

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

KARINA OLIVEIRA CHAVES

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE SISTEMA DE FLOCO-FLOTAÇÃO
POR AR DISSOLVIDO PARA TRATAMENTO DA ÁGUA DE LAVAGEM DO
FILTRO DA ETA GAVIÃO**

**FORTALEZA
2012**

KARINA OLIVEIRA CHAVES

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE SISTEMA DE FOCO-FLOTAÇÃO
POR AR DISSOLVIDO PARA TRATAMENTO DA ÁGUA DE LAVAGEM DO
FILTRO ETA GAVIÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Capelo Neto.

FORTALEZA

2012

KARINA OLIVEIRA CHAVES

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE SISTEMA DE FLOCO-FLOTAÇÃO
POR AR DISSOLVIDO PARA TRATAMENTO DA ÁGUA DE LAVAGEM DO
FILTRO DA ETA GAVIÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil, área de concentração em Saneamento Ambiental.

Aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Capelo Neto (Orientador)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos
Universidade Federal do Ceará - UFC

Engº. Dr. Manoel do Vale Sales
Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE

A minha querida família, amigos, professores
e estudantes.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por me possibilitar a concretização deste sonho.

Aos meus pais Edilson e Dacila, pelos seus ensinamentos, valores e sentimentos transmitidos.

As minhas queridas irmãs Julyana e Patricia, pelo sincero e recíproco carinho e amizade.

Ao Meu Bem, Samir Lucena (meu namorado), pelos anos de companheirismo e cumplicidade ao meu lado, pelos seus conselhos, sua confiança, seu amor e compreensão quanto aos momentos de renúncia e ausência.

Ao Prof. Dr. José Capelo Neto, meu Orientador, pela sua atenciosa orientação na realização deste trabalho, bem como pela sua presteza e prontidão.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) responsáveis pelo meu aprendizado durante o Mestrado.

Ao Eng. Dr. Manoel do Vale Sales e ao Prof. Dr. André Bezerra por aceitarem o convite em participar da banca examinadora.

Aos meus queridos amigos de Mestrado: Germana, Gilmar, Laiz, Livia, Raquel e Ticiane.

A minha grande e presente amiga Patricia Marques e seu esposo Hugo Buarque, pela amizade, ensinamentos e ajudas incondicionais.

A empresa Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) pela disponibilidade de infraestrutura para a realização desta pesquisa. Agradecimentos aos funcionários da ETA Gavião: Eng. Dr. Manoel Sales, César Mota, Amanda, Erick, Mário, Ferreira, Liliana e Marlon. Agradecimentos especiais pela ajuda imensurável de Régis e Mislene Ribeiro (ex-funcionária) para a realização dos experimentos.

As funcionárias do Laboratório Central de Qualidade da CAGECE: Neuma, Renata Félix e Ana, pela ajuda na realização das análises bacteriológicas.

Aos responsáveis, funcionários e bolsistas do Laboratório em Saneamento (LABOSAN) e da Seção Laboratorial de Qualidade da Água (SELAQUA) da Universidade Federal do Ceará, por me ajudarem na realização das análises químicas.

A FUNCAP pelo auxílio financeiro ao projeto nº 460100/09 do edital PPP 04/2009.

Ao CNPQ pela concessão da bolsa de estudo nº 134817/2010-9.

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho, mesmo que em pensamentos e palavras de incentivo.

“Se os homens conservarem as águas, as águas vislumbrarão os olhos, os olhos verão as estrelas, e as estrelas iluminarão os caminhos, se os homens conservarem as águas.”

Autor desconhecido

RESUMO

No cenário brasileiro, os resíduos de Estações de Tratamento de Água (ETAs) são normalmente lançados *in natura* em corpos hídricos, apresentando-se como potencialmente danosos ao meio ambiente, sendo necessário tratá-los para que sejam descartados conforme os aspectos legais. Estudos demonstram que a tecnologia da Flotação por Ar Dissolvido (FAD) tem sido viável para este fim. Acredita-se que a incorporação da floculação em cortinas numa mesma unidade de flotação possa promover elevada eficácia ao sistema, traduzindo-se como uma inovação tecnológica: o Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD). Uma unidade piloto de FFAD foi construída para o tratamento da água de lavagem dos filtros da ETA Gavião, pertencente à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). Esta pesquisa teve como objetivo quantificar e verificar o atendimento da água de lavagem dos filtros (ALF) desta ETA e da água clarificada via FFAD aos padrões de lançamento de efluentes conforme as Resoluções nº 430/11 e 357/05 do CONAMA e Portaria nº 154/2002 da SEMACE. Estudos de tratabilidade da ALF em *Jartest* foram realizados para avaliar a influência da dosagem de polímeros catiônicos e a viabilidade de gradientes de velocidade decrescente (35 a $5,6$ s^{-1}) a serem empregados no equipamento de FFAD desenvolvido. Ensaios de flotação foram realizados a fim de avaliar a dosagem do polímero e os parâmetros de processo como taxas de recirculação (TR) e taxas de aplicação superficial (TAS). Após definidos estes parâmetros, ensaios de FFAD foram realizados em triplicata para coleta da AC a fim de compará-la com os principais padrões de lançamento de efluente em corpos hídricos classe II. Somente os parâmetros pH, Fluoreto, Amônia, *E. coli* e Sólidos dissolvidos da ALF atenderam aos padrões de lançamento. Ao aplicar polímero a 1 $mg.L^{-1}$, taxa de recirculação de 15%, gradientes de velocidade decrescente ($19,3$ a $5,6$ s^{-1}), taxa de aplicação superficial de 57 $m^3.m^{-2}.d^{-1}$ com tempo de detenção hidráulico de 22 minutos no FFAD, os resultados alcançaram elevada eficiência na remoção de turbidez (superior a 98%) mesmo enfrentando variações bruscas na qualidade da ALF (94,4 a 410 UT). Observou-se também significativa eficiência média na remoção de coliformes totais (98,5%), cor aparente (97,6%), DQO (92,6%) e remoção de alumínio (84,1%). Diante destes resultados, constatou-se que a ALF da ETA Gavião tratada via Floco-flotação por ar dissolvido atendeu aos referidos padrões de lançamento em corpos hídricos.

Palavras - chave: Água de lavagem dos filtros. Floculação em cortinas. Flotação por Ar Dissolvido.

ABSTRACT

In Brazil the filter backwash wastewater is normally released in to the water resources without proper treatment, representing a potential danger to the environment. Thus, it is necessary to treat this wastewater in order to dispose it in accordance to federal and state environmental laws. Studies show that Dissolved Air Flotation (DAF) technology has been feasible for this purpose. It is believed that the incorporation of flocculation in curtains and air dissolved flotation system in the same unit can promote high efficiency and significant size reduction, which translates in a technological innovation: the Flocculator - Dissolved Air Flotation (FFAD) unit. A FFAD pilot unit was built to evaluate the treatment of Gavião Water Treatment Plant filter backwash wastewater, owned by the Water and Wastewater Company of Ceará (CAGECE). This research had as main objective to quantify and verify the compliance of the filter backwash wastewater parameters to the Resolution No. 430/11 and 357/05 of CONAMA and Ordinance No. 154/2002 of SEMACE. Treatability studies were performed with filter backwash wastewater using Jarrest to evaluate the influence of cationic polymer dosages and the feasibility of decreasing flocculation velocity gradients (35 to 5.6 s^{-1}) in the FFAD. Experimental runs of the flocculation - flotation system were performed to evaluate the best polymer dosage and the process parameters such as recirculation rates (TR) and surface application rates (TAS). These parameters were compared by observing the lower residual turbidity and best removal efficiency in the clarified water (AC). The treated wastewater was again characterized using physical-chemical and bacteriological parameters and compared to the specific legislation. The results showed that the use of 1 mg.L^{-1} of polymer, recirculation rate of 15% and surface application rate of $57 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, presented the highest turbidity efficiency removal (> 98%) and a very stable performance against sudden changes in the influent quality (94.4 to 410UT). It should be noted that the unity showed also a high average efficiency total coliforms removal (98.5%), apparent color removal (97.6%), DOC removal (92.6%), of aluminum (84.1%) removal and turbidity (99.2 %) removal. Given these results, it was concluded that the AC coming from the treatment of ALF by ETA WTP Gavião FFAD met the discharge parameters listed for water resources.

Key - words: Water washing of the filters. Flocculation curtains. Dissolved Air Flotation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Tipos de frações de água no lodo.....	25
Figura 2 - Cortina distribuidora (placa perfurada - à esquerda) e relação X/S do número de Reynolds (à direita).	38
Figura 3 - Ilustração do processo de contato e agregação Bolha-Partícula.....	45
Figura 4 - Esquema do conjunto de mananciais que compõem o abastecimento da ETA Gavião.....	49
Figura 5 - Vista aérea da Estação de Tratamento de Água Gavião.....	50
Figura 6 - Processo de funcionamento da ETA Gavião, Pacatuba – Ceará.....	52
Figura 7 - Fotografia do filtro de areia descendente nº16 em operação na ETA Gavião.....	53
Figura 8 - Organograma da pesquisa.....	56
Figura 9 - Desenho do equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido e do Floculador em Cortina.....	62
Figura 10 - Esquema simplificado da coleta e armazenamento da ALF e da unidade piloto Floco-Flotação por Ar Dissolvido.....	63
Figura 11 - Fotografias da unidade filtrante nº 16 da ETA Gavião.....	66
Figura 12- Contêineres de armazenamento da Água de Lavagem do Filtro 16.....	67
Figura 13 – Percentual do volume de água de lavagem dos filtros em função do volume de água tratada.....	71
Figura 14 - Valores mensais médios de turbidez da água bruta correspondente aos meses de 2011.....	72
Figura 15 - Fotografia de Jar test avaliando os polímeros catiônicos FO 4140 (a) e FO 4350 (b).....	74
Figura 16 - Fotografia do ensaio em Jar test avaliando o conjunto de gradiente de velocidade (35,0-22,6-10,15 e 19,3- 12,4- 5,6 s ⁻¹) utilizando polímero a 1 mg.L ⁻¹	76
Figura 17 - Valores de turbidez da água de lavagem afluyente ao FFAD durante tratamento. .	78
Figura 18 – Vista geral do ensaio de FFAD com taxa de recirculação a 10% (à esquerda) e verificação de arraste de flocos na câmara coletora de água clarificada (à direita).	79
Figura 19 - Gráfico box-plot da água clarificada para as diferentes taxas de recirculação quando aplicado vazão afluyente igual a 1,0m ³ .h ⁻¹ com TDH igual a 22 minutos.	81
Figura 20 – Eficiências em remoção de turbidez para as correspondentes taxas de recirculação (TR) quando aplicada vazão de 1,0 m ³ .h ⁻¹	82

Figura 21 – Resultados de turbidez do ensaio comparativo de FFAD utilizando polímero FO 4350 nas dosagens de 0,5 e 1,0 mg.L ⁻¹	85
Figura 22 - Turbidez da água de lavagem na FAD com vazão igual a 1,5 m ³ .h ⁻¹	87
Figura 23 - Gráfico box-plot da turbidez da água clarificada nas vazões iguais a Q ₁ = 1,0m ³ .h ⁻¹ e Q ₂ = 1,5m ³ .h ⁻¹ diferentes taxas aplicação superficial (m ³ m ⁻² d ⁻¹).	88
Figura 24 - Gráfico box-plot das taxas de aplicação superficial versus sua eficiência em remoção de turbidez.....	89
Figura 25 - Equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD) em operação na Etapa IV A.	90
Figura 26 – Box-plot da Água de Lavagem do Filtro (à esquerda) e turbidez da Água Clarificada (à direita) durante a corrida de Floco-Flotação.....	93
Figura 27 - Fotografias de amostras de água de lavagem e água clarificada (designada "tratada") por Floco-Flotação por ar dissolvido referentes ao primeiro ensaio.....	94
Figura 28 - Eficiência de remoção de turbidez em percentual (%) para cada ensaio de FFAD.	95
Figura 29 - Gráficos referentes à cor da água de lavagem do filtro e água clarificada durante os ensaios de FFAD.....	96
Figura 30 – Valores médios das concentrações de alumínio presente na ALF e AC respectivamente nos ensaios de FFAD.....	97
Figura 31 - Eficiência em remoção de alumínio presente na água de lavagem após tratamento por FFAD.....	98
Figura 32 - Concentrações de Fluoreto referente às amostras de ALF e AC.....	99
Figura 33 – Demanda Química de Oxigênio da ALF e AC.....	100
Figura 34 - Eficiência em remoção da Demanda Química de Oxigênio.....	101
Figura 35 - Valores de pH das amostras da água de lavagem e água clarificada durante a FFAD.....	102
Figura 36 - Interpretação gráfica da concentração de nitrogênio amoniacal na AC durante ensaio de FFAD.....	103
Figura 37 - Eficiência em remoção de Nitrogênio Amoniacal.....	103
Figura 38 - Gráfico de Sólidos Totais, demonstrando as frações fixas e voláteis de sólidos presentes na água de lavagem.....	105
Figura 39 - Gráfico das frações fixas e voláteis de Sólidos Totais presente na AC.....	105
Figura 40 - Sólidos Suspensos e suas frações voláteis e fixas encontrados na água de lavagem do filtro.....	106

Figura 41- Valores médios das frações voláteis e fixas de sólidos suspensos encontrados na água clarificada.....	107
Figura 42 - Gráfico de coliformes totais na água de lavagem de filtro (à esquerda) e na água clarificada (à direita).....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Comparativo da qualidade da água de lavagem em diferentes ETAs.	22
Tabela 2 - Métodos para tratamento do lodo de ETAs.....	26
Tabela 3 – Parâmetros avaliados nas amostras de água ALF e AC e equipamentos e métodos analíticos utilizados.	70
Tabela 4 - Monitoramento da qualidade da água de lavagem dos filtros durante o ano de 2011.	73
Tabela 5 - Resultados de Jar Test com gradiente de velocidade 10s^{-1} utilizando os polímeros FO 4140 e FO 4350 em diferentes concentrações.....	74
Tabela 6 - Resultados de Jar test utilizando o polímero FO 4350 a 1mg/L referente à variação decrescente de gradientes de velocidade de $20/10/5\text{ s}^{-1}$ quando aplicados tempo de floculação de 18 e 12 minutos, respectivamente.....	76
Tabela 7 – Parâmetros e dados de projeto do equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD).	77
Tabela 8 - Eficiência dos resultados da FFAD com vazão de $1\text{m}^3/\text{h}$ em diferentes taxas de recirculação.....	80
Tabela 9 – Eficiência do FFAD com vazão de $1,5\text{ m}^3\text{h}^{-1}$ em diferentes taxas de recirculação.	87
Tabela 10 - Valores médios referentes às amostras da água de lavagem do filtro 16 da ETA Gavião usados para caracterização e verificação do atendimento às legislações referentes ao lançamento de efluentes em corpos hídricos.	91
Tabela 11 - Eficiência dos ensaios de FFAD com TR 15% e vazão $1,0\text{ m}^3\text{h}^{-1}$	94
Tabela 12 – Resumo dos resultados físico-químicos e bacteriológicos da Água Clarificada (AC).....	110

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Água Clarificada
ALF	Água de Lavagem de filtro
A/S	Relação massa de ar / massa de sólidos suspensos
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAF	Flotação por Ar Dissolvido
DEHA	Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETRG	Estação de Tratamento de Resíduos Gerados
FAD	Flotação por Ar Dissolvido
FFAD	Floco-flotador por Ar Dissolvido
FIA	Flotação por Ar Induzido
G	Gradiente de Velocidade
uH	Unidade de Hazen (unidade de medida para o parâmetro Cor)
uT	Unidade de Turbidez
NRB	Normas Regulatórias Brasileiras
NMP	Número mais provável
N-NH₃	Nitrogênio na forma de amônia
RPM	Rotações por minuto
S	Espaçamento entre os orifícios
SELAQUA	Seção Laboratorial de Qualidade de Água
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
SST	Sólidos Suspensos Totais
TAS	Taxa de Aplicação Superficial
TR	Taxa de Recirculação
UFC	Universidade Federal do Ceará
X_o	Alcance dos jatos de água

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo Geral	20
2.2 Objetivos Específicos.....	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1 Geração e caracterização dos resíduos de ETA.....	21
<i>3.1.1 Reaproveitamento da água de lavagem sem tratamento- Reciclo Direto.....</i>	<i>23</i>
3.2 Tecnologias de tratamento e disposição dos resíduos de ETA	24
<i>3.2.1 Adensamento.....</i>	<i>26</i>
<i>3.2.1.1 Recuperação da água após adensamento do efluente de ETA.....</i>	<i>28</i>
<i>3.2.2 Desidratação do lodo</i>	<i>29</i>
<i>3.2.3 Disposição Final do lodo desidratado.....</i>	<i>30</i>
3.3 Impactos ambientais.....	32
3.4 Legislação Ambiental pertinente.....	34
3.5 Floculador	35
<i>3.5.1 Gradiente de velocidade na Floculação.....</i>	<i>36</i>
3.6 Tecnologia de Tratamento - Flotação	39
<i>3.6.1 Flotação por Ar dissolvido (FAD) e suas aplicações</i>	<i>40</i>
<i>3.6.1.1 Câmara de saturação e Formação das microbolhas</i>	<i>42</i>
<i>3.6.1.2 Contato e Agregação Partícula-Bolha ou Floco-Bolha</i>	<i>44</i>
<i>3.6.1.3 Taxa de Aplicação Superficial e Taxa de Recirculação</i>	<i>46</i>
<i>3.6.1.4 Relação AR / SÓLIDO (A/S).....</i>	<i>47</i>
<i>3.6.2 Técnicas emergentes na Flotação por Ar Dissolvido</i>	<i>48</i>
3.7 Estação de Tratamento de Água - ETA Gavião – CAGECE	49

3.7.1 Tratamento e disposição do efluente gerado pela ETA Gavião - Wetland Treatment System – “Sistema de Terras Úmidas”	53
4 MATERIAL E MÉTODOS	55
4.1 Etapa I - Quantificação e caracterização da água de lavagem do filtro (ALF) da ETA Gavião.....	56
4.1.1 Etapa I A – Quantificação do volume mensal da ALF no período de 2011.....	56
4.1.2 Etapa I B – Atendimento da ALF quanto às restrições ambientais do CONAMA e SEMACE.....	57
4.2 Etapa II - Ensaios de bancada para a tratabilidade da ALF em Jarrest.....	57
4.2.1 Etapa II A – Avaliação de polímeros catiônicos e dosagens.....	57
4.2.2 Etapa II B – Avaliação do conjunto de Gradientes de Velocidade decrescentes	58
4.3 Etapa III – Construção do equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido e unidade piloto.....	59
4.4 Sistema de lavagem do filtro, coleta e armazenamento da ALF da ETA Gavião.....	64
4.5 Etapa IV – Testes de Floco-Flotação por Ar Dissolvido (FFAD) em escala piloto.....	67
4.5.1 Etapa IV A – Variação na dosagem do polímero catiônico.....	68
4.5.2 Etapa IV B – Variação na Taxa de Recirculação (TR)	68
4.5.3 Etapa IV C – Variação na Taxa de Aplicação Superficial	68
4.6 Etapa V – Ensaio de FFAD com os parâmetros operacionais ótimos e análises físico-química e bacteriológica da ALF e AC com vistas ao atendimento das legislações vigentes....	68
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
5.1 Resultados da Etapa I – Dados de volume e caracterização do efluente	71
5.1.1 Etapa I A - Quantificação do volume de água de lavagem dos filtros gerado pela ETA Gavião – Cagece 2011	71
5.1.2 Etapa I B - Atendimento da Água de Lavagem dos Filtros (ALF) da ETA Gavião aos dispositivos legais: CONAMA e SEMACE.....	72
5.2 Resultados da Etapa II.....	73
5.2.1 Etapa II A – Resultados de Jarrest referente à variação de dosagens de polímeros....	73

<i>5.2.2 Resultados da Etapa II B: Avaliação do conjunto de gradientes de velocidade em ensaios de Jarrest</i>	75
5.3 Etapa III - Dados de Projeto para o desenvolvimento do Equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD)	76
5.4 Resultados da Etapa IV - Testes em escala piloto de Flotação por Ar Dissolvido (FFAD)	78
<i>5.4.1 Etapa IV A - Variação nas Taxas de Recirculação (TR)</i>	78
<i>5.4.2 Etapa IV B – Avaliação da dosagem do polímero FO 4350</i>	84
<i>5.4.3 Etapa IV C – Variação na Taxa de Aplicação Superficial (TAS) nos ensaios de FAD</i>	86
5.5 Etapa V– Ensaios de FFAD com os parâmetros operacionais ótimos para coleta e análises físico-químicas da ALF e AC com vistas ao atendimento das legislações vigentes	90
5.5.2.1 Parâmetro: Turbidez	92
5.5.2.2 Parâmetro: Cor Aparente.....	95
5.5.2.3 Parâmetro: Alumínio	96
5.5.2.4 Parâmetro: Fluoreto	98
5.5.2.5 Parâmetro: Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	100
5.5.2.6 Parâmetro: Potencial Hidrogeniônico (pH)	101
5.5.2.7 Parâmetro: Nitrogênio Amoniacal (N – NH ₃)	102
5.5.2.8 Parâmetro: Sólidos: Totais, Suspensos, Sedimentáveis e Dissolvidos.....	104
5.5.2.9 Parâmetro: Coliformes Totais e E. coli	107
5.6 Verificação da água clarificada quanto ao atendimento aos dispositivos legais – CONAMA e SEMACE	109
4 CONCLUSÕES	111
5 RECOMENDAÇÕES	113
REFERÊNCIAS	114
ANEXO A	125

1 INTRODUÇÃO

O objetivo das estações de tratamento de água para abastecimento público tem sido adequar à água *in natura* afluenta à estação ao padrão de potabilidade vigente estabelecido pelo Ministério da Saúde. Para isso, utiliza-se de vários processos e operações que, mediante a introdução de produtos químicos, transformam a água *in natura* em água potável. Assim, equivalente a um processo industrial, uma Estação de Tratamento de Água (ETA) gera uma elevada quantidade de resíduos.

