycling, v. 55, n. 11, p. 953-959, 2011.

ZIEMBA, C.; LARIVÉ, O.; REYNAERT, E.; MORGENROTH, E. **Chemical composition, nutrient-balancing and biological treatment of hand washing greywater**. Water research, 2018.

ANEXO 1 – AVALIAÇÃO DO EFEITO DO pH DE COAGULAÇÃO
(SEDIMENTAÇÃO)

Coagulante	pH	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão
Sulfato de alumínio	5,0	53	63	-18 ($\pm 4,9$)
	6,0		5,6	90 ($\pm 0,4$)
	6,5		3,6	93 ($\pm 0,1$)
	7,0		2,2	96 ($\pm 0,0$)
	7,5		2,8	95 ($\pm 0,3$)
	8,0		3,6	93 ($\pm 0,7$)
	9,0		8,6	84 ($\pm 1,2$)
Cloreto férrico	5,0	52	9,9	81 ($\pm 0,3$)
	5,5		9,2	82 ($\pm 0,5$)
	6,0		23	55 ($\pm 0,9$)
	7,0		25	53 ($\pm 1,2$)
	8,0		22	58 ($\pm 0,3$)
	9,0		11	78 ($\pm 0,3$)
	PAC		5,0	53
6,0		47	12 ($\pm 1,1$)	
6,5		2,4	96 ($\pm 0,1$)	
7,0		1,3	98 ($\pm 0,0$)	
7,5		1,8	97 ($\pm 0,1$)	
8,0		2,3	96 ($\pm 0,3$)	
9,0		2,5	95 ($\pm 0,0$)	

**ANEXO 2 – AVALIAÇÃO DO EFEITO DA CONCENTRAÇÃO DOS
COAGULANTES (SEDIMENTAÇÃO)**

Coagulante	pH	Concentração (mg.L ⁻¹)	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão
Sulfato de alumínio	7,0	30	30	6,4	79 (±0,2)
		40		4,5	85 (±0,5)
		50		3,2	90 (±0,0)
		60		2,9	91 (±0,2)
		70		2,6	92 (±0,2)
Cloreto férrico	5,5	40	30	6,6	79 (±0,7)
		50		5,2	83 (±0,2)
		60		3,8	88 (±0,7)
		70		3,3	89 (±0,0)
		80		1,9	94 (±0,0)
PAC	7,0	10	30	10	66 (±0,2)
		20		2,9	90 (±0,0)
		30		2,1	93 (±0,5)
		40		1,7	94 (±0,)
		50		1,3	96 (±0,2)

ANEXO 3 – ASSOCIAÇÃO DE COAGULANTES COM FLOCULANTES
(SEDIMENTAÇÃO)

Coagulante	Floculante	Concentração (mg.L ⁻¹)	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão
Sulfato de alumínio	Polímero aniônico	30	30	1,3	96 (±0,2)
		40		1,0	97 (±0,0)
		50		0,9	97 (±0,0)
		60		1,4	96 (±0,2)
		70		1,4	95 (±0,0)
	Polímero catiônico	30	30	2,9	91 (±0,2)
		40		2,6	92 (±0,2)
		50		1,5	95 (±0,2)
		60		1,7	95 (±0,2)
		70		1,7	94 (±0,0)
Cloreto férrico	Polímero aniônico	40	30	0,7	98 (±0,0)
		50		0,5	99 (±0,2)
		60		0,7	98 (±0,0)
		70		0,8	97 (±0,0)
		80		1,5	95 (±0,2)
	Polímero catiônico	40	30	2,3	93 (±0,2)
		50		1,5	95 (±0,0)
		60		1,4	96 (±0,2)
		70		1,8	94 (±0,2)
		80		1,8	94 (±0,2)
PAC	Polímero aniônico	10	32	6,5	80 (±0,2)
		20		0,2	100 (±0,2)
		30		0,2	99 (±0,0)
		40		0,4	99 (±0,0)
		50		0,6	98 (±0,2)
	Polímero catiônico	10	32	16	51 (±1,1)
		20		2,1	94 (±0,2)
		30		1,9	94 (±0,4)
		40		1,6	95 (±0,2)
		50		1,2	96 (±0,0)

ANEXO 4 – EFEITO DA PRESSÃO DE SATURAÇÃO (FAD)

Pressão de saturação (bar)	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão
2	17	0,8	95 ($\pm 0,6$)
3	16	0,9	94 ($\pm 0,6$)
4	17	0,6	96 ($\pm 0,9$)
5	16	0,8	95 ($\pm 0,8$)

ANEXO 5 – EFEITO DA TAXA DE RECICLO (FAD)

Taxa de reciclo (%)	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão
5	18	3,0	83 ($\pm 2,8$)
10	16	2,0	87 ($\pm 1,7$)
15	17	0,8	95 ($\pm 0,8$)
20	16	0,9	94 ($\pm 0,6$)

ANEXO 6 – OTIMIZAÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS (FAD)