De acordo com a Norma NBR-10.004 (ABNT, 2004) os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água são considerados como resíduos sólidos. A partir desta norma, tem-se que os resíduos que apresentam características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, são pertencentes à Classe I, a qual corresponde a resíduo perigoso. Caso não apresentem estas características, serão pertencentes à Classe II, que constitui os resíduos não perigosos. No entanto, aqueles lodos que quando amostrados de uma forma representativa conforme a ABNT NBR 10.007/2004 e quando submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, caso nenhum de seus constituintes solubilizados em água apresentem concentração superior ao padrão de potabilidade de água, excetuando-se os aspectos: cor, turbidez, dureza e sabor, terão seus resíduos pertencentes à Classe II B, correspondendo aos resíduos não perigosos e inertes (ABNT, 2004). Por outro lado, se a concentração destes constituintes superarem aos padrões de potabilidade de água, os resíduos serão configurados como não inertes, pertencendo a Classe II A.

Ensaio realizados por Di Bernardo, Scalize e Souza Filho (1999) e Guerra e Angelis (2005) em resíduos de ETAs, mostraram que estes são pertencentes à Classe II A, ou seja, são resíduos não perigosos e não inerte devido principalmente às elevadas concentrações de alumínio, ferro e manganês, podendo causar danos ao meio ambiente, caso o efluente de ETA não seja devidamente tratado e disposto.

Esses resíduos, conhecidos por lodos de ETAs, são derivados dos sólidos suspensos presentes na água *in natura* em associação aos produtos químicos adicionados ao processo de tratamento. São gerados nos decantadores através da sedimentação dos sólidos; nos flotores, quando estes sólidos ascendem à superfície e, nas unidades filtrantes durante a sua lavagem promovendo o desprendimento dos sólidos retidos no filtro. Tem-se que a

geração da maior quantidade de lodo seco ocorre nos decantadores e flotadores. Entretanto, em termos de volume, observa-se que a maior quantidade de resíduos é proveniente da lavagem dos filtros, correspondente a um volume de 2 a 5% da água tratada, enquanto que, a quantidade de lodo descartado por decantadores ou flotadores corresponde apenas 0,1% a 0,3% do volume produzido na ETA (USEPA, 2002). Dessa forma, o lodo apresenta-se com características variadas, sendo dependente principalmente da qualidade da água *in natura* e da tecnologia de tratamento empregada nas ETAs.

Neste contexto, os resíduos gerados nas ETAs representam um sério problema para as instituições que gerenciam tais sistemas, pois apresentam elevado custo de manuseio e de transporte. Esses resíduos estão submetidos a restrições ambientais, como expressa a Resolução nº 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a qual estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora, de forma a exigir que o efluente seja previamente tratado quando lançado direta ou indiretamente em corpos d'água. Caso não haja o devido tratamento, será configurado crime ambiental segundo a lei nº 9.605/98, sendo a empresa poluidora passível de penalidade civil, administrativa e criminal.

Um dos principais fatores referente ao gerenciamento dos processos de tratamento de resíduos gerados em ETAs (ETRG) é a quantidade de água presente no lodo, tornando-o volumoso e gelatinoso, o que dificulta o seu desaguamento. Assim, pode-se dizer que o tratamento e a disposição final dos resíduos correspondem às tarefas mais difíceis e dispendiosas para o serviço de tratamento de água. Dessa forma, uma etapa que vise à redução do volume do lodo torna-se necessária, o adensamento, seja este por sedimentação ou flotação.

O uso do adensamento por flotação, especialmente a flotação por ar dissolvido (FAD), apresenta as seguintes vantagens sobre o processo de sedimentação: melhor taxa de agregação de sólidos, baixas sensibilidades à variação da vazão afluente, versatilidade operacional, melhor clarificação da água, maior adensamento do lodo e elevada capacidade de tratamento. Diante dessas vantagens, diferentes autores propõem a flotação como tecnologia viável para o tratamento de lodo (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002). Tessele *et al.* (2005) comentam que a FAD requer menor área para instalação, menor quantidade de produtos químicos, sendo capaz de reduzir os custos referentes à implantação, operação e disposição final do lodo. Além dessas vantagens, Féris *et al.* (2001) afirmam que a flotação é um processo que se sobressai sobre os processos de filtração, precipitação e adsorção, por apresentar melhor qualidade na água tratada, inicialização rápida do processo, alta taxa de

operação, formação de lodo espesso, baixo tempo de residência e maior flexibilidade na alteração dos parâmetros de operação.

Diversas configurações de sistemas de flotação têm sido desenvolvidas (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002), contudo as unidades de floculação encontram-se em linha, tornando o tempo de detenção hidráulico elevado. Dessa forma, acredita-se ser possível incorporar cortinas (placas verticais perfuradas) capazes de promover a floculação e delimitar as câmaras de flotação por ar dissolvido, de forma que em uma única unidade, ocorram os dois processos. Com isto, espera-se reduzir o tempo de detenção do processo, a área requerida, minimizar os custos de implantação e operação de ETRGs, o que tonará o atendimento à exigência ambiental menos oneroso.

Diante desse contexto, o desenvolvimento de tecnologias compactas e a otimização das tecnologias já existentes, que sejam eficientes e de baixo custo para o tratamento do lodo, torna-se necessária, haja vista que o crescimento da demanda por água potável e o processo de eutrofização dos mananciais tem implicado em um aumento da quantidade de resíduos nas ETAs.

Neste cenário, a ETA Gavião cuja tecnologia de tratamento de água é a filtração direta descendente e o tratamento do lodo (água de lavagem de filtros) é o sistema de terras úmidas (*Wetland*), tem buscado estudar outras formas de tratamento do lodo que não requeiram elevadas áreas e que haja a possibilidade da reutilização da água clarificada. Assim, a técnica da flotação por ar dissolvido foi escolhida, sendo o desenvolvimento em escala piloto do sistema Floco-Flotação para o tratamento de lodo de ETA de fundamental importância para a avaliação de parâmetros de projeto, características construtivas e condições operacionais para possível implantação em escala real.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Desenvolver e avaliar o sistema de floculador de cortina agregado a flotação por ar dissolvido no tratamento da água de lavagem dos filtros rápidos descendentes da ETA Gavião.

2.2 Objetivos Específicos

- I. Quantificar o volume mensal da água de lavagem dos filtros da ETA Gavião;
- II. Realizar ensaios em *Jartest* a fim de avaliar diferentes dosagens de polímeros catiônicos e gradientes de velocidade para floculação.
- III. Desenvolver um equipamento piloto do tipo Floco-flotador por ar dissolvido para o tratamento da água de lavagem de filtros (ensaios de flotação);
- IV. Definir os parâmetros do sistema de floco-flotação, como: taxa de aplicação superficial, tempo de detenção hidráulica, gradiente de velocidade nas placas e taxa de recirculação de água saturada com ar;
- V. Avaliar as principais características física, química e bacteriológica da água de lavagem dos filtros e da água clarificada via Floco-Flotador, confrontando-as com as principais legislações ambientais de lançamento de efluentes em corpos hídricos.
- VI. Avaliar a qualidade da água clarificada com vistas à possibilidade de retornar ao processo de tratamento.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Geração e caracterização dos resíduos de ETA

As indústrias produtoras de água potável ou Estações de Tratamento de Água (ETAs) geram resíduos durante seu processo produtivo. Esses resíduos são geralmente obtidos nas etapas de tratamento via sedimentação, flotação e filtração, criando o lodo de ETA. Considera-se como lodo de uma ETA o resíduo constituído de água e sólidos suspensos originalmente contidos na água fonte, acrescidos de produtos químicos aplicados durante o processo de tratamento.

O lodo de ETA é caracterizado como um fluido não newtoniano, volumoso e tixotrópico, apresentando-se em estado gel quando em repouso e relativamente líquido quando agitado (SILVA JÚNIOR; ISAAC, 2002). Estes devem receber um tratamento e serem dispostos de maneira adequada (SUNDERFELD JR, 2007). Os resíduos gerados em ETAs podem ser divididos em quatro grandes categorias (AWWA, 1987):

a) Resíduos gerados durante processos de tratamento de água visando à remoção de cor e turbidez.

b) Resíduos gerados durante processos de abrandamento.

c) Resíduos gerados em processos de tratamento avançado visando à redução de compostos orgânicos presentes na água bruta, tais como carvão ativado granular saturado, ar proveniente de processos de arraste com ar, etc .

d) Resíduos líquidos gerados durante processos visando à redução de compostos inorgânicos presentes na água bruta, tais como processos de membrana (osmose reversa, ultrafiltração, nanofiltração, etc.).

Observa-se que cada fonte geradora apresentará resíduos com características distintas, em face de estas fontes apresentarem diferentes objetivos de remoção. Dessa forma, a geração e a caracterização dos resíduos são intrínsecas, principalmente quanto à qualidade da água *in natura* e a tecnologia de tratamento empregada. Costa, Viana e Coelho (2005) corroboram esta afirmação ao comentar que os mecanismos de coagulação (varredura nas ETAs de ciclo completo e adsorção-neutralização em filtração direta) são capazes de gerar lodos com características diferentes.

A partir da Tabela 1, observa-se que existem consideráveis diferenças entre os

AUTOR	SUNDEFELD, 2007	MOLINA, 2010	FREITAS, 2010	FURIERI, 2011*
TECNOLOGIA ETA	CC	FD	CC	FD
ORIGEM DO LODO	ALF	ALF	ALF	ALF
COAGULANTE ETA	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃
TURBIDEZ (UT)	-	45,3	51	807
ALUMÍNIO (mg/L)	-	0,695	1,59	9,3
pH	5,8	5,88	-	6,17
ST (mg/L)	203	143	54,6	562
DQO (mg O ₂ /L)	59	<20	47,9	78,5

resíduos gerados nas lavagens de filtros, indicando a necessidade de solucionar o problema de forma individualizada, já que cada um apresenta características peculiares.

Tabela 1 – Comparativo da qualidade da água de lavagem em diferentes ETAs.

Nota: FD – Filtração direta; CC – Ciclo Completo; Al₂(SO₄)₃ – Sulfato de Alumínio; ALF – Água de lavagem de filtro.

* Referente à média dos resultados obtidos pelo autor.

Os lodos oriundos de decantadores (ou flotadores) e a água de lavagem dos filtros são os resíduos mais importantes. Afinal, a maior quantidade de lodo seco produzido é oriunda das descargas de decantadores e das unidades de flotação. Todavia, quando se refere em termos de volume, a quantidade de resíduo mais expressivo é proveniente da lavagem dos filtros, variando entre 2 a 5% do volume tratado pelas estações.

Para Richter (2001) os lodos de decantadores apresentam sólidos totais entre 1000 a 40000 mg/l (0,1 a 4%) e a água de lavagem dos filtros uma concentração de 40 a 1000mg/l (0,004 a 0,1%). Por outro lado a Agência de Proteção Ambiental dos EUA divulga valores menores para a concentração de sólidos totais presentes no lodo. Para a água de lavagem, a concentração de sólidos varia de 50 a 400 mg/L com um volume processado estando entre 2 a 5% da vazão da ETA, enquanto que a descarga em decantadores e flotadores gera um resíduo bem mais concentrado, entre 500 e 30.000 mg/L, descartando apenas entre 0,1 a 0,3 % do volume produzido na ETA (USEPA, 2002).

O lodo de ETAs têm características variadas, sendo dependente fundamentalmente da qualidade apresentada pela água *in natura*, da água tratada, dosagens e produtos químicos utilizados, e do método de limpeza dos decantadores e das unidades filtrantes (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Contêm elevadas concentrações de sólidos,

alta turbidez, demanda química de oxigênio, além de elevadas concentrações de metais como alumínio e ferro, que quando lançados sem tratamento em cursos d'água pode induzir toxicidade aos organismos aquáticos, contribuindo com a degradação destes ambientes (BARBOSA, 2000).

Diferentes sistemas de descarga do lodo de decantadores podem resultar em volumes e concentrações variáveis de resíduos, que além de dificultar a operação do sistema de tratamento dos mesmos são capazes de influenciar a carreira de filtração, em razão do maior arraste de flocos, gerando lavagens frequentes nas unidades filtrantes (FREITAS *et al.*, 2004).

Em estações convencionais (ciclo completo), a lavagem dos filtros é realizada, geralmente, em intervalos que variam de 12 a 72 h, com duração entre 4 e 15 minutos. Na ETA Gavião, nas unidades de filtração direta, os ciclos de filtração podem variar entre 4,5 a 12 horas, sendo que a concentração de sólidos varia significativamente com a frequência da lavagem e o volume de água gasto na lavagem dos filtros depende da qualidade da água afluyente aos filtros.

A água de lavagem dos filtros possui baixa concentração de sólidos, constituem-se de flocos na forma de hidróxidos metálicos, são normalmente leves e com baixa velocidade de sedimentação (BOURGEOIS; WALSH; GAGNON, 2004). Caracteriza-se por possuir grande umidade (> 95% m/m) e está de maneira geral sob a forma fluida. Dessa forma, para a disposição final desse resíduo faz-se necessário a redução de seu volume para que se diminua os custos de transporte, da disposição final e os riscos de poluição ao meio ambiente.

3.1.1 Reaproveitamento da água de lavagem sem tratamento- Reciclo Direto

Considerando o controle de perdas em Estações de Tratamento de Água (ETAs), torna-se relevante o estudo da influência do retorno de água de lavagem de filtros para o processo de tratamento de água.

Quando a água de lavagem dos filtros não é clarificada, tem-se que a sua recirculação ocorre de forma integral, consistindo em reciclo direto. Por outro lado, quando a clarificação desta água ocorre por meio da sedimentação ou da flotação, com ou sem adição de condicionantes, parte do volume é descartado na forma de lodo enquanto a outra parcela do volume pode ser utilizada para a recirculação. Assim, o reaproveitamento da água de lavagem possibilita que uma estação de tratamento funcione com perdas mínimas durante o processo, isto é, com máxima eficiência em termos de volume produzido.

Além da redução de perdas, o emprego da técnica de recirculação da ALF sem tratamento pode contribuir para a formação de flocos maiores e mais densos quando se deseja tratar água bruta com baixa turbidez, ocasionando uma redução no consumo de produtos químicos utilizados, tais como: agentes alcalinizante, coagulante e floculante (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Contudo, a prática da reciclagem da água de lavagem ao processo sem tratamento pode reintroduzir ao sistema de tratamento perigos a água e implicar risco à saúde da população consumidora, associado, principalmente, à presença de cistos e oocistos de protozoários tais como *Cryptosporidium* e *Giardia*, pois a filtração representa a principal barreira para estes protozoários (FREITAS *et al.*, 2010; USEPA, 2002). Dessa forma, quando a recirculação água de lavagem dos filtros ocorre de forma integral, deve-se realizar um monitoramento, já que essa prática pode perturbar o processo de tratamento e afetar a qualidade da água final (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.2 Tecnologias de tratamento e disposição dos resíduos de ETA

A procura por tratamentos e disposição economicamente viável e ambientalmente correta para lodos de ETAs é um desafio em muitos países, principalmente no Brasil, onde esse tema ainda é considerado incipiente (TSUTIYA; HIRATA, 2001).

A preocupação com a qualidade e a quantidade da água de mananciais para abastecimento humano e com o impacto causado pelos resíduos de ETAs nos corpos receptores, desperta para a necessidade do tratamento destes resíduos e a destinação final correta dos sólidos obtidos. De acordo com Januário e Ferreira Filho (2007) isto se configura em mais um desafio a ser enfrentado pelas companhias de saneamento e tem recebido maior atenção no Brasil nos últimos anos.

Como o lodo de ETA apresenta característica fluida, as diferentes frações de água presentes nos resíduos são removidas por mecanismos diferenciados. Assim, o condicionamento do lodo é importante para que as etapas de adensamento e/ou desaguamento tenham sucesso. Usualmente o condicionamento do lodo é realizado através da adição de polímeros (catiônicos, aniônicos e não iônicos) a fim de melhorar seu adensamento e a qualidade do sobrenadante (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Smollen e Kafaar (1994) apresentam um modelo geral que procura definir as frações de água presentes nos lodos, conforme pode ser observado na Figura 1:

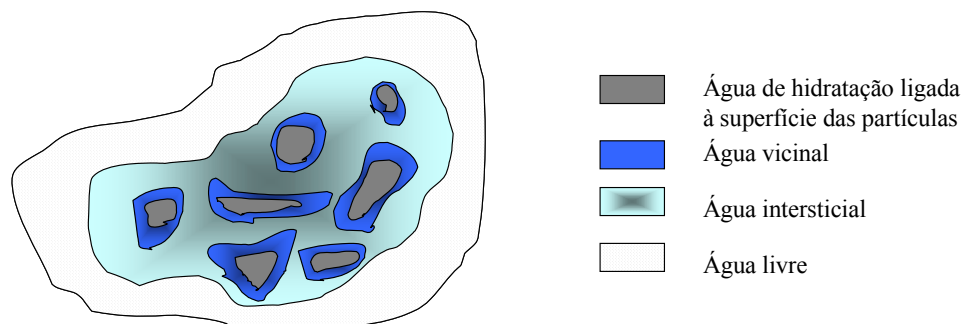
Água livre – água não associada aos sólidos e que pode ser facilmente separada por sedimentação gravitacional simples;

Água intersticial ou capilar – água presente no interior ou intimamente ligada aos flocos. Esta água pode ser liberada quando há quebra do floco, mediante aplicação de força mecânica, tais como centrífugas;

Água vicinal – associada às partículas sólidas por virtude da estrutura molecular da água, pontes de hidrogênio;

Água de hidratação – água quimicamente ligada às partículas sólidas e pode ser liberada somente por destruição termoquímica das partículas.

Figura 1 - Tipos de frações de água no lodo.



Fonte: Adaptado de Smollen e Kafaar (1994).

O tratamento de resíduos de ETAs pode ser realizado basicamente, a partir do uso de sistemas naturais e/ou sistemas mecânicos para remoção da água. A Tabela 2 apresenta os principais métodos e etapas empregados para o tratamento de lodos de ETAs.

Tabela 2 - Métodos para tratamento do lodo de ETAs.

TECNOLOGIA	TÉCNICA	CARACTERÍSTICAS
<i>Adensamento</i>	<i>Por Gravidade</i>	A separação entre as fases sólida e líquida é baseada na velocidade de sedimentação das partículas sólidas. É aplicado quando a fração sólida é densa.
	<i>Por Flotação</i>	A fase sólida com densidade inferior ao líquido separa-se através da capacidade de flutuar para a superfície. Aplicável para lodos com baixa densidade como aqueles contendo algas e óleos.
<i>Desidratação Mecânica</i>	<i>Prensa Desaguadora</i>	Obtém lodo relativamente seco com 40-50% de sólidos secos. Lodo de sulfato com 15 a 20%.
	<i>Decantação Centrífuga</i>	Obtem-se lodo desidratado com 15-25% de sólidos. Adequado para áreas com limitação de espaço.
	<i>Filtro prensa</i>	Aplicável para desidratar sedimentos finos, capaz de obter torta com 40-50% de sólidos.
	<i>Filtro à vácuo</i>	Indicado para desidratar sedimentos finos granulares, podendo obter torta de até 35-40% de sólidos.
<i>Desidratação Não Mecânica</i>	<i>Leito de Secagem</i>	Consiste essencialmente na decantação, percolação e evaporação do lodo. São dimensionados para período de armazenamento de 3 a 4 meses. É dependente das condições climáticas.
	<i>Lagoa de secagem</i>	Suporta carga maior que o Leito de Secagem requerendo uma profundidade maior, com menor frequência de limpeza. Possui alto custo.

Fonte: Adaptado de Richter (2001).

3.2.1 Adensamento

A técnica de adensamento é realizada com o propósito de remover o máximo possível de água contida no lodo, de forma a concentrar os sólidos e reduzir o volume do

lodo. Consiste numa das mais importantes operações unitárias. É possível através dela, obter-se um lodo com teor de sólidos adequado para a etapa posterior, a desidratação.

No adensamento pode-se utilizar da velocidade de sedimentação dos sólidos (adensamento por gravidade) ou da capacidade destes ascenderem à superfície (adensamento por flotação, especialmente por ar dissolvido).

O adensamento por gravidade pode ser operado de forma contínua ou em batelada. Realiza-se normalmente em um tanque circular projetado e operado de forma semelhante a um decantador, com um mecanismo de raspagem de lodo na sua superfície inferior. Os lodos resultantes do tratamento de água bruta com alta turbidez são mais fáceis de adensar por gravidade (sedimentação) do que lodos de águas de baixa turbidez. Para o processo de tratamento da água da lavagem dos filtros, especialmente as que utilizam captação de água superficial, é imprescindível que seja flexível e eficiente para se adequar as possíveis alterações bruscas na qualidade da água *in natura*, como: elevação da cor, redução na turbidez e sólidos suspensos, aumento na quantidade de algas e sólidos.

Scalize e Di Bernardo (2000) adensaram por sedimentação a água de lavagem de filtros e realizaram pesquisa parasitológica no sobrenadante e no sedimento. Observaram que a quantidade de cistos de *Entamoeba coli* presentes nos sobrenadante foi ligeiramente inferior ao do material sedimentado quando aplicado polímero aniônico. Os pesquisadores atribuíram essa pequena diferença de concentração ao fato de que os cistos apresentam baixa densidade e dessa forma permaneceram no sobrenadante. Resultados similares também foram encontrados por Scalize, Di Bernardo e Seixas (1997).

Eades, Bates e MacPhee (2001) verificaram a adequabilidade da Flotação por Ar Dissolvido (FAD) no adensamento do lodo de água de lavagem dos filtros de ETA, obtendo bons resultados mesmo com a aplicação de baixas dosagens de polímeros. Devido às altas taxas de aplicação superficial envolvidas, a flotação apresenta a vantagem de ocupar área menor que a requerida em processo de sedimentação, implicando diretamente em menores custos de implantação.

Silva e Delazari (2004) ao estudar os custos de tratamento para água de lavagem dos filtros da ETA do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Mogi Mirim, São Paulo, utilizando uma ETA compacta de Flotação por ar dissolvido (FAD) seguida de filtração (Floto-filtração), verificaram que a referida estação conseguiu potabilizar a água de lavagem com um custo de 13 centavos/m³. A utilização deste sistema de forma isolada mostrou-se economicamente viável para o tratamento de água devido à economia de insumos utilizados no tratamento, ao invés de retornar a água de lavagem ao início do processo.

3.2.1.1 Recuperação da água após adensamento do efluente de ETA

Estudos relacionados à recuperação do lodo de ETAs têm revelado resultados favoráveis no que diz respeito à redução do volume de lodo e sua reutilização (COSTA, VIANA e COELHO, 2005).

Uma das melhores soluções que vem sendo adotadas para redução do volume destes resíduos é a recirculação da água de lavagem após sua clarificação (OLINGER, CARDOSO e LAPOLLI, 2001). Contudo, embora o aproveitamento das águas de lavagem de filtros seja uma prática utilizada em algumas ETAs, há insuficiência de dados e estudos técnicos devido à carência de publicações nessa área, o que dificulta o controle, a melhoria dos processos e a implementação de ETRGs em outras ETAs (MARTINS; LENZ; CARISSIMI, 2009).

Costa, Demattos e Carneiro (2011) apresentaram a experiência da Companhia de Abastecimento de Minas Gerais (COPASA) na operação da unidade de tratamento de resíduos (UTR) da ETA de Rio Manso. A ETA iniciou sua operação em 1991 e em 1997 criou uma unidade de tratamento específica para os resíduos oriundos dos decantadores e da lavagem dos filtros. A UTR foi projetada para tratar 3% (120 l/s) do volume produzido da estação, sendo dotada de decantadores secundários do tipo piscina, responsáveis pelo recebimento e tratamento das águas de lavagem dos filtros. As águas que são recuperadas por estes decantadores retornam ao início do tratamento da ETA, enquanto que o lodo sedimentado e acumulado nestas unidades é enviado aos adensadores, os quais também recebem lodos provenientes das descargas dos decantadores da ETA. Os lodos afluentes aos adensadores recebem dosagens de polímero e as águas recuperadas nestes adensadores, também, retornam ao início do tratamento da ETA. Ao final do tratamento, o lodo adensado é direcionado para Lagoas de Secagem.

Reis (2009) adensou por sedimentação a água de lavagem com emprego de polímero catiônico, sendo em seguida submetida à filtração dupla. A água obtida após a filtração pôde ser utilizada mais que 5 vezes sucessivas para as operações de lavagens dos filtros na unidade piloto, sem influir na qualidade inicial da água filtrada. Dessa forma, o referido autor conseguiu reduzir para 0,13% as perdas de água de lavagem.

Em escala internacional, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2002) criou um guia técnico de recomendação para a recirculação da água de

lavagem dos filtros. Contudo, este documento não é um regulamento, não tem capacidade de alterar ou substituir os dispositivos legais. Este manual não fornece requisitos específicos para o tratamento, mas evidencia alguns Estados que desenvolveram diretrizes para este tratamento específico, tais como:

- Grandes lagos do rio Mississippi: recircular água de lavagem em taxa menor que 10% da vazão afluyente a estação; não podendo haver reciclo caso a água bruta contenha excesso de algas e trihalometanos;

- Estado da Califórnia: recircular água de lavagem em taxa menor que 10% da vazão afluyente a estação, onde a água a ser recirculada tenha sido removida 80% dos sólidos, apresentando turbidez menor que 2 UT ou com qualidade igual a média da água bruta;

- Maryland: a taxa de reciclo deve ser menor que 5% da vazão afluyente a estação, onde a água recirculada deve ser tratada por sedimentação em tempo mínimo de 2 horas com aplicação de polímero;

- Ohio: a água de lavagem dos filtros deve ser tratada e a taxa de reciclo deve ser inferior a 10% da vazão em operação.

3.2.2 Desidratação do lodo

Anterior à disposição final do lodo, faz-se necessário desidratá-lo para obtenção de torta com teor mínimo de sólidos suspensos totais de 20% em massa/massa (ou seja, concentração de SST superior a 200 g.L^{-1}) (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). A desidratação pode ser realizada de forma mecanizada ou não. Dentre os equipamentos mais utilizados para a desidratação mecânica, em ordem crescente de custo, são: a prensa desaguadora, a centrífuga, o filtro prensa e filtro rotativo a vácuo. Importante ressaltar que a escolha do processo ideal irá depender do tipo e da quantidade do lodo a ser tratados, dos custos de tratamento e do método de disposição final.

A desidratação não mecânica consiste em utilizar apenas agentes naturais como, a gravidade e a evaporação. As técnicas mais comuns são as lagoas e leitos de secagem. Contudo, por apresentarem alto custo, são mais indicados para pequenas estações de tratamento, que apresentem capacidade menor que 200 L s^{-1} (RICHTER, 2001).

Nas lagoas de secagem, o responsável pela desidratação do lodo é o clima. Em climas quentes e áridos, a secagem é realizada pela radiação solar e em climas frios, o congelamento é o responsável pelo processo. Sua principal desvantagem é o custo, pois a sua profundidade é 3 a 4 vezes maior que o leito de secagem, em compensação, a frequência de

limpeza é menor. No entanto, este tratamento é geralmente difícil devido à natureza de baixa densidade dos flocos de hidróxidos metálicos constituídos nos lodos de ETAs (BOURGEOIS; WALSH; GAGNON, 2004).

Por outro lado, a operação dos leitos de secagem está baseada essencialmente na decantação do lodo, percolação e evaporação da água. São dimensionados para um período de armazenamento que varia de 3 a 4 meses, onde somente 3 a 4 aplicações de lodo no mesmo leito poderá ser realizada durante um ano. Contudo, ambas as técnicas são dependentes de condições climáticas favoráveis.

Achon, Barroso e Cordeiro (2008) obtiveram reduções da ordem de 87% e 83% em volume para os lodos de estações de tratamento de ciclo completo contendo os coagulantes Cloreto de Polialumínio e Sulfato de Alumínio respectivamente, através de Leitos de Secagem. Contudo, estes resultados só foram alcançados quando decorridos 7 dias, demonstrando-se portanto que a técnica do leito de secagem ser um processo lento.

Portela *et al.* (2003) estudaram o lodo de ETA que apresentou umidade em torno de 87% e pH de 6,7. Pelas análises químicas e difração em raio-X, foi detectado que os elementos com maior predominância no lodo são o alumínio, sílica e ferro, sendo o alumínio em maior quantidade com 22,8% e os demais 13,42% e 7,98%, respectivamente. Estes resultados são condizentes com os valores encontrados na literatura.

3.2.3 Disposição Final do lodo desidratado

Devido ao grande volume de lodo gerado nas ETAs, a sua disposição deve ser planejada dentro de um programa orientado sob os pontos de vista técnico, ambiental e também econômico (JANUÁRIO; FERREIRA FILHO, 2007).

As alternativas de disposição usualmente empregadas para o lodo de ETA são: aterro sanitário, lançamento na rede coletora de esgotos, lançamento em cursos de água desde que o mesmo tenha sido devidamente tratado e aplicações ao solo.

Usualmente, o destino final do lodos é a sua disposição em um aterro apesar d seu alto custo. Para isto, o lodo deve estar adequadamente desidratado, estando isento de água livre. Porém, segundo Cornewll *et al.* (1987) a disposição dos resíduos de ETAs obtidos após desidratação mecânica ou natural em aterros sanitários deve ser criteriosa, visto que as condições anaeróbias e produção de ácidos voláteis (pH em 5 a 5,5) podem permitir a dissolução do alumínio e de outros metais. Guerra e Angelis (2005) estudaram a disposição

do lodo de ETAs (classificado como resíduo Classe II A – não perigoso e não inerte) na cobertura vegetal de aterro sanitário. Seus resultados mostraram que o aumento da proporção de lodo de ETA incorporado a esta cobertura vegetal favoreceu o processo de biodegradação, indicado pelo aumento do consumo de carbono orgânico e da quantidade de bactérias heterotróficas.

Quando o lançamento do lodo ocorre em redes de esgotos sanitários, transfere-se à ETE a responsabilidade do tratamento do resíduo da ETA. Esta técnica apresenta-se viável e demonstra ser um método de disposição alternativa, sendo adotado em alguns países da Europa e nos Estados Unidos. Esse procedimento surge como uma proposta atraente, visto que elimina a implantação de sistemas de tratamento de resíduos nas ETAs além de outras vantagens (SCALIZE; DI BERNARDO; SEIXAS, 2001; BRINK, FREITAS e FILHO, 2005, SUNDEFELD JR, 2007).

O lançamento em corpos de água está sujeito a regulamentações legais e ao controle ambiental, exigindo o tratamento deste efluente quando lançado em corpos hídricos (BRASIL, 2011). Entretanto, a grande maioria das estações vai de encontro a essa diretriz ambiental por ser a solução mais econômica o que é facilitada pela carência de fiscalização quanto aos órgãos ambientais para tal fim (OLINGER; CARDOSO; LAPOLLI, 2001). Menezes *et al.* (2005) comentam que a forma de disposição desse efluente não tem merecido a devida atenção por parte das Companhias de Água e Esgotos por falta de conhecimento mais aprofundado sobre suas características e ações negativas que podem provocar no meio ambiente e cursos de água onde é disposto.

A aplicação do lodo ao solo é considerada como uma forma viável de disposição final como corretor de pH, principalmente para os lodos contendo carbonatos precipitados em estações de abrandamento a cal e soda. Esta técnica apresenta como benefícios: a melhoria estrutural do solo, o ajuste do pH, o aumento de minerais traço, aumento na capacidade de retenção de água e recuperação de áreas degradadas. Entretanto, para lodos que contenham alumínio, sua aplicação ao solo fica restrita em 2,2 a 4,4 kg.m⁻², haja vista que este metal apresenta a tendência de fixar o fósforo no solo, evitando a assimilação de fósforo pelas raízes das plantas, além da fitotoxicidade do alumínio em solos com pH superior a 6,5 (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; RICHTER, 2001; KAGGWA *et al.*, 2001; TSUTIYA; HIRATA, 2001).

De acordo com Januário e Ferreira Filho (2007) devem ser estudadas alternativas de disposição, uso e aplicação dos lodos, transformando-os em insumos com o objetivo de mitigar o problema da disposição final ao reduzir o volume a ser disposto em aterro e aplicar

os conceitos de reciclagem e minimização de resíduos, obtendo, como benefício maior, a preservação do meio ambiente.

A utilização do lodo adensado e/ou desidratado de maior potencial são: fabricação de cerâmica e na produção de cimento, agente plastificador, na pavimentação de estradas, fabricação de tijolos refratários, cultivo de grama comercial, compostagem, solo comercial e plantações de cítricos; desde que utilizados em proporções adequadas (TSUTIYA; HIRATA, 2001; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.3 Impactos ambientais

De acordo com Wiecheteck e Cordeiro (2002) os impactos ambientais causados pelas estações de tratamento de água (ETA) não se limitam somente aos resíduos gerados durante a operação, mas sim, desde a sua etapa de projeto e implantação. Diante disso, os autores propuseram como medidas mitigadoras : a proteção do manancial de abastecimento, minimização do volume de lodo produzido, minimização de água utilizada para a limpeza das unidades de tratamento, recuperação da água de lavagem de filtros, recuperação de coagulantes, tratamento e disposição final de resíduos gerados em ETAs e utilização do lodo na construção civil.

O potencial tóxico dos resíduos de ETAs depende principalmente do teor de metais presentes, além das características físico-químicas e das condições em que estes resíduos são dispostos. Outros fatores que também influenciam a toxicidade são as reações sofridas durante o processo, forma e tempo de retenção, características do curso d'água, composição e impureza dos coagulantes e outros produtos químicos utilizados no tratamento da água (BARROSO; CORDEIRO, 2001).

No Brasil, geralmente, os resíduos de ETAs são dispostos no ambiente sem nenhum tipo de tratamento podendo causar poluição aos corpos hídricos receptores. Um dos problemas desta disposição é a elevada concentração de sólidos suspensos que diminui significativamente a luminosidade do meio, suprimindo a produtividade primária dos fitoplânctons nas áreas e limitando a disponibilidade de carbono para alimentação de fauna próxima ao lançamento (BARROSO; CORDEIRO, 2001). Além do impacto ao corpo hídrico receptor, a utilização dessa água a jusante do lançamento fica prejudicada, pois de acordo com Scalize e Di Bernardo (2000), os lodos das ETAs podem causar riscos à saúde humana devido à presença de agentes patogênicos.

Para Cordeiro (1999) a toxicidade destes resíduos para as plantas, organismos e seres humanos é dependente das características da água bruta, dos produtos químicos utilizados e possíveis contaminantes contidos nesses produtos, reações químicas ocorridas durante o processo, forma de remoção, tempo de retenção, características hidráulicas, físicas, químicas e biológicas do corpo receptor.

Dentre os principais metais que constituem os resíduos de ETAs, tem-se o Ferro e o Alumínio, haja vista que compõem os coagulantes mais utilizados no tratamento de água – Sulfato de Alumínio, Cloreto de Polialumínio e Cloreto e Sulfato Férrico. Em relação ao metal ferro, poucas são as informações a respeito dos seus inconvenientes na natureza, porém imagina-se que concentrações inadequadas de qualquer elemento podem provocar alterações (COSTA; VIANA; COELHO, 2005).

O lodo contendo alumínio pode prejudicar a cadeia alimentar e provocar desequilíbrio ecológico. Pohling *et al.* (2009) comentam que teores de alumínio superiores a 0,1mg/L são tóxicos aos peixes e podem causar também a morte da comunidade planctônica. Meneses *et al.* (2005) evidenciaram em seus resultados preliminares que a disposição do lodo da ETA da cidade de Pedras do Fogo- PB no riacho Avenca compromete a qualidade da água devido aos níveis de alumínio encontrados no lodo (0,28 a 4,48 mg.L⁻¹).

Como efeito secundário, o íon alumínio (Al⁺³) tem a habilidade em ligar-se fortemente aos íons fosfatos (PO₄⁻³), imobilizando-os. Assim, a disponibilidade do fósforo, essencial nutriente da vegetação aquática, plâncton e outros organismos, tornam-se prejudicada afetando sua ciclagem e por consequência, a cadeia alimentar (KAGGWA *et al.*, 2001).

Os impactos também podem ser causados por constituintes indesejáveis, tais como, cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*, manganês, carbono orgânico total, precursores de trihalometanos, e substâncias que conferem sabor e odor (SOUZA FILHO; DI BERNARDO, 1999). Estes efluentes apresentam ainda elevadas concentrações de sólidos, alta turbidez e demanda química de oxigênio (DQO), que podem causar condições indesejáveis como a criação de bancos de lodo, anaerobiose e o assoreamento do curso d'água (BARBOSA, 2000).

Torna-se necessário também, o estudo de formas parasitárias em amostras de mananciais e de água tratada, especialmente os oocistos de *Cryptosporidium sp.*, pois estes causam distúrbios gastrintestinais podendo gerar risco a indivíduos com sistema imunológico debilitado. Eles podem sobreviver por vários meses no ambiente aquático e são resistentes à desinfecção por cloro nas dosagens normalmente utilizadas no tratamento de água (LADEIA; HELLER; VIEIRA, 2005). Estudos têm demonstrado que a remoção de cistos de protozoários

é largamente influenciada pela eficácia da coagulação, que, juntamente com a clarificação constitui a primeira barreira de tratamento, sendo finalmente alcançada a sua remoção através das unidades filtrantes (BETANCOURT; ROSE, 2004).

3.4 Legislação Ambiental pertinente

A Constituição Federal de 1988 especifica em seu art. 225 que “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Assim, observa-se que é papel da sociedade e dos órgãos ambientais o uso sustentável do meio ambiente.

A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6938/81) tem como um de seus princípios o uso racional da água. Este uso é regido pela Lei nº 9433/97 - a Política Nacional de Recursos Hídricos – onde além dos usos múltiplos e prioritários da água são estabelecidas as atividades sujeitas à outorga pelo Poder Público. Essas atividades são: os lançamentos de resíduos líquidos, sólidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final em corpos d’água, além de outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água. Para a fixação do valor da outorga, devem ser observados o lançamento e o volume desses resíduos, seu regime de variação, bem como as características físico-químicas, biológicas e de toxicidade do afluente.

Conforme a Resolução nº 237 de 19 de dezembro de 1997 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), a implantação de sistemas de tratamento de água e o tratamento e destinação de seus resíduos estão sujeitos ao prévio licenciamento do órgão ambiental competente, sem prejuízo de outras licenças legalmente exigíveis. Estes tipos de empreendimentos são classificados como serviços de utilidade, sendo causadores de impactos ambientais negativos quando se tem os resíduos provenientes dos decantadores e da água de lavagem de filtros lançados inadequadamente em corpos d’água.

O responsável por qualquer atividade causadora de degradação ambiental, o poluidor, está sujeito a leis de crimes ambientais através de sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente estabelecidas conforme a lei nº 9605/98. O art. 33 desta lei afirma que, a emissão de efluentes ou carreamento de materiais que causem decadência de espécimes da fauna aquática existentes em rios, lagos, açudes, lagoas, baías ou águas jurisdicionais brasileiras está sujeito a pena do tipo detenção, de um a três anos, ou multa, ou ambas cumulativamente. De forma semelhante, no artigo 54, o

responsável pela poluição hídrica em que seja necessária a interrupção do abastecimento público de água de uma comunidade; bem como haver lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos, tem-se que a pena é de reclusão de um a cinco anos.

Segundo a legislação federal do CONAMA nº 357/05, sancionada e complementada pela Resolução nº 430/11, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água quando obedecidos às condições e padrões exigidos em seu artigo nº 34. Na esfera do estado do Ceará, os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras são discorridos pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), na Portaria nº 154/02. Importante ressaltar que o padrão do parâmetro Amônia Total desta Portaria foi revogada pela Portaria nº 111/2011, de 05 de abril de 2011.

Em virtude das legislações cada vez mais restritivas, altos custos associados à disposição de lodos em aterros, e aumento das dosagens de produtos químicos para o tratamento de água, têm levado pesquisadores e técnicos na busca de soluções mais econômicas para o tratamento e disposição final de lodos de ETAs (TSUTIYA; HIRATA, 2001).