Tensão de saturação (mN.m ⁻¹)	Pressão de saturação (bar)	Taxa de reciclo (%)	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão	
72,8	1,5	5	28	7,7	73 (±4,0)	
		10	26	9,6	62 (±12,4)	
		15	24	10	57 (±17,4)	
	2,0	5	27	9,5	65 (±6,5)	
		10	29	7,4	74 (±1,5)	
		15	25	4,2	84 (±1,4)	
	2,5	5	28	8,9	68 (±23,9)	
		10	27	3,9	86 (±1,3)	
		15	26	2,6	90 (±0,5)	
	3,0	5	28	6,4	77 (±9,3)	
		10	28	2,8	90 (±1,8)	
		15	28	2,8	90 (±1,3)	
	61,6	1,5	5	26	10	61 (±6,3)
			10	28	10	64 (±8,1)
			15	27	11	59 (±5,1)
2,0		5	27	18	34 (±10,6)	
		10	27	7,6	72 (±0,6)	
		15	28	3,3	88 (±1,0)	
2,5		5	26	12	54 (±17,1)	
		10	29	3,5	88 (±3,3)	
		15	28	2,3	92 (±0,7)	
3,0		5	28	8,2	71 (±1,8)	
		10	29	2,7	91 (±0,4)	
		15	28	2,2	92 (±1,6)	

ANEXO 7 – OTIMIZAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DOS COAGULANTES (FAD)

Coagulante	pH	Concentração (mg.L ⁻¹)	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão
Sulfato de alumínio	7,0	20	30	11	63 (±1,2)
		30		8,2	72 (±0,2)
		40		9,5	68 (±1,7)
		50		8,8	70 (±1,0)
		60		7,4	75 (±0,7)
Cloreto férrico	5,5	10	30	5,4	82 (±0,5)
		20		2,1	93 (±0,0)
		30		2,7	91 (±0,2)
		40		4,4	85 (±0,2)
		50		4,9	83 (±0,0)
PAC	7,0	10	30	4,7	84 (±0,2)
		20		5,1	83 (±0,0)
		30		5,5	81 (±0,7)
		40		9,1	69 (±0,7)
		50		15	50 (±3,4)

ANEXO 8 – ASSOCIAÇÃO DE COAGULANTES COM FLOCULANTES (FAD)

Coagulante	Floculante	Concentração (mg.L ⁻¹)	Turbidez bruta média (UNT)	Turbidez residual média (UNT)	Eficiência média (%) e Desvio padrão
Sulfato de alumínio	Polímero aniônico	20	30	5,1	83 (±0,2)
		30		2,4	92 (±0,5)
		40		3,9	87 (±0,5)
		50		4,0	86 (±0,0)
		60		3,2	89 (±0,5)
		60		3,2	89 (±0,5)
	Polímero catiônico	20	30	4,4	85 (±0,7)
		30		3,0	90 (±0,2)
		40		2,6	91 (±0,0)
		50		2,6	91 (±0,2)
		60		2,9	90 (±0,7)
		60		2,9	90 (±0,7)
Cloreto férrico	Polímero aniônico	10	30	17	41 (±3,6)
		20		13	56 (±1,2)
		30		5,2	82 (±0,7)
		40		4,3	85 (±0,0)
		50		5,1	83 (±1,2)
		50		5,1	83 (±1,2)
	Polímero catiônico	10	30	8,7	70 (±0,7)
		20		2,1	93 (±0,2)
		30		2,1	93 (±0,0)
		40		10	66 (±1,0)
		50		7,4	75 (±0,7)
		50		7,4	75 (±0,7)
PAC	Polímero aniônico	10	30	1,7	94 (±0,7)
		20		3,7	88 (±0,7)
		30		2,5	91 (±0,0)
		40		2,3	92 (±0,2)
		50		1,9	93 (±0,5)
		50		1,9	93 (±0,5)
	Polímero catiônico	10	30	3,5	88 (±0,5)
		20		1,9	93 (±0,5)
		30		2,3	92 (±0,0)
		40		2,4	92 (±0,5)
		50		2,2	93 (±0,2)
		50		2,2	93 (±0,2)

ANEXO 9 – DESINFECÇÃO VIA CLORAÇÃO

Etapa	Coliformes termotolerantes iniciais (NMP.100mL ⁻¹)	Coliformes termotolerantes remanescentes (NMP.100mL ⁻¹)	Eficiência média (%) e Desvio padrão	Cloro residual livre (mg.L ⁻¹)
Bruto	15	15	0 (±0,0)	0,00
FAD	15	14	7 ((±0,0)	0,00
Filtração	14	10	33 (±0,0)	0,00
3 mg Cl ₂ .L ⁻¹	10	2	80 (±0,0)	0,04
4 mg Cl ₂ .L ⁻¹	10	0	100 (±0,0)	0,05
5 mg Cl ₂ .L ⁻¹	10	0	100 (±0,0)	0,06
10 mg Cl ₂ .L ⁻¹	10	0	100 (±0,0)	0,18