3.5 Floclador

Segundo a NBR 12216/92, flocladores são unidades utilizadas para promover a agregação das partículas formadas na unidade de mistura rápida em um processo chamado floclação.

Os parâmetros como gradientes de velocidade e tempo de detenção hidráulico constituem-se nos principais fatores intervenientes da floclação. Também englobam como sendo norteadores para as condições e escolha do sistema de floclação: as características da água, a dosagem, o pH de coagulação, mecanismo de coagulação, tamanho das unidades e regime de funcionamento.

Os sistemas de floclação são classificados em mecanizados e hidráulicos, conforme a forma de agitação do meio líquido, capazes de gerar gradientes de velocidade. Os primeiros possuem equipamentos com eixo vertical ou horizontal e podem ser dotados de rotores do tipo paletas, pás ou hélices sendo responsáveis pela agitação do sistema. Enquanto que o floclador hidráulico tem como princípio restringir a área através da qual a água

coagulada deverá passar, aumentando assim o gradiente de velocidade, que proporcionará um maior contato e agregação dos microflocos formando flocos maiores e mais densos. Na literatura, existem vários tipos de floculadores hidráulicos propostos tais como: o de chicana vertical e horizontal, o Alabama, o de escoamento helicoidal, o de meio granular fixo ou expandido, o meio poroso e de bandejas perfuradas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; VIANA, 2006; LIBANIO, 2008).

O floculador de bandejas perfuradas consiste, segundo Viana (2006), na disposição de bandejas igualmente espaçadas entre si e perpendiculares ao sentido do fluxo vertical da água. Ainda segundo Viana (2006), o gradiente de velocidade de cada badeja é calculado de forma semelhante ao cálculo de cortinas distribuidoras em decantadores. Neste trabalho, entretanto, adota-se a terminologia **floculador em cortinas** já que se empregam placas perfuradas igualmente espaçadas e perpendiculares ao sentido do escoamento horizontal da água; disposição esta ainda não reportada na literatura especializada. Ressalta-se que o gradiente de velocidade de cada cortina também é calculado de forma semelhante ao cálculo de cortinas distribuidoras de decantadores.

Novas tecnologias têm sido desenvolvidas a fim de aperfeiçoar a floculação em sistemas de flotação, dentre elas, pode-se citar a de Rosa e Rubio (2005) que criaram dois sistemas de floculador turbulento, um contendo 10 e outro com 20 unidades em zigzag, em que os flocos aerados são encaminhados ao tanque de flotação. Os autores verificaram que a eficiência desse processo é dependente de três variáveis: perda de carga, concentração/tipo do polímero e a taxa de recirculação (fluxo de ar).

3.5.1 Gradiente de velocidade na Floculação

O gradiente de velocidade corresponde a intensidade da diferença entre as velocidade das correntes perpendiculares ao escoamento do líquido (LIBÂNIO, 2008). É o parâmetro mais importante da cinética da floculação. A intensidade e o tempo de mistura influenciam as características físicas da formação dos flocos (SCHOENHALS, 2006). Dessa maneira, gradientes de velocidade maiores, convergem para a formação de flocos mais densos e com menor diâmetro e vice-versa. Isso demonstra a necessidade de se ajustar o gradiente de velocidade com o tempo de floculação, de acordo com o processo posterior, se sedimentação ou flotação (AYOUB, 1996).

Uma maneira de minimizar o efeito do cisalhamento entre os flocos e a sua consequente ruptura, além de elevar a eficiência da floculação, consiste na gradual redução do

gradiente de velocidade ao longo das câmaras, sendo prática adotada desde a década de 1970. Assim, a gradação dos gradientes minimiza a ruptura dos flocos e favorece a agregação das partículas remanescentes (LIBÂNIO; 2008).

A NBR 12216 (ABNT, 1992), que versa sobre o projeto de estações de tratamento de água, recomenda gradientes de velocidade da ordem de 70 s^{-1} a 10 s^{-1} na ausência de ensaios, onde o primeiro compartimento apresente o gradiente máximo (70 s^{-1}) enquanto o último compartimento possua o menor gradiente (10 s^{-1}). Os tanques de floculação devem ser divididos no mínimo em três câmaras associadas em série, de forma que o gradiente de velocidade correspondente a cada câmara tenha valor inferior ou igual ao gradiente do compartimento anterior.

Camp (1961) apud Viana (2006) estabeleceu o cálculo do gradiente de velocidade (G) para cortina distribuidora conforme mostra a Equação 1:

$$G = \frac{D}{S} \sqrt{\frac{U \cdot \pi}{8 C_d \rho X_o}}$$

(1)

Onde:

C_d - coeficiente de descarga (normalmente adota-se valor igual a 0,61)

D- diâmetro do orifício (m);

S- espaçamento entre os orifícios adjacentes (m);

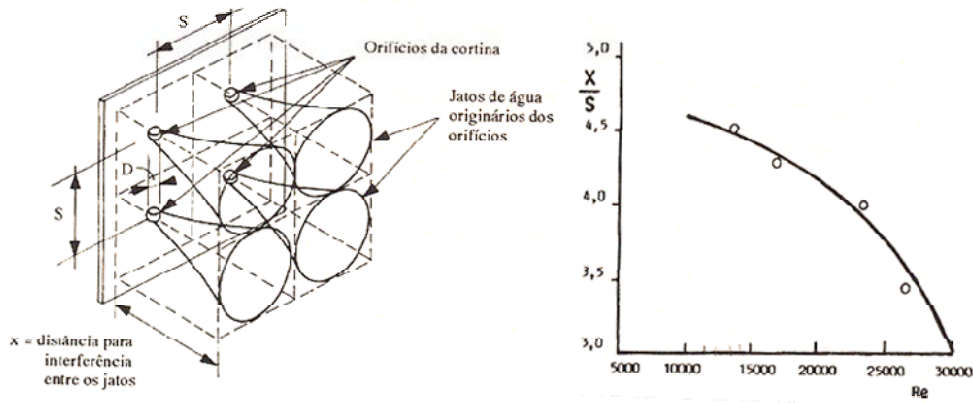
U- velocidade média de passagem de água através do orifício (m/s);

ν - viscosidade cinemática da água (m^2/s);

X_o - distância percorrida entre os jatos até que haja interferência entre eles (m).

Somente após estudos realizados por Di Bernardo e Giorgetti (1980) é que esta equação tornou-se simples, pois a partir destes estudos foi verificado que existe uma correlação entre o número de Reynolds e a distância de alcance dos jatos (X_o), conforme mostra a Figura 2. Assim, o alcance dos jatos torna-se conhecido com base no número de Reynolds. Na equação 1, o dado empírico (X_o) de valor desconhecido, obtido a partir da relação X_o/S pode ser aplicado. Como o espaçamento entre os orifícios (S) é fixo, torna-se possível fazer o dimensionamento das placas de acordo com os critérios de projeto adotados.

Figura 2 - Cortina distribuidora (placa perfurada - à esquerda) e relação X/S do número de Reynolds (à direita).



Fonte: Viana (2006).

A NBR 12216 (ABNT, 1992) recomenda que quando empregado cortina distribuidora (placa perfurada) com objetivo de uniformizar o fluxo de água em tratamento para a entrada de decantadores e/ou elementos tubulares de fluxo horizontal, devem atender as seguintes condições:

- Possuir o maior número de orifícios uniformemente espaçados (S) a uma distância máxima de 0,5m;
- Gradientes de velocidades (G) $\leq 20s^{-1}$.

3.5.2 Tempo de detenção hidráulico (TDH) para floculação

O tempo de detenção hidráulico é calculado a partir da razão entre o volume útil da unidade de floculação e a vazão afluyente a ela. Esse parâmetro representa o tempo necessário à redução do número de partículas desestabilizadas e aumento no tamanho dos flocos no floculador. A NBR 12216 preconiza que na impossibilidade de ensaios, os tempos de detenção para as unidades de floculação devam variar de 20 a 40 minutos. Os ensaios realizados para encontrar o tempo requerido para a floculação devem contemplar o intervalo de 5 a 40 minutos. A avaliação para tempos mais elevados somente se justifica quando verificada baixa eficiência para mais de um coagulante testado (LIBÂNIO, 2008).

3.6 Tecnologia de Tratamento - Flotação

Esta tecnologia é aplicável para a separação entre componentes sólido-líquido ou líquido-líquido, o qual se deseja remover partículas de baixa densidade como sólidos em suspensão e microrganismos.

Inicialmente, a aplicação desta tecnologia foi utilizada para o processamento mineral (ROSA; RUBIO, 2005). Nos anos de 1960, esta técnica passou a ser utilizada na indústria de papel para o descoramento de seus resíduos e também para a remoção de materiais com densidade específica inferior à da água, tais como gorduras, óleos e graxas (VASHISTH *et al.*, 2011). Além destes empregos, a FAD é comumente empregada com sucesso no tratamento de água potável, efluentes industriais e espessamento de lodo (HAMI; AL-HASHIMI; AL-DOORI, 2007)

A eficiência deste processo está no fato de que materiais de baixa densidade se aderem as bolhas de ar, seja por adsorção ou absorção, formando aglomerados que ascendem à superfície e separam-se da fase líquida, constituindo o material flotado, que possui característica de lodo adensado com menor teor de água. Este processo depende do tipo de efluente, da química interfacial, dos fenômenos de agregação e parâmetros operacionais (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002).

Ressalta-se que o processo de flotação é determinado por 4 etapas básicas (WANG *et al.*, 2010):

- 1.) Geração de bolhas no líquido;
- 2.) O contato entre a bolha e a partícula;
- 3.) Fixação da partícula na bolha, e;
- 4.) Razão ar/sólido (A/S).

Segundo Shammass e Bennett (2010), a tecnologia flotação existe basicamente em cinco variações de sistemas, sendo a sua classificação baseada no método em que as bolhas são formadas, sendo eles:

1. Flotação por Ar Dissolvido (FAD) - O gás é dissolvido sob pressão na água, formando uma água super saturada, sendo liberado na forma de bolhas como um resultado da redução da pressão, ocasionada por válvulas do tipo agulha.
2. Flotação por Ar Induzido ou Disperso (FIA) - O gás e o líquido são misturados mecanicamente para induzir a formação de bolha no líquido, seja por impulsores de alta velocidade ou por um bocal de Venturi.
3. Espuma - O gás é diretamente injetado no fluido por meio de um borrifador.
4. Eletro-Flotação - As bolhas são geradas por meio de eletrólise da água.
5. Vácuo - O ar é liberado a partir de uma solução saturada por uma pressão negativa.

Somente os quatro primeiros são utilizados industrialmente em qualquer extensão para o tratamento de águas residuais. No Brasil, unidades de flotação tem rapidamente ampliado suas aplicações em diversas áreas, podendo ressaltar principalmente no tratamento de água, águas residuais e águas de reúso. Como exemplo, pode-se citar o emprego da flotação no tratamento de águas de lazer (lagoas, rios, água do mar), no tratamento da água de lavagem de veículos, tratamento da drenagem ácida de mina, tratamento de água potável e de efluentes industriais e esgotos sanitários (TESSELE *et al.*, 2005; RUBIO; CARISSIMI; ROSA, 2007). O tempo médio de detenção na câmara de flotação tem sido adotado entre 5 e 30 minutos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.6.1 Flotação por Ar dissolvido (FAD) e suas aplicações

É um dos métodos de flotação, o qual ganhou popularidade desde 1924, através de sua aplicação em processos industriais de papel e recuperação de fibras (JIN, 2004). FAD é uma técnica de separação comprovada para tratamento de água potável e água residuária em muitos países europeus, sendo uma tecnologia que tem recebido interesse devido à sua elevada eficiência de remoção de sólidos e facilidade de projeto (BUNKER *et al.*, 1995).

A procura por um tratamento rápido e eficaz fez a técnica FAD ser de grande interesse para diferentes aplicações industriais, tais como: clarificação de águas residuais de refinaria (HAMI; AL-HASHIMI; AL-DOORI, 2007; SANTO *et al.*, 2012), tratamento de resíduos de ETAs (BOURGEOIS; WALSH; GAGNON, 2004), tratamento de cursos d'água poluídos (COUTINHO, 2007; PINTO *et al.*, 2011), remoção de *Cryptosporidium* (FRENCH

et al., 2000) e tratamento de águas de lavagem de ônibus (RUBIO; ZANETE; ALVARES, 2007).

De acordo com Rodrigues e Rubio (2007) as principais aplicações da FAD são a remoção de óleos (emulsionado ou não), metais pesados e o tratamento para a reutilização ou recirculação das águas de processo.

O princípio que envolve o processo de tratamento da FAD é o fato de que bolhas de ar, produzidas pela despressurização de uma corrente aquosa saturada com ar em uma pressão acima da pressão atmosférica (3 a 6 atm), são utilizadas para capturar partículas dispersas em meio aquoso utilizando a força do empuxo (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002; ENGLERT, 2008). Isso confere uma diminuição na densidade aparente das partículas suspensas comparada ao meio em que se encontram, permitindo-lhes flutuar até a superfície (flotar) ou a interface líquido/ar onde são removidos.

Segundo Shammas e Bennett (2010) para o dimensionamento de um sistema de flotação por ar dissolvido, devem-se levar em consideração as seguintes variáveis de projeto:

1. Fluxo de ar;
2. Tamanho das bolhas;
3. Projeto hidráulico da câmara de flotação;
4. Concentração dos sólidos em suspensão;
5. Produtos químicos adicionados;
6. Temperatura;
7. Tempo de residência, e;
8. Taxa de recirculação da água saturada (TR).

De acordo com Edzwald (2005) a FAD não deve ser considerada como um processo isolado, mas integrado no desenho e operação da estação de tratamento. Este conceito demonstra que a floculação em FAD tem exigências diferentes quanto ao tamanho dos flocos quando comparado com a sedimentação, haja vista que os primeiros apresentem flocos para que a densidade do agregado partícula-bolha seja inferior à densidade do meio líquido.

De acordo com Coutinho (2007) os princípios básicos para o funcionamento da FAD, se resumem no contato das partículas sólidas com as bolhas de ar dissolvidas no líquido e no seu conseqüente arraste para a superfície, dependendo de um cuidadoso controle dos parâmetros de projeto, determinados em função das características do afluente a ser tratado. Dentre esses parâmetros destacam-se a taxa de aplicação superficial, o tempo de detenção no

tanque de flotação, o tamanho das bolhas, a taxa de recirculação do líquido pressurizado com ar, a pressão na câmara de saturação e da quantidade de ar fornecida em relação à massa de sólidos em suspensão no líquido (relação A/S). Ainda assim, como a flotação é sempre precedida da etapa de coagulação-floculação, os parâmetros dessa fase também devem ser controlados, com destaque para o gradiente de velocidade, tempo de detenção e, ainda, as dosagens de coagulantes.

A FAD pode ser classificada em três tipos dependendo do método de pressurização empregado para a saturação com ar dissolvido, sendo eles:

- a) Pressurização Total do Aflente: ocorre quando toda a sua vazão é pressurizada na câmara de saturação;
- b) Pressurização parcial do aflente: apenas uma parcela do líquido (aflente ou água tratada) é pressurizada;
- c) Recirculação e pressurização de parcela do efluente: parte do efluente clarificado é pressurizado, saturado com ar e introduzido na câmara de flotação.

3.6.1.1 Câmara de saturação e Formação das microbolhas

É característica dos sistemas de flotação a saturação de água tratada (ou efluente clarificado) com o ar proveniente de um compressor, em uma unidade especial denominada Câmara de Saturação. Nela, a introdução de ar e água em uma dada pressão absoluta P , o ar se dissolve na água até uma concentração de saturação C_{sat} conforme a Lei de Henry de acordo com a Equação 2:

$$C_{sat} = n K_H P \quad (2)$$

Onde:

n - eficiência do tanque de saturação;

K_H - a constante da lei de Henry;

P - pressão absoluta.

A solubilidade do ar na água é diretamente proporcional à pressão e inversamente proporcional a temperatura.

As microbolhas são formadas através da variação da pressão da água recirculada pré-saturada com ar, em pressões normalmente de 3 a 6 atm, e reduzidas a pressão atmosférica. O emprego de uma pressão de saturação de 2 atm em um sistema convencional de Flotação por Ar Dissolvido pode ser viável desde que seja aplicado surfactantes a fim de reduzir a tensão superficial de ar/água no saturador (FÉRIS *et al.*, 2001).

A passagem da água saturada através de válvulas do tipo agulha ou orifícios especiais promove à formação de microbolhas a jusante da constrição devido à redução da pressão (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002; RODRIGUES; RUBIO, 2007). Estas microbolhas podem ser constituídas por ar, oxigênio e ozônio conforme estudos realizados por Liu *et al.* (2011).

Jin (2004) considera que os bicos injetores de ar e a câmara de saturação são os componentes mais críticos para garantir a viabilidade e o sucesso do processo de FAD. Leppinen e Dalziel (2004) observaram que o agrupamento das bolhas, fenômeno conhecido como coalescência, desempenha um papel importante na flotação por ar dissolvido, e que microbolhas (bolhas com diâmetro inferior a 100 μm) são preferencialmente incorporadas neste processo, potencializando a flotação. Em contrapartida, a formação de média e macrobolhas (bolhas com diâmetro de 300 a 1500 μm) pode reduzir a eficiência do processo.

Por outro lado, Rubio *et al.* (2002, 2003) comenta que a utilização de bolhas média e macrobolhas são ótimas para a flotação de minerais, enquanto que as microbolhas são requeridas quando as partículas não são grandes e densas. Ljunggren e Jönsson (2003) e Leppinen, Dalziel e Linden (2001) corroboram o pressuposto de que a eficiência do processo é favorecida quando se utiliza bolhas maiores para a remoção de partícula maiores. Han *et al.* (2002) verificaram que o tamanho da bolha é um dos fatores mais importantes que afetam a eficiência do processo, apresentando uma melhor eficiência de remoção quando as dimensões das bolhas e partículas são semelhantes.

Rykaart e Haarhoff (1995) ao estudarem o comportamento dos bicos injetores de ar na flotação por ar dissolvido elucidaram um modelo conceitual composto por duas fases simples para explicar o crescimento inicial das microbolhas após o decréscimo da pressão devido à constrição. Comentam que a primeira fase é caracterizada pela expansão das bolhas a partir de centros de nucleação existentes, não havendo a coalescência entre as bolhas. Esta fase é finalizada quando todo o ar em excesso é transferido para a fase gasosa. Enquanto que na segunda fase, o volume total de ar permanece o mesmo, mas as bolhas continuam a crescer devido o fenômeno da coalescência. Estudos quanto aos parâmetros de pressão e recirculação

realizados por Tai e Doo (1997) concluíram que o tamanho dos poros de um difusor não afeta significativamente a eficiência do adensamento de lodo por FAD.

3.6.1.2 Contato e Agregação Partícula-Bolha ou Floco-Bolha

A lei que governa a separação de partículas por flotação, é a lei de Stokes, a qual se refere à força de fricção experimentada por objetos esféricos que se movem em fluido viscoso, num regime laminar com valores baixos de números de Reynolds.

Segundo Lundh, Jonsson e Dahlquist (2002), o processo da flotação é compreendido por duas zonas: a zona de contato e a zona de separação, onde cada uma possui mecanismo diferenciado. A zona de contato (ou zona de reação), conforme sua nomenclatura, região onde é injetada a água saturada capaz de fornecer o contato e a fixação das bolhas com os flocos (agregação) geralmente ocupa um compartimento isolado, enquanto que na zona de separação, os aglomerados (floco/bolha) formados são separados da fase líquida. Assim, o sistema DAF apresenta-se com duas funções: fornecer as colisões ou oportunidades de contacto entre as bolhas de ar e os flocos e a outra é proporcionar a remoção dos agregados floco-bolha (EDZWALD, 2006). A zona de contacto é assumida como sendo importante para a função de remoção das partículas, uma vez que se acredita ser o local para a agregação de bolhas e flocos. Os seus resultados mostraram que o fluxo na zona de contacto foi caracterizado por ser uma região turbulenta. De acordo com Mun, Park e Han (2006) a formação de flocos em fluxo turbulento afeta positivamente a eficiência da remoção de partículas.

Kitchener e Gochin (1981) sugeriram que deve existir uma turbulência suficiente para proporcionar oportunidades adequadas de colisões entre bolhas e flocos e agregações entre si. Eles também sugeriram que o fluxo do fluido deve ser pistonado e que a zona de contacto deve ser isolada da zona de separação. Contudo, regiões de elevado cisalhamento devem ser evitadas devido a evitar a coalescência das bolhas e correr o risco do floco ser quebrado, desprendendo-se das bolhas (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002).

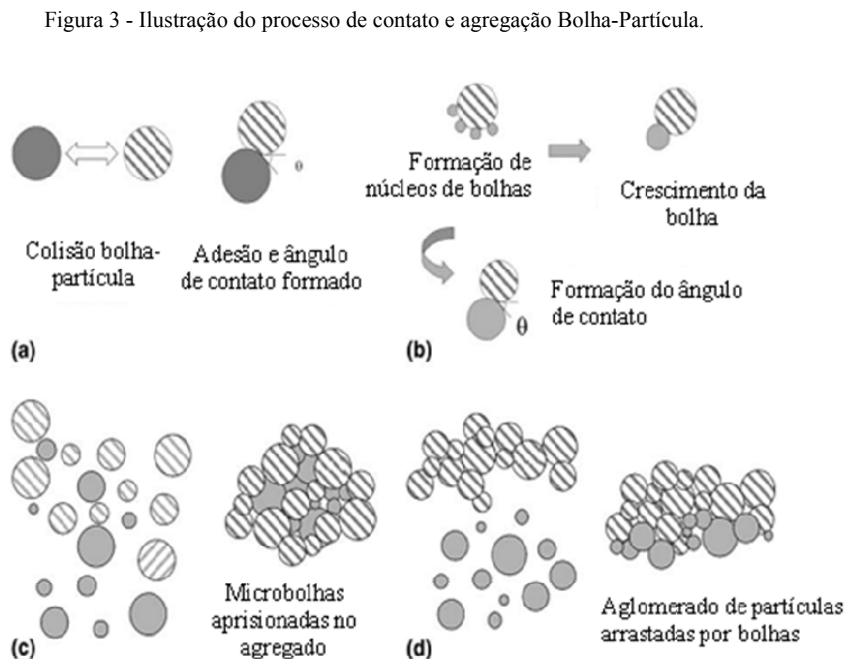
De acordo com Moruzzi e Reali (2010) a zona de contato tem um papel importante no desempenho da flotação por ar dissolvido (FAD) e tem sido recentemente assunto de muito interesse. Uma das mais importantes etapas do processo FAD nesta zona é a formação do agregado bolha/floco, que depende de vários fatores que definem a colisão bolha/floco e eficiência na aderência. Dentre estes fatores, a distribuição do tamanho da microbolha no interior da zona de contacto tem sido identificada como uma questão muito

importante, sendo dependente: da pressão na câmara de saturação, da temperatura, do pH, da recirculação, da despressurização e da tensão superficial.

Para Matiolo e Rubio (2003) a probabilidade com que a flotação ocorre depende da probabilidade de colisão entre bolhas e partículas e a probabilidade de adesão destas após a colisão, sendo a interação entre bolha-partícula impulsionada principalmente por interações físico-químicas.

A agregação entre bolha-partícula ocorre após colisões e posterior adesão entre si das fases gasosa e sólida sob um ângulo de contato (θ), onde este ângulo pode ser usado como uma medida da hidrofobicidade do sólido. Para uma adesão satisfatória, são necessários ângulos de contato de pelo menos 50° a 75° , enquanto que, para uma boa adesão às bolhas, o ângulo de contato deve ser preferencialmente superior a 90° (MASSI *et al.*, 2008).

Após a adesão permanente entre bolha(s)-partícula(s), são aderidas bolhas na superfície da partícula formando pequenos núcleos de bolhas. Estes crescerão e serão aprisionados entre agregados de flocos, conforme mostra a Figura 3.



Fonte: Adaptado de Rubio, Souza e Smith (2002).

O aumento na taxa de ascensão do aglomerado bolha/partícula ou bolha/liquido é favorecido quando ocorre redução na densidade do mesmo. Isso acontece quando há o

encapsulamento da partícula sobre a bolha, ou quando esta se encontra envolvida por flocos. Para aumentar o tamanho médio da partícula e, assim, aumentar a taxa de agregação com as bolhas de ar, as partículas são normalmente tratadas com um agente floculante ou coagulante. (SHAMMAS; BENNETT, 2010; VASHISTH, 2011).

3.6.1.3 Taxa de Aplicação Superficial e Taxa de Recirculação

A Taxa de Aplicação Superficial (TAS) é considerada como um parâmetro fundamental para o adequado desempenho da flotação, pois está diretamente relacionada com a velocidade ascensional das bolhas de ar (COUTINHO, 2007). De acordo com Richter (2001) a TAS corresponde a relação entre a vazão (afluente acrescida da vazão de recirculação), referida a uma determinada unidade da ETA, e a área da sua superfície útil, sendo definida pela Equação 3:

$$TAS = \frac{Q + q}{A}$$

Onde:

Q- vazão afluente (m³/h);

q- vazão de recirculação da água saturada (m³/h);

A- corresponde a área do tanque de flotação (m²).

Coutinho (2007) observou na literatura que as taxas de aplicação superficial para a FAD podem variar de 70 a 375 m³/m².dia, correspondendo a velocidades de flotação de 5 a 25 cm.min⁻¹, combinadas com taxas de recirculação de 10 a 30% da vazão afluente. Di Bernardo (1993), em suas experiências no tratamento de água, obteve resultados satisfatórios com taxas de aplicação superficial na faixa de 100 a 300 m³m⁻²dia⁻¹ que correspondem a velocidades ascensionais de flotação de 7,2 a 21,6 cm.min⁻¹. De acordo com Marques, Camelo e Brandão (1999) a flotação é a alternativa mais recomendada para o tratamento de água de lavagem de filtros quando empregado taxas de aplicação superficial acima de 15 m³m⁻²d⁻¹.

A Taxa de Recirculação (TR), ou razão de recirculação, consiste na razão entre a vazão de água saturada recirculada (q) encaminhada a câmara de flotação e a vazão da unidade de flotação (Q), conforme mostrada na equação 4:

$$TR = q \frac{Q}{Q} \quad (4)$$

A quantidade de ar fornecida à câmara de flotação pode ser variada mediante a alteração da taxa de recirculação, da pressão na câmara de saturação ou por ambas. Os valores de TR variam conforme o material a ser removido. Para tratamento de esgotos domésticos e industriais estes valores podem superar 50% enquanto que, para lodos ricos em hidróxido de alumínio ou de ferro e água de lavagem de filtros, normalmente empregam-se valores de 6 a 15% (RICHTER, 2001). No entanto, Mahmoodiam *et al.* (2007) ao tratar água de lavagem de filtros utilizando a técnica de FAD encontrou como mais econômica a taxa de recirculação igual a 20% para remoção de turbidez (superior a 95%), carbono orgânico total (aproximadamente 70%) e bactérias (72%), empregando pressão de saturação de 5 atm.

3.6.1.4 Relação AR / SÓLIDO (A/S)

O parâmetro que regula a taxa de crescimento do agregado partícula-bolha consiste na relação ar / sólidos, que é definida como a massa de ar presente na água saturada a ser recirculada em função da massa de sólidos presentes na água afluenta. Constitui em um dos parâmetros mais importantes da FAD. De acordo com Richter (2001) o seu valor pode ser encontrado relacionando-o com a taxa de recirculação, conforme mostra a equação 5:

$$TR = \frac{q}{Q} = m_A \frac{C}{S C_x}$$

Onde:

C - concentração de sólidos suspensos na amostra em mg/L;

$\frac{m_A}{S}$ - massa de ar / massa de sólidos suspensos no lodo

TR - taxa de recirculação;

C_a - concentração de ar na água saturada (água recirculada) em mg de ar/L; obtido através da Equação 6:

$$C_a = K_h(rP - 1) \quad (6)$$

Onde:

K_h - constante de Henry;

r - eficiência da câmara de saturação (normalmente considera-se 90%);

P - pressão absoluta.

Como a quantidade de ar a ser aplicada na flotação depende das características do aflente (concentração de sólidos) e das condições geoclimáticas (temperatura, altitude e pressão atmosférica), esta quantidade é calculada para cada caso de aplicação da FAD.

Os valores encontrados na literatura quanto à relação A/S encontram-se na faixa de 0,005 a 0,06 para águas residuárias, as quais se apresentam com elevados valores de suspensos (CAMPOS; REALI, 1985).

3.6.2 Técnicas emergentes na Flotação por Ar Dissolvido

De acordo com Haarhoff e Edzwald (2004) e Rubio *et al.* (2002, 2003) a grande tendência em sistemas de tratamento por flotação, é tentativa de diminuir o tempo de floculação sem alterar a eficiência do processo, culminando em unidades de tratamento mais compactas e eficazes.

Recentemente, novos arranjos de unidades têm sido desenvolvidas com sucesso para o tratamento de água e reuso de efluentes industriais, visando uma rápida floculação e flotação. Estas tecnologias são: Reator Gerador de Flocos (FGR), aerado ou não, Floculação em ziguezague seguida por Flotação (FF), Flotação por Bolhas Aceleradas (*bubble accelerated flotation* – BAF) , Flotação por Adsorção de Partículas (APF) (FÉRIS *et al.*, 2001; CARISSIMI; RUBIO, 2005; RUBIO; CARISSIMI; ROSA, 2007)

Raeli e Marchetto (2001) estudaram uma unidade de FAD contendo placas paralelas inclinadas (ângulo de 60 e 70°) integrando a flotação por ar dissolvido de alta taxa

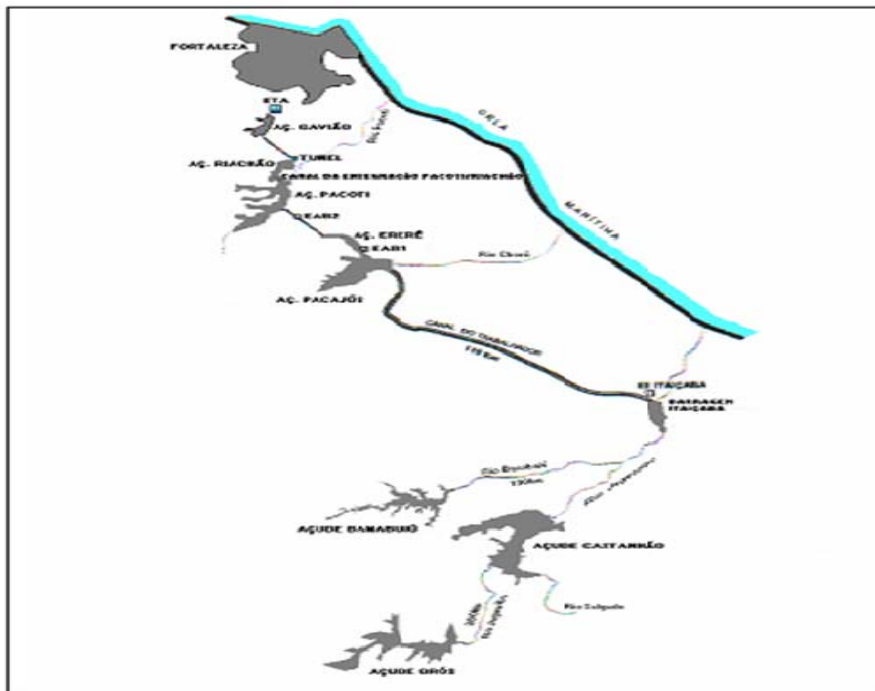
(HRDAF), para o tratamento de água de cor e turbidez baixa. A unidade apresentou eficiência de remoção de cor em 90%, 88% em turbidez e 94% em sólidos suspensos totais.

3.7 Estação de Tratamento de Água - ETA Gavião – CAGECE

A Estação de Tratamento de água do açude Gavião, pertencente à Companhia de Abastecimento de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), foi inaugurada em setembro de 1981 e corresponde a principal unidade produtora de água potável da Cagece por abastecer a região metropolitana do estado.

Entrou em funcionamento no mesmo ano, com capacidade de tratamento máxima de $4,5\text{m}^3/\text{h}$, sendo utilizada a tecnologia de tratamento convencional (ciclo completo). Neste período de início do funcionamento da estação, era utilizado o conjunto de mananciais de água bruta formado pelos açudes Gavião, Pacoti e Riachão. Em outubro de 1994 esse sistema foi ampliado com a construção do açude Pacajus e com a transposição, através do Canal do Trabalhador, de água do rio Jaguaribe para o conjunto de mananciais que abastecem a região metropolitana de Fortaleza. O Jaguaribe é um rio de escoamento intermitente transformado em rio perene através dos açudes Orós, Castanhão e Banabuiú (SALES, 2005). Atualmente um novo canal de transferência que interliga o Açude Castanhão ao sistema de mananciais originais, está em uso, aumentando a disponibilidade de água bruta para um número superior a $15\text{m}^3/\text{s}$ (CAGECE, 2011). Durante esta pesquisa a vazão média da estação foi de $7,8\text{m}^3/\text{s}$.

Figura 4 - Esquema do conjunto de mananciais que compõem o abastecimento da ETA Gavião.



Fonte: Sales, 2005.

Figura 5 - Vista aérea da Estação de Tratamento de Água Gavião.



Fonte: Berto, 2007.

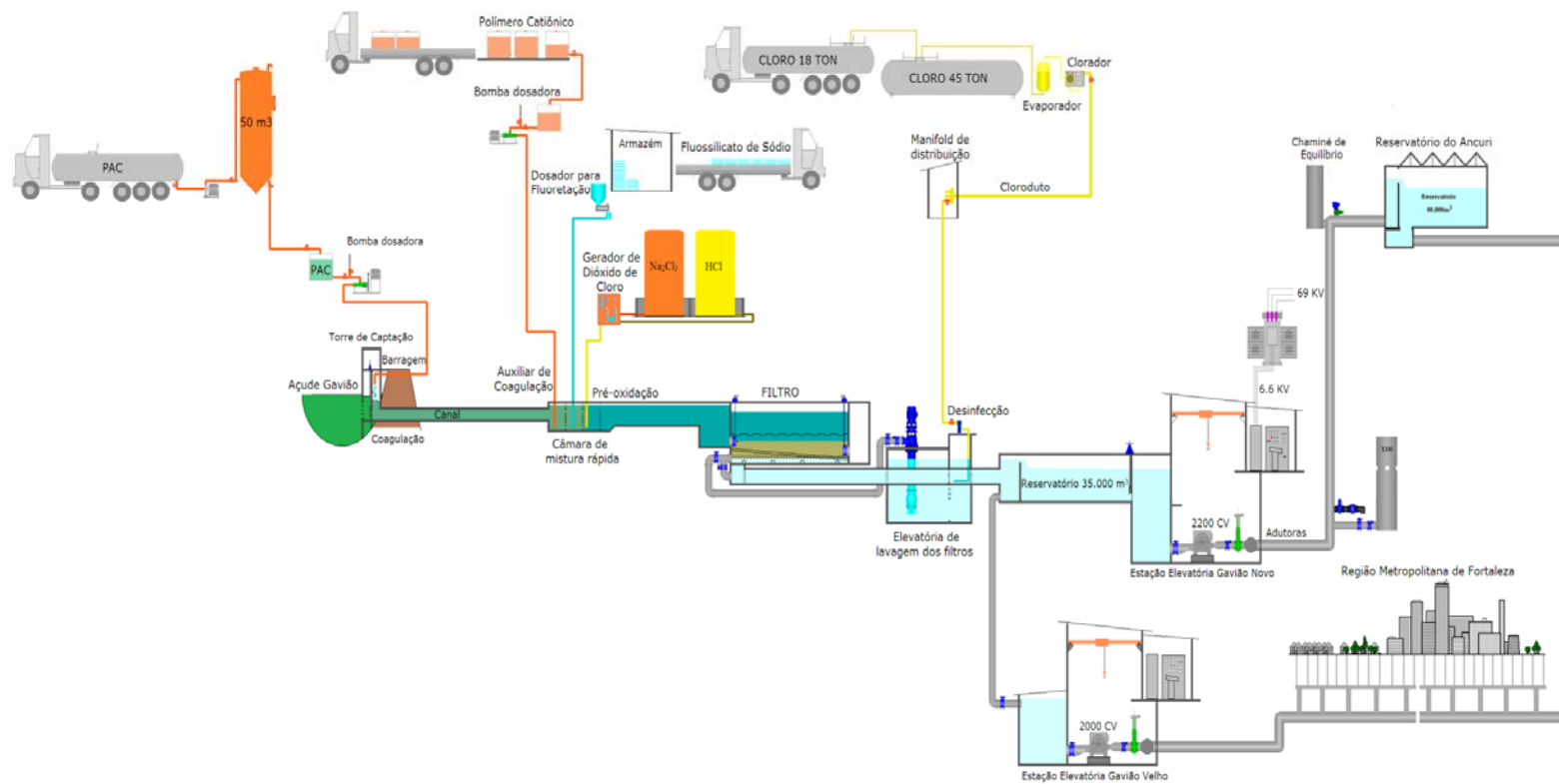
Desde o início da operação da ETA Gavião, diversas alterações foram realizadas para adequar a estação à crescente demanda por água potável. Em dezembro de 1995, a estação passou por uma modificação fundamental, quando foi implantado o sistema de filtração direta descendente como tecnologia de tratamento, haja vista que de acordo com

estudos realizados por Sales *et al.* (2005), este tipo de tratamento é indicado para águas com baixa turbidez, característica similar a água afluyente a estação.

A mudança de tecnologia na ETA Gavião permitiu o aumento da capacidade de tratamento obtendo menores custos operacionais e continuando a atender integralmente os requisitos de potabilidade. A ETA Gavião utiliza como agente de coagulação o Hidroxi Cloreto de Alumínio, conhecido comercialmente como Policloreto de Alumínio (PAC) e como auxiliar de coagulação um polímero catiônico. A pré-desinfecção é realizada através da dosagem de Dióxido de Cloro enquanto que a pós-cloração é através da dosagem de Cloro, e a fluoretação para a prevenção de cáries é realizada através da dosagem de Ácido Fluossilícico. O esquema do processo de tratamento está demonstrado na Figura 6.

A ETA Gavião contém 16 unidades filtrantes preenchidas com areia cujo tamanho efetivo é $TE=0,7$ e coeficiente de desuniformidade de $CD=1,4$, com fundo falso tipo viga Califórnia. Cada filtro possui área de $140m^2$. O seu leito filtrante possui 80cm de altura e durante a lavagem ascensional e superficial sofre expansão de 20%. A lavagem é realizada somente com água tratada de forma ascendente e por jatos superficiais, com vazão média de $7300 m^3h^{-1}$ e $1400 m^3h^{-1}$, respectivamente. A duração da lavagem é de cerca de 6 a 9 minutos. O tempo de carreira de filtração, no período do experimento variava entre 6 e 8 horas.

Figura 6 - Processo de funcionamento da ETA Gavião, Pacatuba – Ceará.



Fonte: Cagece, 2012.

Figura 7 - Fotografia do filtro de areia descendente nº16 em operação na ETA Gavião.



Fonte: Da autora.

Novos estudos têm sido realizados no Centro de Pesquisa de Tecnologias de Tratamento de Água, localizado na ETA Gavião da CAGECE, a fim de que a companhia de abastecimento do Estado esteja sempre estudando tecnologias para o tratamento de água, otimização de análise e tratamento de efluente (CHAVES; NETO; SALES, 2011; LIMA, 2011; PONTE, 2011; SAMPAIO, 2010).

3.7.1 Tratamento e disposição do efluente gerado pela ETA Gavião - Wetland Treatment System – “Sistema de Terras Úmidas”

O efluente gerado da ETA Gavião é essencialmente oriundo das operações de lavagens dos filtros onde é descartado em terreno de propriedade da CAGECE, a jusante da estação. Através do sistema de drenagem natural este efluente escoava para o leito do rio Cocó. Diante desse contexto, o tratamento dos resíduos da ETA Gavião ocorre por via de um *Wetland* natural, isto é, “sistema de terras úmidas”.

A depuração do lodo no *Wetland* se dá através: da ação de filtração mecânica – que é dependente da granulometria e composição do solo; da retenção de cátions e ânions – relacionada a capacidade de troca iônica do solo; e da ação biológica – realizada pelos microrganismos presentes no solo e pelo requerimento de nutrientes para o crescimento das plantas.

De acordo com Silveira Neto (2006) o sistema de terras úmidas da ETA Gavião surgiu espontaneamente, após a zona de descarga dos efluentes, através de um processo de seleção natural de plantas aquáticas e, cuja planta predominante é a taboa, que promove o polimento destes efluentes, diminuindo o seu volume devido à evapotranspiração, produzindo biomassa nativa útil à fauna e ao homem além de apresentar uma excelente integração paisagística.

As características topográficas avaliadas por Berto (2007) demonstra que o terreno, na área alagada, apresenta-se relativamente plano, com profundidades da lâmina de água relativamente pequenas, onde os valores médios predominantes variam de 0,20 a 0,40 metros. Tem-se que área alagadiça total considerada corresponde a 231.696,74 m²; a profundidade máxima é 1,57 m; profundidade média de 0,30 m e profundidade mínima de 0,21 m.

Berto (2007) ao avaliar o tratamento e disposição das águas de lavagens da ETA Gavião durante dezessete meses verificou que o sistema *Wetland* tinha a capacidade de exercer efeito de autodepuração sobre estas águas e que os resultados das análises físico-químicas revelaram-se compatíveis com as normas ambientais vigentes. Contudo, Lima (2009) ao avaliar a eficiência desse mesmo sistema, verificou ineficiência para os parâmetros: cloreto, sulfato, amônia e *E.coli*, além dos parâmetros cor e sólidos dissolvidos não terem atendidos aos valores estabelecidos pela Resolução nº 357/05 do CONAMA (CONAMA, 2005).

Diante destes resultados a CAGECE estuda nova alternativa de tratamento para o efluente da ETA Gavião para que o mesmo esteja em consonância com os requisitos legais quanto aos padrões de lançamento em corpos de água como disposição final.

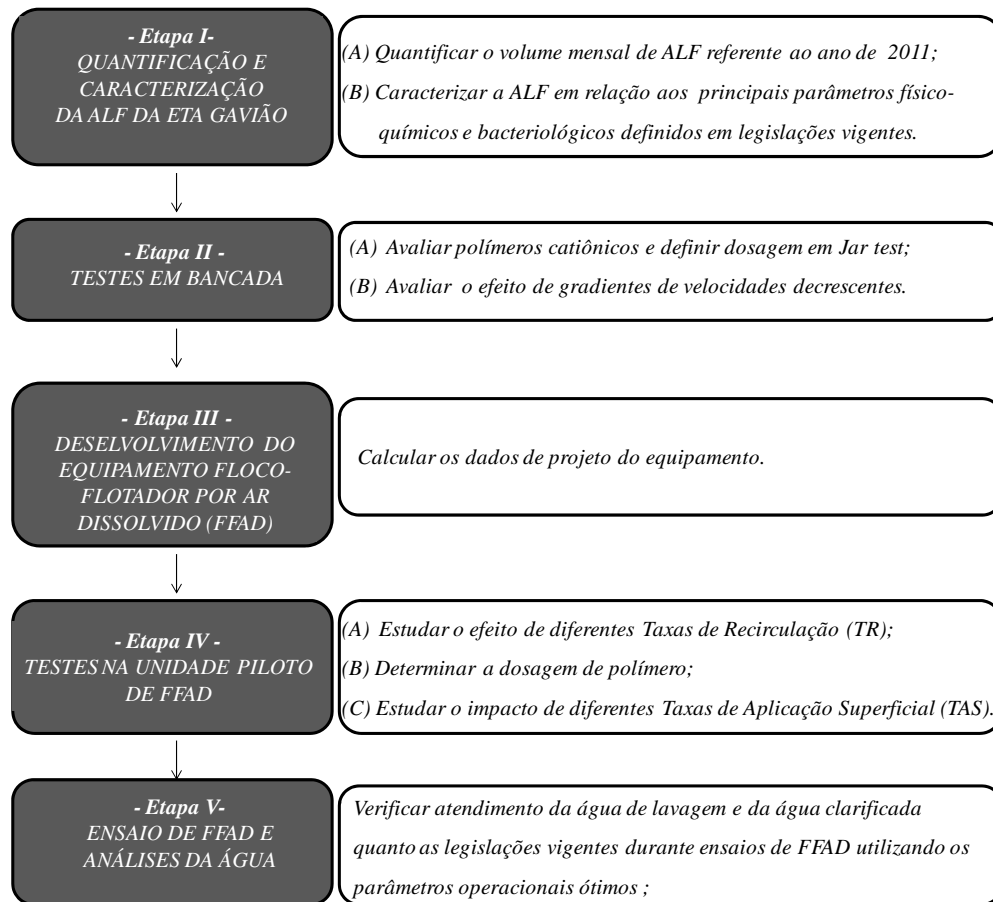
4 MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Água – ETA Gavião – que é responsável pelo abastecimento de água na região metropolitana de Fortaleza. Pertence à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), localizada no município de Pacatuba. A referida ETA utiliza como tecnologia de tratamento de água a filtração direta descendente através de dezesseis unidades filtrantes constituídas por areia quartzolítica, com vazão média de tratamento igual a $7,8\text{m}^3/\text{s}$. O objeto de estudo nesta pesquisa é o efluente da estação, o qual corresponde à água de lavagem dos filtros, que é obtida durante o procedimento de limpeza das unidades filtrantes após a sua saturação. É importante ressaltar que este efluente encontra-se essencialmente na fase líquida, sendo denominado neste trabalho de água de lavagem dos filtros, cuja sigla é ALF, enquanto que a designação de lodo corresponde aos sólidos suspensos provenientes da água de lavagem quando submetido ao processo de adensamento por flotação.

A realização desta pesquisa ocorreu conforme o organograma mostrado na Figura 8, o qual consistiu em estudar o tratamento do efluente proveniente da lavagem apenas do filtro nº 16 da ETA Gavião, por questões de infraestrutura e proximidade à unidade piloto construída no Centro de Pesquisas da Cagece na ETA Gavião.

A escolha da técnica de flotação por ar dissolvido para o tratamento da água de lavagem dos filtros oriunda da ETA Gavião deve-se ao fato de que o manancial de captação da água bruta (açude Gavião) da estação vem apresentando significativas modificações na qualidade da água, principalmente devido à presença excessiva de algas (VIDAL, 2011). Dessa forma, as características da água bruta são refletidas nas características da água de lavagem dos filtros. Diante desse contexto, a tecnologia da flotação apresenta ser compatível com as características do efluente estudado, por ser uma técnica que suporte variações nas características da água afluyente, principalmente quando se tem riqueza em materiais com baixas densidades, como exemplo, as algas.

Figura 8 - Organograma da pesquisa.



Fonte: Da autora.

4.1 Etapa I - Quantificação e caracterização da água de lavagem do filtro (ALF) da ETA Gavião

4.1.1 Etapa I A – Quantificação do volume mensal da ALF no período de 2011

Primeiramente, buscou-se tomar conhecimento do volume gerado da ALF através de dados disponibilizados pela Cagece a partir de seus relatórios técnicos mensais referentes

ao ano de 2011. Foram interpretados os volumes de água tratada produzida, volume de água coagulada acima do leito filtrante que é drenado anterior a operação de lavagem, volume de água tratada utilizada para a lavagem ascensional e superficial dos filtros, a fim de obter a média mensal correspondente ao percentual de água consumida para as lavagens dos filtros da estação. Desta forma, o volume descoberto correspondeu ao volume do efluente (ALF) gerado durante o processo de limpeza das unidades filtrantes da ETA Gavião.

4.1.2 Etapa I B – Atendimento da ALF quanto às restrições ambientais do CONAMA e SEMACE

Os resultados de monitoramento da ALF durante o ano de 2011 realizados pela CAGECE foram cedidos a esta pesquisa a fim de que o efluente da ETA Gavião fosse caracterizado anterior ao seu tratamento via *Wetland*. A partir desses dados, pode-se também verificar seu atendimento quanto aos padrões de lançamento em corpos hídricos para os parâmetros: pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, demanda química de oxigênio, temperatura, alumínio e *E. coli*, estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE).

4.2 Etapa II - Ensaios de bancada para a tratabilidade da ALF em Jarrest

Nesta etapa foi avaliada a utilização de polímero com função de auxiliar a floculação. Em equipamento Jar Test da marca Nova Ética, modelo 218, dotado de 6 jarros com capacidade individual para 2L e paletas com tamanho 7,5cm x 2,5cm foi realizado ensaio de tratabilidade da ALF.

As amostras provenientes desta etapa foram coletadas através de drenos a uma altura de 7 cm do nível da água com velocidade de sedimentação de 3,5cm/min. Para avaliar a eficiência destes ensaios, foi adotado o parâmetro turbidez como indicador para a escolha do melhor polímero e dosagem.

4.2.1 Etapa II A – Avaliação de polímeros catiônicos e dosagens

Neste estudo, foi inicialmente avaliada a capacidade de tratamento de dois polímeros catiônicos com função de auxiliar de floculação: o polímero levemente catiônico FO 4140 e o FO 4350 com carga catiônica média, fabricados pela empresa SNF Floerger. As soluções de polímeros eram preparadas com água tratada a 0,1 % m/v e dosadas através de bombas dosadoras. O polímero que promovesse menor valor de turbidez remanescente e consequentemente maior eficiência em remoção de turbidez, contra uma menor dosagem seria objeto de estudo para as etapas posteriores. É importante ressaltar que não houve adição do coagulante Cloreto de Polialumínio (PAC), pois este já é adicionado durante o tratamento da água, numa dosagem média de $7,1 \text{ mg.L}^{-1}$, estando já desestabilizadas (coaguladas) as partículas retidas no filtro. Não foi necessária dosagem de alcalinizante, pois o pH da água de lavagem encontrava-se em média igual a 7,8.

Para os ensaios de tratabilidade em jar test foram utilizados os seguintes parâmetros baseados em Libânio (2008), NBR 12216 (1992) e AWWA/ASCE (1998):

- a) Dosagens de polímero em mg.L^{-1} : 0 - 0,5 - 1,0 - 1,5 - 2,0 - 3,0;
- b) Tempo de mistura rápida: 10s;
- c) Velocidade de agitação na mistura rápida: 300 rpm;
- d) Gradiente de velocidade na mistura rápida: 600s^{-1} ;
- e) Tempo de floculação (mistura lenta): 20 minutos;
- f) Gradiente de velocidade na mistura lenta: 10 s^{-1} ;
- g) Velocidade de agitação na mistura lenta: 20 rpm;
- h) Velocidade de sedimentação: $3,5 \text{ cm.min}^{-1}$.

4.2.2 Etapa II B – Avaliação do conjunto de Gradientes de Velocidade decrescentes

Nesta etapa, a viabilidade do conjunto de gradientes de velocidade decrescente utilizados para floculação em cortina no equipamento desenvolvido, foi mensurada através da turbidez remanescente em ensaios de *jar test* através do agitador Jar test modelo 218 da Nova Ética. Assim, para esta etapa, foram utilizados os seguintes parâmetros:

- a) Dosagem de polímero: 0,5 e 1,0 mg/L;
- b) Tempo de mistura rápida: 10s;
- c) Velocidade de agitação na mistura rápida: 300 rpm;
- d) Gradiente de velocidade na mistura rápida: 600s^{-1} ;
- e) Velocidades de agitação na mistura lenta: 30-20-15 rpm e 50-32-17 rpm;

- f) Gradientes aproximados na mistura lenta: $19,3 \text{ s}^{-1} / 12,4 \text{ s}^{-1} / 5,6 \text{ s}^{-1}$
 $35 \text{ s}^{-1} / 22,6 \text{ s}^{-1} / 10,15 \text{ s}^{-1}$
- g) Tempo de floculação por câmara: 4 e 6 minutos (correspondente as vazões de 1 e $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente);
- h) Velocidade de sedimentação: $3,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$.

[K1] Comentário: Remover essa informação e colocar em anexo o gráfico de rpm x gradiente do equipamento

O tempo de floculação em Jar test vinculado a cada gradiente de velocidade da câmara de flotação do equipamento foi equivalente ao tempo de detenção hidráulico calculado a partir do volume das câmaras de flotação e das vazões aplicadas na unidade piloto. Esses tempos corresponderam aos tempos de floculação iguais a 6 e 4 minutos, para as vazões de $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente (Tabela 6).

A rotação por minuto (rpm) adotada nestes experimentos corresponderam aos gradientes de velocidade obtidos a partir das características técnicas do agitador mecânico (Anexo I). Concluído o tempo de floculação, a rotação das paletas do *Jartest* era alterada a fim de corresponder ao gradiente de velocidade da câmara de flotação posterior. Assim, o tempo total da floculação correspondeu à soma dos tempos de agitação das amostras para cada gradiente de velocidade, totalizando 18 e 12 minutos, para as respectivas vazões estudadas ($1,0$ e $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

A aplicação de polímero aos jarros em triplicata era realizada de forma simultânea. Após o tempo requerido para a mistura rápida (10 segundos) ajustava-se a rotação conforme o gradiente de velocidade correspondente, durante o tempo de floculação estipulado (4 ou 6 minutos). Ao final da floculação, desligava-se o agitador para iniciar o processo de sedimentação. Ao final dos experimentos, realizava-se a coleta simultânea das amostras de água decantada a fim de verificar a turbidez remanescente.

4.3 Etapa III – Construção do equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido e unidade piloto

O equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD) foi construído e instalado no Centro de Pesquisa de Tratamento de água, localizado na Estação de Tratamento de Água – ETA Gavião – pertencente à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), através do financiamento referente ao projeto de número 460100/09 da (FUNCAP) do edital PPP 04/2009.

O FFDA incorpora em uma única unidade o floculador de cortina vertical, composto por placas em acrílico verticais perfuradas, as quais separam o equipamento em câmaras, utilizada como câmaras de floculação e flotação simultaneamente (Figura 09). Ele possui dimensões de 0,25 m de largura por 1,94 m de comprimento e 0,75m de altura útil, sendo todo construído em acrílico transparente. A formulação matemática requerida para o dimensionamento das placas perfuradas foi utilizada a partir da metodologia já estabelecida para o projeto de cortinas de distribuição de água floculada aplicada aos decantadores, conforme está descrito por Di Bernardo e Giorgetti (1980).

A primeira câmara (à esquerda), denominada câmara de mistura, é utilizada para a introdução da água afluyente (ALF) juntamente com o polímero floculante. A mistura do polímero é promovida pelo gradiente hidráulico da tubulação de entrada. A inserção da água saturada com ar dissolvido ocorre na parte inferior das 3 câmaras centrais, chamadas câmaras de flotação, tendo como objetivo promover o contato e a agregação das microbolhas de ar ao floco em formação. A última câmara, designada de câmara de coleta, é delimitada por uma divisória em acrílico não perfurado, que funciona como uma chicana, sendo utilizada para a coleta da água clarificada (AC).

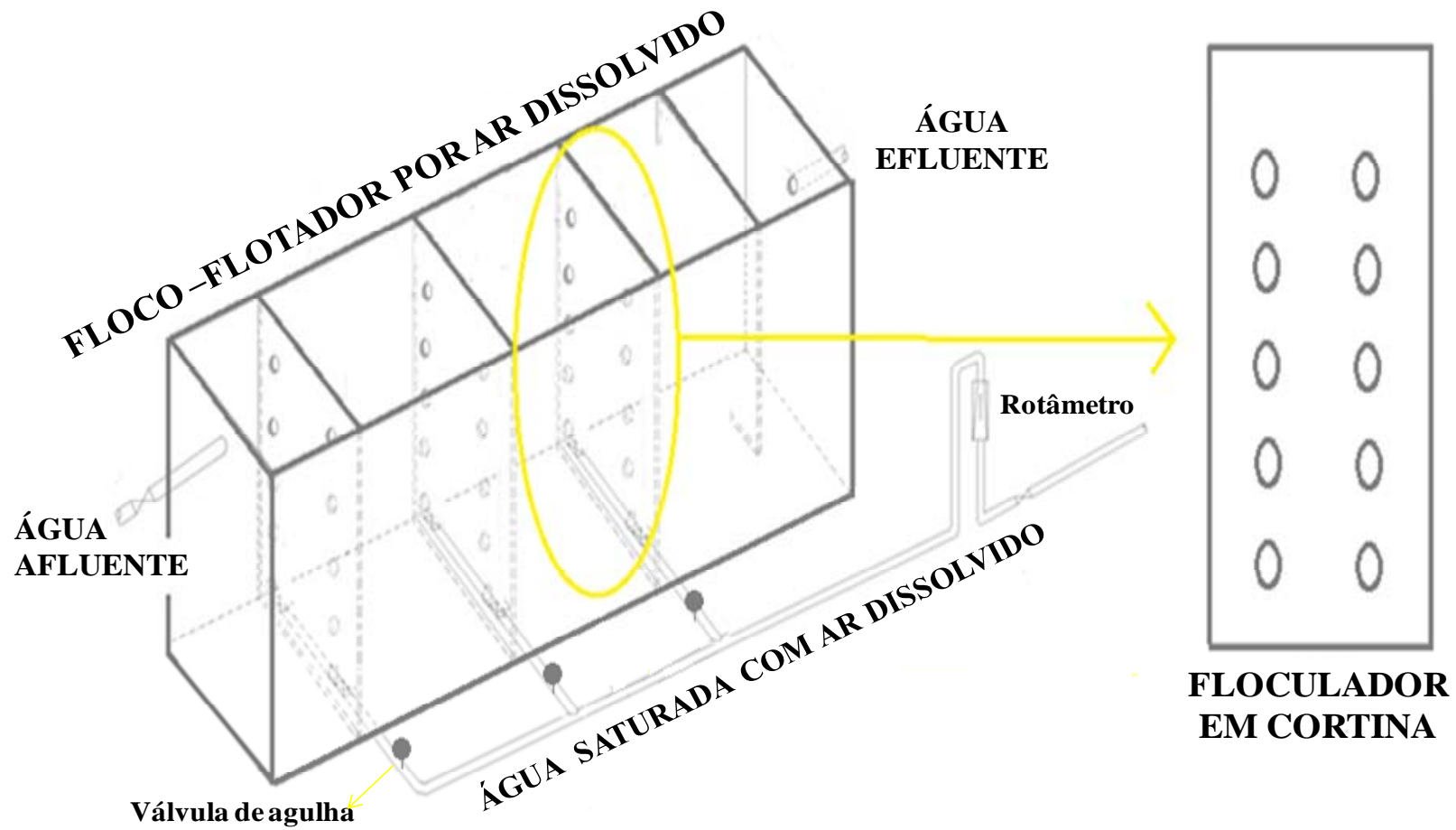
O FFAD foi construído para incorporar numa mesma unidade o processo de floculação de cortina e de flotação por ar dissolvido. Os orifícios nas cortinas do floculador foram dimensionadas de forma a proporcionar gradientes de velocidade gradualmente decrescentes ao longo do percurso horizontal da água, de modo que, o processo de floculação (movimento horizontal da massa líquida) ocorra em concomitância com a flotação (movimento vertical das bolhas de ar e aglomerado bolha-partícula).

Os orifícios das cortinas foram dimensionados de acordo com os gradientes avaliados na etapa anterior, sendo estes calculados conforme a Equação 1. A taxa de recirculação (TR) da água saturada foi definida com base na vazão afluyente da água de lavagem dos filtros (ALF), conforme mostra a Equação 4. Apesar de a água saturada com ar dissolvido ter sido introduzida gradualmente ao longo do equipamento, a taxa de aplicação superficial foi calculada considerando como sendo a vazão total, a soma da vazão afluyente ao FFAD (ALF) acrescida da vazão da água de recirculação (água saturada), conforme demonstra a Equação 3.

A unidade piloto foi constituída, além do FFDA, pelos seguintes equipamentos acessórios: bomba dosadora para aplicação do polímero, um sistema de ar comprimido, câmara de saturação de alta pressão, com pressão mínima de entrada de ar comprimido igual

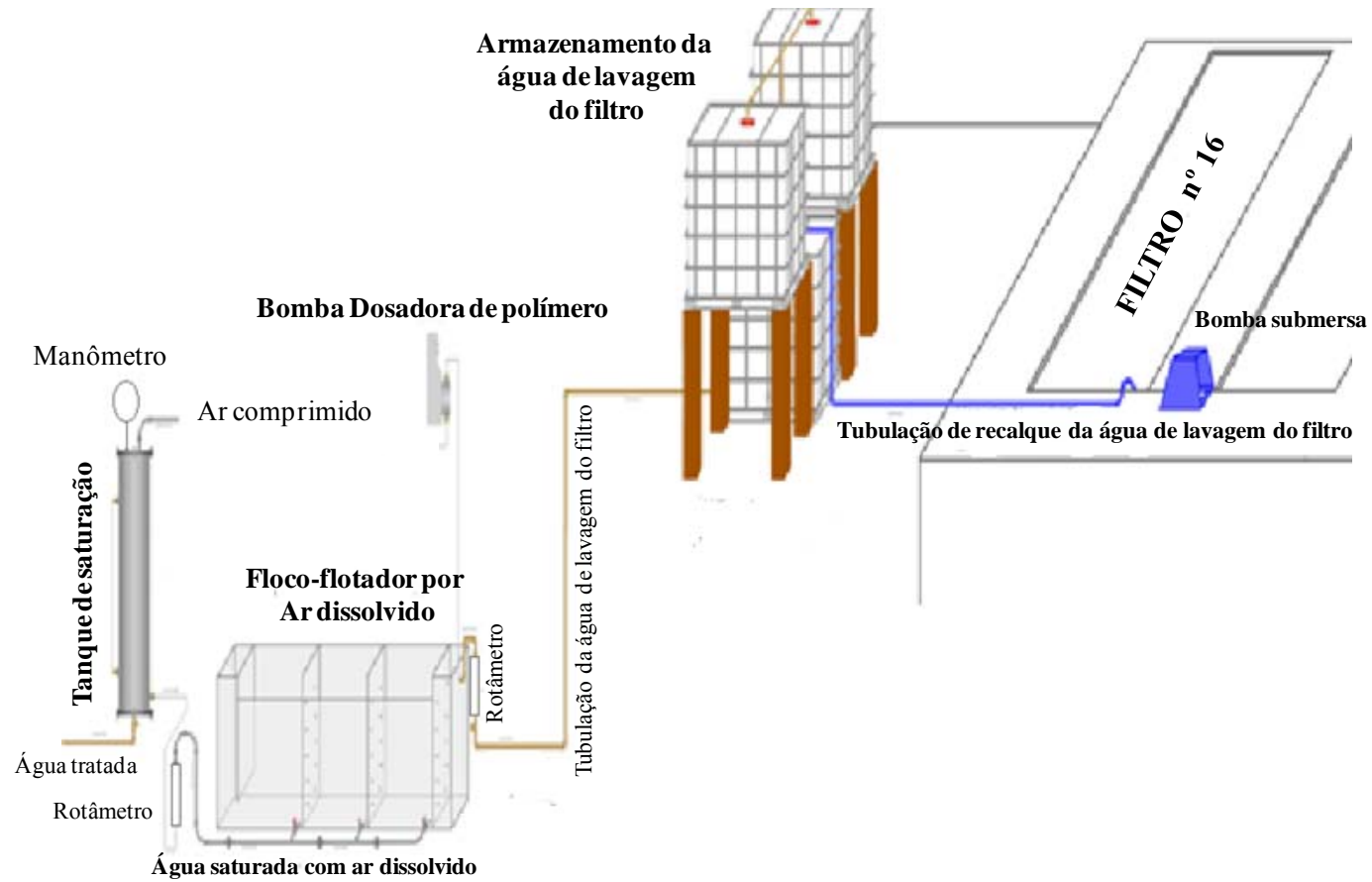
80 psi (ROSS *et al.*, 2003), controlada por manômetro de marca Via air e uma bomba centrífuga multiestágio de alta pressão para coleta da ALF, conforme mostra a Figura 10.

Figura 9 - Desenho do equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido e do Floculador em Cortina.



Fonte: Elaborado por César Mota (funcionário da ETA Gavião - Cagece).

Figura 10 - Esquema simplificado da coleta e armazenamento da ALF e da unidade piloto Floco-Flotação por Ar Dissolvido.



Fonte: Elaborado por César Mota (funcionário da ETA Gavião - Cagece).

A câmara de saturação é constituída basicamente por um vaso de PVC, reforçado com fibra de vidro, que recebe água e ar sob pressão através de um conjunto motor bomba e de um compressor, respectivamente, sendo responsável por saturar água tratada com ar atmosférico, conferindo uma pressurização do tipo parcial, pois somente uma parcela de água tratada está submetida a saturação e recirculação. A pressão na câmara de saturação era controlada através de manômetro da marca Terbrasma, sendo controlada para pressão de operação entre 4 e 5 Kgf/cm².

O sistema de recirculação da água saturada com ar dissolvido compreende três válvulas em aço inox do tipo agulha que são responsáveis por inserir a água saturada com ar dissolvido para as câmaras de flotação, sendo uma válvula para cada câmara. A redução da pressão (pressão de operação a pressão atmosférica) através das válvulas do tipo agulha é que promove o desprendimento do ar dissolvido através da formação de microbolhas de ar disponíveis para a flotação.

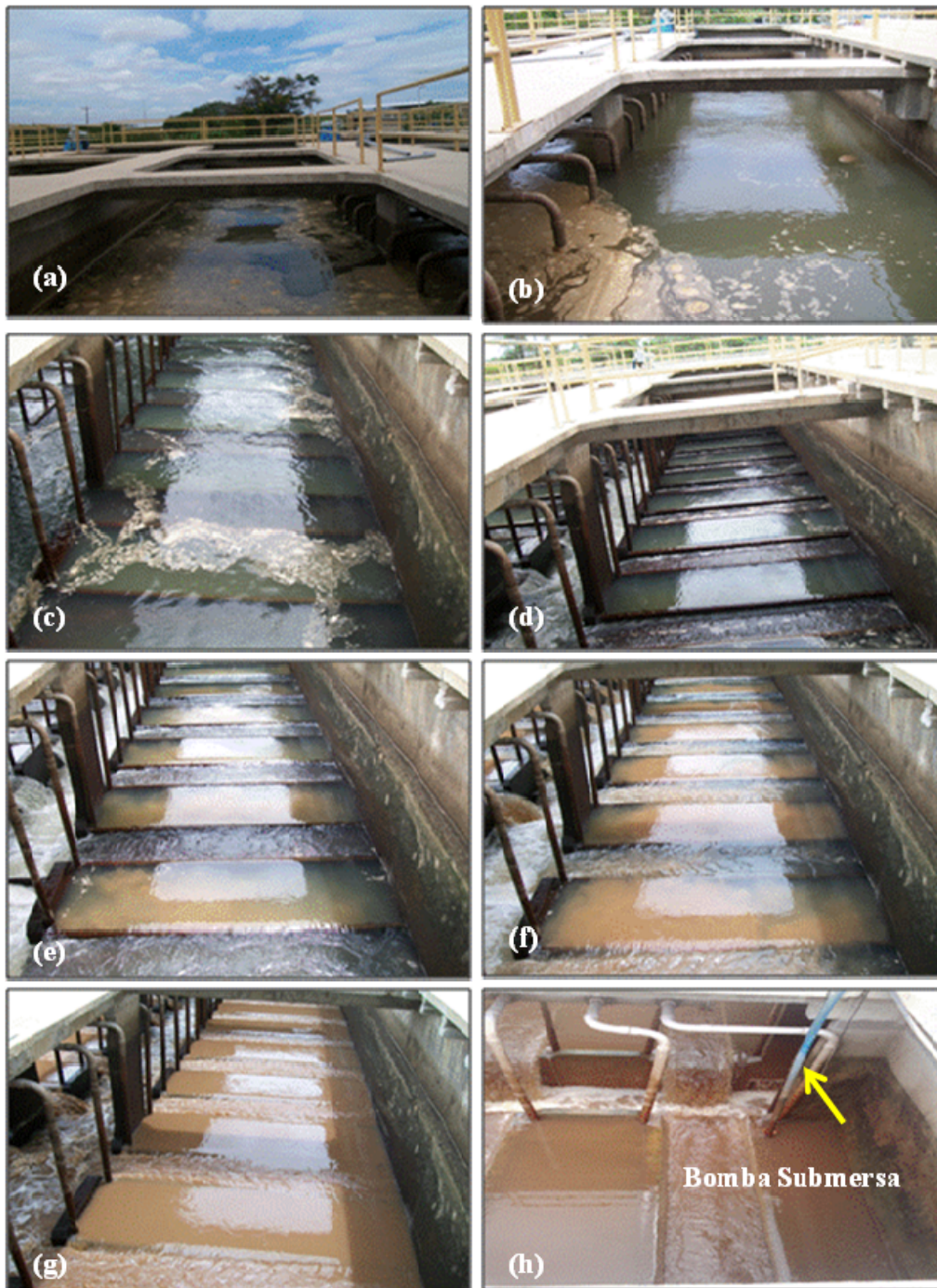
4.4 Sistema de lavagem do filtro, coleta e armazenamento da ALF da ETA Gavião

No processo de lavagem dos filtros da ETA Gavião, utilizou-se água tratada com residual de cloro de aproximadamente 3 mg/L. A inserção de água ocorreu de forma ascensional e superficial ao leito filtrante e não houve utilização de ar comprimido na lavagem do filtro. Este procedimento apresentou duração média de 10 minutos. A carreira de filtração mínima foi de 4 horas e 30 minutos e a máxima de 11 horas. Vale ressaltar que o parâmetro carreira de filtração não foi fixado devido este ser dependente das características da água *in natura* e da dosagem de produtos químicos utilizados no processo, as quais demonstram variações diárias, influenciando as características da água de lavagem.

A coleta da ALF ocorreu somente no filtro de número 16, onde foi criada a estrutura requerida para essa pesquisa devido a sua proximidade e facilidade em enviar o material em estudo para a unidade piloto de floco-flotação. O filtro possui área de 140m² com fundo falso do tipo viga Califórnia, sendo preenchido com areia de tamanho efetivo de TE=0,7 e coeficiente de desuniformidade CD=1,4. O seu leito filtrante possui 80cm de altura e durante a lavagem ascensional e superficial sofre expansão de 20%. Durante a coleta, o procedimento de lavagem do filtro 16 foi alterado para que as características da ALF fossem mantidas as mais constantes possíveis ao longo da coleta no processo de lavagem, de forma a representar uma média em termos de densidade de sólidos, haja vista que este parâmetro varia ao longo do tempo de lavagem.

A sequência da lavagem dos filtros está mostrada na Figura 11. Inicialmente, realizava-se o descarte da água coagulada sobrenadante ao leito filtrante (Figura 11b). Em seguida, mantendo-se fechada a válvula de drenagem, jatos de água tratada no sentido ascensional e superficial eram lançados ao leito filtrante (Figura 11c) a fim de acarretar acúmulo da água de lavagem acima do filtro. Esta água era então transportada através de uma bomba submersa inserida no filtro 16 (Figura 11d) para dois contêineres conectados em paralelo. Esse sistema em paralelo estava posicionado em altura superior e alimentava por gravidade o terceiro contêiner, conforme mostra a Figura 12. Desta forma, os dois contêineres mais altos alimentavam o terceiro e este alimentava o aparato experimental também por gravidade. Ao final deste processo, obtinha-se um volume de água de lavagem aproximado de 1.000 litros em cada contêiner. A água de lavagem no contêiner inferior (central) era mantida em constante agitação através de agitador mecânico de palhetas, durante as corridas de flotação para que suas características permanecessem homogêneas durante a corrida. Antes das transferências da água de lavagem dos contêineres superiores para o inferior, era executada uma agitação manual de forma a promover uma ressuspensão dos sólidos sedimentados. O processo de lavagem dos filtros e a consequente coleta da água de lavagem ocorriam a cada início de ensaio de flotação a fim de minimizar possíveis alterações em sua qualidade. O líquido era transportado por gravidade ao equipamento floco-flotador através de tubulação em PVC e a sua vazão era regulada através de válvula de gaveta com auxílio de rotâmetro da marca Aplitec.

Figura 11 - Fotografias da unidade filtrante nº 16 da ETA Gavião.



Fonte: Da autora.

Nota: (a) e (b) Filtros em operação; (c) e (d) Drenagem da água coagulada; (e) e (f) Início da lavagem; (g) e (h) Momento da coleta da ALF.

Figura 12- Contêineres de armazenamento da Água de Lavagem do Filtro 16.



Fonte: Da autora.

4.5 Etapa IV – Testes de Floco-Flotação por Ar Dissolvido (FFAD) em escala piloto

A cada corrida de Floco-Flotação, preparava-se a solução do polímero com concentração de 0,3% m/v, isto é, adicionava-se 6g do polímero para 20.000mL de água tratada, homogeneizada em agitação mecânica por no mínimo 1 hora, dosada através de bombas dosadoras com vazões calculadas de acordo com a Equação 7:

$$q = \frac{D \times Q}{C}$$

Onde:

q – Vazão de dosagem do polímero em litros / hora;

D – Dosagem do polímero em gramas / m³;

Q – Vazão afluyente ao equipamento;

C – Concentração do produto em gramas / litro

O parâmetro físico turbidez foi novamente utilizado para avaliar a eficiência das corridas de flotação diante das variações dos parâmetros operacionais. As avaliações dos resultados desta pesquisa foram feitas a partir dos gráficos gerados através dos programas computacionais: *SPSS 13.0 for Windows* e *Data Analysis and Technical Graphics Origin 5.0*.

4.5.1 Etapa IV A – Variação na dosagem do polímero catiônico

Nesta etapa, foram realizados ensaios de flotação por ar dissolvido no equipamento desenvolvido (Floco-flotador por ar dissolvido – FFAD) utilizando o melhor polímero considerado a partir da Etapa II A na concentração de 0,5mg/L e 1mg/L com o objetivo de verificar a melhor dosagem a ser aplicada em escala piloto.

Para esse teste, foi empregada taxa de recirculação de água saturada com ar igual a 20% da vazão afluyente ao equipamento. Esta taxa também foi adotada por Mahmoodian *et al.*, (2007) e Féris *et al.*, (2001), ao tratarem respectivamente, água de lavagem dos filtros e hidróxidos de ferro precipitados.

4.5.2 Etapa IV B – Variação na Taxa de Recirculação (TR)

Nesta etapa foram realizadas corridas de flotação com variação nas taxas de recirculação da água saturada com ar atmosférico, correspondendo a 10, 15, 20 e 30% da vazão afluyente. Estes experimentos foram realizados para as vazões de 1,0 e 1,5 m³/h. Os rotômetros para medição da vazão afluyente e o da água saturada com ar para a recirculação foram calibrados ao início dos experimentos. A dosagem de polímero foi a considerada pela Etapa IV A.

4.5.3 Etapa IV C – Variação na Taxa de Aplicação Superficial

Nesta etapa, foi realizadas variações nas taxas de aplicação superficiais em um mínimo de 54,4 ao máximo de 96,5 m³m⁻²dia⁻¹, correspondente às vazões de 1m³/h e 1,5m³/h quando empregadas taxas de recirculação de 10 e 30 %, respectivamente (Tabela 3).

4.6 Etapa V – Ensaio de FFAD com os parâmetros operacionais ótimos e análises físico-química e bacteriológica da ALF e AC com vistas ao atendimento das legislações vigentes

Esta etapa foi realizada após a escolha dos melhores parâmetros operacionais tais como: taxa de aplicação superficial, taxa de recirculação e dosagem do polímero catiônico, aplicados ao Floco- flotador por ar dissolvido (FFAD) provenientes da Etapa IV a fim de serem aplicados em ensaios em triplicata de Floco- flotação por ar dissolvido.

A fim de avaliar o atendimento da água de lavagem do filtro e da água clarificada quanto aos padrões de lançamento em corpos hídricos conforme as legislações do CONAMA e SEMACE, foram realizadas as seguintes análises físicas: cor, sólidos (totais, sedimentáveis e suspensos); as análises químicas: pH, demanda química de oxigênio (DQO), amônia, alumínio, fluoreto; e as análises bacteriológicas: coliformes totais e *E.coli*, cujas análises estão agrupadas na Tabela 3 com os respectivos métodos, equipamentos e referência. Todas as coletas e preservações das amostras para a realização das análises físico-químicas e bacteriológicas obedeceram aos padrões exigidos pelo *Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater 20th Edition* (2005).

As análises referentes ao pH, cor aparente, alumínio, sólidos sedimentáveis e fluoreto, foram realizadas no laboratório de qualidade da água da ETA Gavião, enquanto que as análises bacteriológicas (*E. coli* e coliformes totais) foram realizadas no laboratório central da CAGECE de acordo com a metodologia do substrato cromogênico com contagem realizada em cartela. O parâmetro coliforme total, apesar de não ser cobrado na legislação da SEMACE e CONAMA, o mesmo foi avaliado como critério adicional de forma a obtermos um maior controle sobre o processo de tratamento.

A análise de amônia foi realizada na Seção Laboratorial de Qualidade de Água (SELAQUA) localizada na Universidade Federal do Ceará (UFC), no campus do Pici. Por último, as análises de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos (totais, suspensos e dissolvidos) foram realizadas no Laboratório de Saneamento (LABOSAN) localizado no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC), no Campos do Pici.

A água clarificada (AC) foi obtida na câmara coletora desta água através da tubulação de saída do efluente do equipamento FFAD, localizada ao nível da água (0,75m). A coleta e frequência das amostras de ALF ocorriam a partir do início do tratamento e a cada 30 minutos de operação, bem como também da AC.

Como não existem no Brasil legislação e parâmetros para a recirculação da água de lavagem, tomaram-se como base comparativa as instruções do Estado da Califórnia (USEPA, 2002), como também a Portaria do MS nº 2914/11 com objetivo de comparar a qualidade da água clarificada com o padrão de potabilidade.

Tabela 3 – Parâmetros avaliados nas amostras de água ALF e AC e equipamentos e métodos analíticos utilizados.

ANÁLISE	MÉTODO	EQUIPAMENTO (S)	REFERÊNCIA
Alumínio	Técnica 3500 Al - B	Espectrofotômetro HACH DR 2010.	APHA (2005)
Amônia	Técnica 4500 NH ₃ -B	Destilador / Bureta	APHA (2005)
Cor	Técnica 2120 B	Colorímetro DLNH-100 Del-lab	APHA (2005)
Fluoreto	Técnica 4500 F ⁻ - C	Eletrodo	APHA (2005)
pH	Técnica 4500 H ⁺ - B	pHmetro – QUIMIS	APHA (2005)
Sólidos Sedimentáveis	Técnica 2540 F	Cone <i>Imhoff</i>	APHA (2005)
Sólidos Suspensos	Técnica 2540 D	Funil de <i>Buchner</i> / Estufa / Balança	APHA (2005)
Sólidos Totais	Técnica 2540 B	Estufa / Balança analítica	APHA (2005)
Sólidos Totais Dissolvidos	Técnica 2540 C	Estufa / Mufla / Balança analítica	APHA (2005)
Sólidos Totais Fixos	Técnica 2540 E	Estufa / Mufla / Balança analítica	APHA (2005)
Sólidos Totais Voláteis	Técnica 2540 E	Estufa / Mufla / Balança analítica	APHA (2005)
Demanda Quím. Oxigênio	Técnica 5220 D	Digestor e Espectrofotômetro	APHA (2005)
Turbidez	Técnica 2130 B	Turbidímetro 2100P HACH	APHA (2005)

Fonte: Da autora.

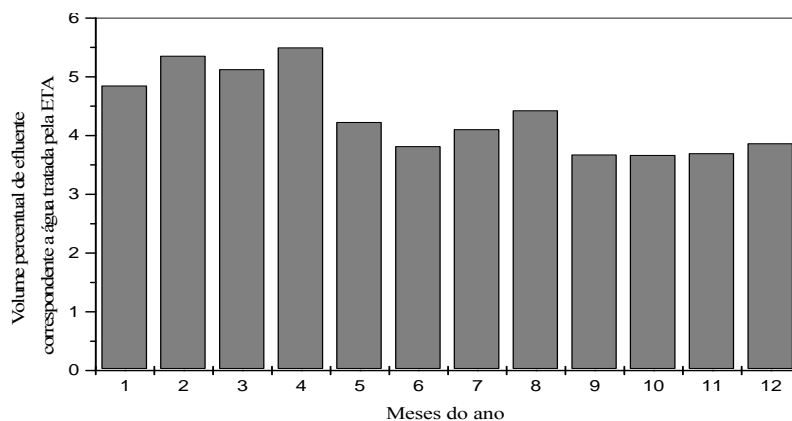
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados da Etapa I – Dados de volume e caracterização do efluente

5.1.1 Etapa I A - Quantificação do volume de água de lavagem dos filtros gerado pela ETA Gavião – Cagece 2011

Os resultados referentes à média percentual do efluente (água de lavagem dos filtros) estão evidenciados na Figura 13, a qual demonstra variações mensais durante o ano de 2011. Verificam-se alterações quanto ao percentual de ALF entre os períodos chuvosos (meses de dezembro a junho) e períodos de seca (julho a novembro). Isso ocorre devido à qualidade do manancial superficial utilizado para captar água bruta, o açude Gavião, sofrer alterações nestes períodos, (VIDAL, 2011) modificando a quantidade e frequência das lavagens nos filtros (Figura 14). Considerando o parâmetro turbidez da água bruta para reforçar esta elucidação, foi observada no período chuvoso uma turbidez média de 14,8 uT, apresentando picos em janeiro (26,3 uT) e fevereiro (20,8 uT) bem como um valor mínimo de 8 uT no mês de maio. Enquanto que, durante o período seco, a média encontrada foi igual a 9,0 uT, apresentando valor mínimo em novembro (7,77 uT) e valor máximo em julho (10,5 uT), perfazendo uma turbidez anual média igual a 12 uT durante o ano de 2011.

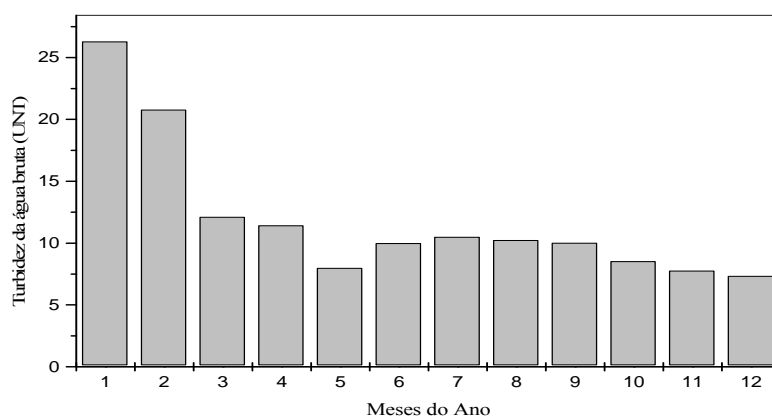
Figura 13 – Percentual do volume de água de lavagem dos filtros em função do volume de água tratada.



Fonte: Cagece, 2011.

Em relação ao volume total de efluente gerado durante o ano de 2011, foi gerada uma quantidade de 340.228 m³, o que correspondeu a 4,4% do volume de água tratada produzida neste período. O percentual mínimo de 3,67% ocorreu no mês de outubro (período seco) enquanto que o valor máximo de 5,5% ocorreu no mês de abril (período chuvoso), conforme pode se observar na Figura 13. Assim, observa-se que o volume gerado de efluente está diretamente relacionado com a qualidade da água bruta afluyente a estação de tratamento de água (Figura 14), fato este consolidado na literatura (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Nesse contexto, o volume deste efluente pode ser minimizado desde que as características da água bruta sejam melhoradas. Uma alternativa para essa melhoria seria recircular o efluente clarificado, ou seja, após o seu eficiente tratamento, inseri-lo afluyente a estação juntamente com a água bruta.

Figura 14 - Valores mensais médios de turbidez da água bruta correspondente aos meses de 2011.



Fonte: Cagece, 2012.

5.1.2 Etapa I B - Atendimento da Água de Lavagem dos Filtros (ALF) da ETA Gavião aos dispositivos legais: CONAMA e SEMACE.

A disposição final de efluentes em corpos de água é regulamentada por instrumentos legais de controle ambiental tais como a Resolução n° 357/05 e n° 430/11 do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente e a legislação estadual n° 154/02 da SEMACE – Superintendência Estadual do Meio Ambiente.

Durante o ano de 2011, a Cagece realizou monitoramento da água de lavagem dos filtros e os dados obtidos encontram-se na Tabela 04. Estes valores referem-se ao ponto imediatamente após o lançamento da água de lavagem dos filtros e antes de adentrar ao

tratamento via *Wetland*, observa-se que os parâmetros pH, temperatura e *E. coli* atenderam por completo as legislações ambientais citadas. Em contrapartida, os parâmetros: sólidos sedimentáveis, sólidos totais, demanda química de oxigênio (DQO) e alumínio ultrapassaram o limite máximo permitido.

Tabela 4 - Monitoramento da qualidade da água de lavagem dos filtros durante o ano de 2011.

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS								
Legislação	pH	S. Sed (mg/L)	SST (mg/L)	DQO (mg O ₂ /L)	Temp. (°C)	Alumínio (mg/L)	CT (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)
CONAMA n° 430	5 - 9	Até 1	NE	NE	40	0,1*	NE	1000
SEMACE n° 154	5 - 9	Até 1	100	200	40	NE	NE	5000
MESES								
Janeiro	7,27	40	162	286,8	27,7	0,420	5,0x10 ²	< 1,0
Fevereiro	7,26	35	204	237,4	28,8	0,900	2,4x10 ⁵	< 1,0
Março	7,07	35	34	111,3	28,2	0,248	5,4x10	< 1,0
Abril	7,03	42	174	192,4	27,4	0,199	6,5x10	< 1,0
Mai	7,25	14	NA	154,1	27,8	0,054	1,5x10 ⁴	< 1,0
Junho	7,09	21	108	98,9	27,8	0,050	3,9x10 ³	< 1,0
Julho	7,22	23	82	156,3	27,9	0,074	4,1x10 ⁴	< 1,0
Agosto	7,25	45	216	149,4	27,0	0,124	NA	NA
Setembro	7,15	23	113	237,4	27,2	0,876	1,6x10	< 1,0
Outubro	7,25	60	331	177,3	27,3	1,830	4,4x10 ²	< 1,0
Novembro	7,19	80	287	302,8	27,9	4,275	1,6x10 ³	< 1,0
Dezembro	7,27	21	170	278,3	27,6	1,030	NA	NA
Média	7,17	36,5	171	198,5	27,7	0,840	1,3x10 ^{3**}	< 1,0

Fonte: Dados não publicados fornecidos pela Cagece, 2012.

Nota: NE – Não especificado; NA – Não analisado;

* Valor referente ao padrão de alumínio em corpo hídrico classe II – águas doces;

** Refere-se à média geométrica.

5.2 Resultados da Etapa II

5.2.1 Etapa II A – Resultados de Jarrest referente à variação de dosagens de polímeros

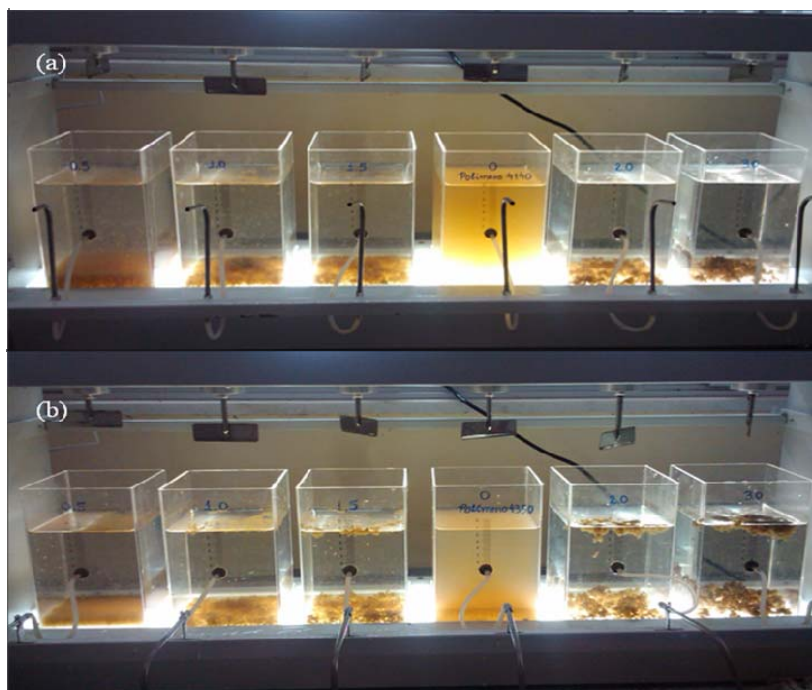
Nesta etapa, a turbidez da ALF apresentou média de 235,5 uT e cor aparente com 350 uH. Os dados da avaliação dos polímeros em Jar test estão reunidos na Tabela 5. A partir dela, observa-se que ambos os polímeros apresentaram significativa clarificação da ALF, cuja afirmação está evidenciada na Figura 15.

Tabela 5 - Resultados de Jar Test com gradiente de velocidade $10s^{-1}$ utilizando os polímeros FO 4140 e FO 4350 em diferentes concentrações.

POLIMERO FO 4350					POLIMERO FO 4140				
Dosagem (mg/L)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	pH	Remoção de Turbidez (%)	Dosagem (mg/L)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	pH	Remoção de Turbidez (%)
0	56,2	250	7,7	76,1	0	53,4	250	7,5	77,3
0,5	2,5	25	7,8	98,9	0,5	3,6	25	7,6	98,4
1	1,1	17,5	7,8	99,5	1	2,2	25	7,6	99,0
1,5	0,9	17,5	7,8	99,6	1,5	2,1	20	7,6	99,1
2	0,9	15	7,8	99,6	2	1,7	20	7,6	99,3
3	0,9	15	7,8	99,6	3	1,6	17,5	7,7	99,3

Fonte: Da autora.

Figura 15 - Fotografia de Jar test avaliando os polímeros catiônicos FO 4140 (a) e FO 4350 (b).



Fonte: Da autora.

A partir dos resultados contidos na Tabela 5, quando não há dosagem de polímero, observa-se uma eficiência na remoção de turbidez de apenas 76 a 77%. Diante desses resultados, confirma-se a necessidade de aplicação deste produto químico para que o processo seja favorecido. Scalize e Di Bernardo (1998) também observaram a necessidade de

aplicação de polímero ao realizar a clarificação da água de lavagem dos filtros por sedimentação na ETA de São Carlos-SP.

Quando se analisa a remoção de turbidez diante das diferentes dosagens dos polímeros, observam-se eficiências equivalentes para as respectivas variações de dosagens entre os polímeros catiônicos. Para ambos, quando aplicado dosagem igual a $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, foi verificado significativa eficiência na remoção de turbidez (98%), enquanto que com dosagens acima de 1 mg.L^{-1} não se verificaram incrementos evidentes nestas eficiências, que apresentaram valor igual a 99%. Desta forma, as dosagens de polímero de $0,5$ e $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ serão avaliadas nos experimentos em escala piloto (Etapa IV A) pois demonstraram elevada eficiência em remoção de turbidez.

Ao comparar os polímeros sob a ótica da turbidez remanescente das amostras, observa-se que o produto químico FO 4350 quando aplicado dosagem a partir de 1 mg.L^{-1} , apresentou valores próximos a $1 \pm 0,1 \text{ uT}$. Em contrapartida, não foi alcançado resultado semelhante, mesmo utilizando concentrações duplicadas (2 mg.L^{-1}) do polímero FO 4140. Nessa mesma dosagem, em relação à remoção de cor, ambos os polímeros alcançaram elevada eficiência: 93% (FO4140) e 95% (FO4350).

Desta forma, mesmo tendo os polímeros alcançados eficiências relativas aproximadas em remoção de turbidez sob as mesmas condições, os parâmetros turbidez e cor utilizando o polímero FO 4350 mostraram valores inferiores aos obtidos com o polímero FO 4140, além de ter favorecido a ocorrência da flotação dos flocos formados, conforme mostra a Figura 15b. Sendo assim, o polímero FO 4350 foi avaliado como sendo o mais eficaz na remoção de turbidez potencializando o processo de flotação. Dessa forma, este polímero foi empregado para o estudo das etapas posteriores.

5.2.2 Resultados da Etapa II B: Avaliação do conjunto de gradientes de velocidade em ensaios de Jarrest

Os resultados obtidos nesta etapa estão reunidos na Tabela 6. Nela, observa-se que em gradientes de velocidade menores ($5,6$ a $19,3 \text{ s}^{-1}$), correspondente ao tempo de detenção hidráulico (TDH) de 22 minutos, a turbidez da água clarificada em Jar test apresentou média de $1,97 \text{ UT}$ e 98% de remoção de turbidez, enquanto que para gradientes de velocidade maiores ($10,1$ a 35 s^{-1}), correspondente ao TDH de 15 minutos, foi alcançada turbidez média de $1,23 \text{ UT}$ e 99% de remoção de turbidez, frente a turbidez de $103,85 \text{ uT}$ da ALF. Estes resultados demonstram viabilidade em utilizar o conjunto de gradientes de velocidade

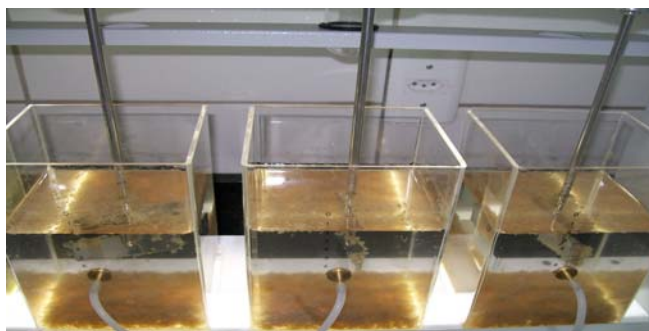
testados, por terem alcançado elevada eficiência em remoção de turbidez assim como baixa turbidez remanescente. Dessa forma, o floculador de cortina no equipamento FFAD foi construído tendo os diâmetros dos orifícios do floculador de cortina dimensionados de forma a promover os gradientes de velocidade avaliados nesta etapa.

Tabela 6 - Resultados de Jar test utilizando o polímero FO 4350 a 1mg/L referente à variação decrescente de gradientes de velocidade de 20/10/5 s^{-1} quando aplicados tempo de floculação de 18 e 12 minutos, respectivamente.

TDH = 22 minutos					TDH = 15 minutos				
Parâmetros		Turbidez (UT)			Parâmetros		Turbidez (UT)		
G (s^{-1})	Tempo de floculação (minutos)	Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	G (s^{-1})	Tempo de floculação (minutos)	Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3
19,3	6				35,0	4			
12,4	6	1,91	2,18	1,81	22,6	4	1,31	1,21	1,18
5,6	6				10,1	4			

Fonte: Da autora.

Figura 16 - Fotografia do ensaio em Jar test avaliando o conjunto de gradiente de velocidade (35,0-22,6-10,15 e 19,3- 12,4- 5,6 s^{-1}) utilizando polímero a 1 mg.L⁻¹.



Fonte: Da autora.

5.3 Etapa III - Dados de Projeto para o desenvolvimento do Equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD).

Os dados de projeto utilizados para a construção do equipamento Floco-Flotador encontram-se na Tabela 7. Considerando a temperatura da água a 27,5 °C, uma pressão absoluta igual a 5,5 kgf.cm⁻² e uma eficiência de 90% na câmara de saturação, tem-se que a concentração de ar dissolvido disponível para flotação (C_{sat}) após a despressurização, calculada através da Equação 2, é de 84,135 mg de ar.L⁻¹.

A partir da Tabela 07, observa-se que as TAS empregadas no FFAD compreendem a faixa de 54,4 a 96,5 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ à medida que a taxa de recirculação varia de 10 a 30%. Pode-se dizer que estas taxas de aplicação superficial não são consideradas altas quando comparadas com os valores de 120 a 240 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ utilizados por Campos e Reali (1985) para o tratamento de água de abastecimento. Entretanto as taxas avaliadas nesta pesquisa estão próximas as de Marques, Camelo e Brandão (1999) que utilizou 100 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ para o tratamento da água de lavagem dos filtros. Féris *et al.*, (2001) aplicaram taxa de 69,6 $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ para o tratamento de precipitado de ferro III ($\text{Fe}(\text{OH})_3$).

Tabela 7 – Parâmetros e dados de projeto do equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD).

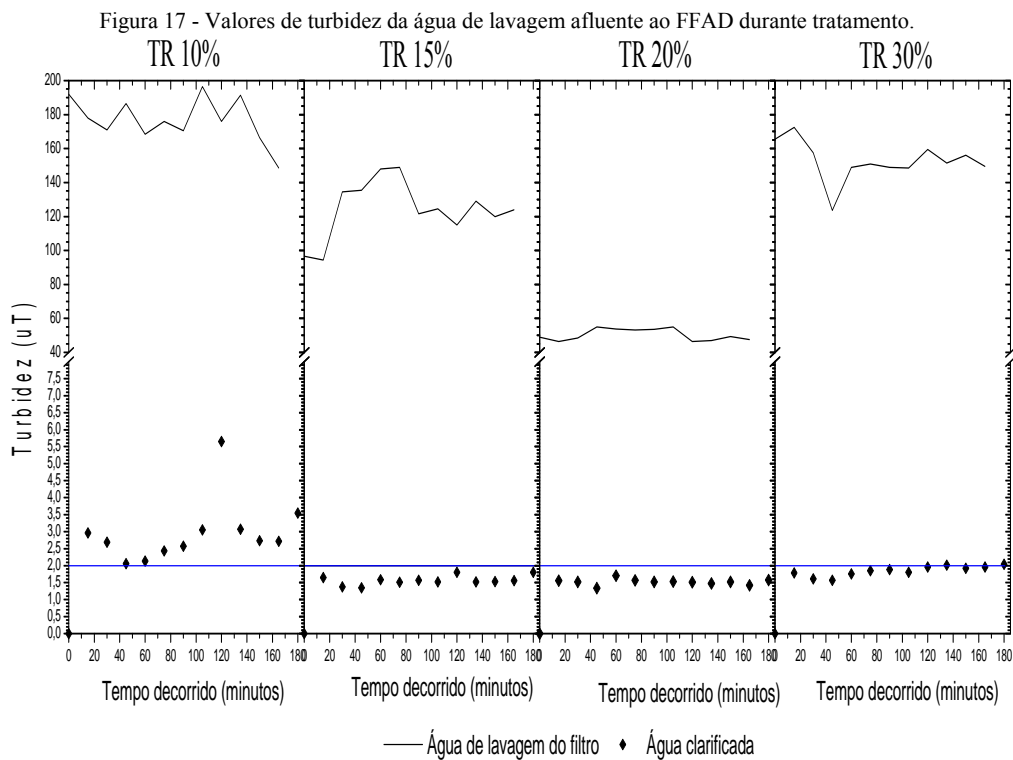
PARÂMETROS E DADOS DE PROJETO				
	<i>Relação A/S</i>	<i>Taxas de aplicação superficial (TAS)</i>		<i>Unidade</i>
		<i>Vazão 1,0 m³/h</i>	<i>Vazão 1,5 m³/h</i>	
Taxa de Recirculação 10%	0,02	54,4	81,6	$\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$
Taxa de Recirculação 15%	0,04	57,0	85,4	$\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$
Taxa de Recirculação 20%	0,05	59,4	89,1	$\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$
Taxa de Recirculação 30%	0,07	64,3	96,5	$\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{dia}^{-1}$
<i>Tempo de Detenção Hidráulico (TDH)</i>				<i>Unidade</i>
Tempo de Detenção Hidráulico (TDH)		22	15	minutos
Velocidade Longitudinal		9,0	13,3	cm/min
Distância entre os orifícios (S)		0,2		m
Número de orifícios na horizontal		2		-
Número de orifícios na vertical		5		-
Distância entre as cortinas		0,5		m
Diâmetro dos orifícios 1º cortina		8		mm
Diâmetro dos orifícios 2º cortina		10		mm
Diâmetro dos orifícios 3º cortina		15		mm
<i>Dados de Projeto da 1ª Cortina</i>				
Gradientes de velocidade (G)		19,3	35,0	s^{-1}
Relação X/S		4,3	4,4	-
Número de Reynolds correspondente		4987	7480	-
Alcance do jato de água pelos orifícios (X_o)		0,86	0,88	m
<i>Dados de Projeto da 2ª Cortina</i>				
Gradientes de velocidade (G)		12,4	22,6	s^{-1}
Número de Reynolds correspondente		3989	5984	-
Relação X/S		4,3	4,4	-
Alcance do jato de água pelos orifícios (X_o)		0,85	0,87	m
<i>Dados de Projeto da 3ª Cortina</i>				
Gradientes de velocidade (G)		5,6	10,15	s^{-1}
Número de Reynolds correspondente		2660	3989	-
Relação X/S		4,2	4,3	-
Alcance do jato de água pelos orifícios (X_o)		0,84	0,85	m

Fonte: Da autora.

5.4 Resultados da Etapa IV - Testes em escala piloto de Flotação por Ar Dissolvido (FFAD)

5.4.1 Etapa IV A - Variação nas Taxas de Recirculação (TR)

Os valores de turbidez da ALF e da AC obtidos nos ensaios de floco-flotação quando aplicadas taxas de recirculação (TR) iguais a 10%, 15%, 20% e 30% da vazão afluyente e dosagem de polímero a 1 mg.L^{-1} , estão evidenciados na Figura 17.



Fonte: Da autora.

Conforme afirma Campos e Reali (1985) é difícil e exige muito critério analisar o desempenho de um sistema de tratamento quando este recebe uma água natural como afluyente, pois esta água sofre variações sensíveis em pequenos intervalos de tempos e cujas características podem variar a cada ensaio. Assim, pode-se dizer que essa dificuldade torna-se ainda mais elevada quando se estuda a água residual oriunda da lavagem de filtro (ALF) após

sua carreira de filtração, ou seja, após a saturação das unidades filtrantes por filtração direta em que o manancial adotado é do tipo superficial.

Sendo assim, conforme esperado, foi observado alterações quanto aos valores de turbidez na ALF durante os ensaios de Floco-Flotação por Ar Dissolvido (FFAD) conforme observado na Figura 17. Acredita-se que a variação durante o mesmo ensaio possa estar vinculada à forma de armazenamento da ALF, pois era requerida, a cada início do experimento, agitação manual nos reservatórios superiores, estando susceptível a não homogeneização eficiente do volume amostrado. Por outro lado, quanto às variações na ALF observadas nos diferentes ensaios de FFAD, acredita-se que seja proveniente de alterações nas características da água *in natura* e na dosagem de produtos químicos utilizados durante a potabilização da água na ETA Gavião, de forma a ocorrer coagulações diferentes, formando flocos com tamanhos variados capazes de alterar a carreira de filtração.

Em relação aos valores de turbidez encontrados na água clarificada (Figura 17), verifica-se que os maiores valores de turbidez remanescente na água clarificada foram obtidos quando aplicada taxa de recirculação igual a 10% da vazão afluyente, sendo observada a ocorrência de arraste de flocos para a câmara de coleta de água clarificada conforme mostra a Figura 18, configurando uma flotação parcial do material suspenso na ALF. Este fato pode estar vinculado à baixa relação ar /sólido (A/S), igual a 0,02 (Tabela 07), demonstrando ser baixa a disponibilidade de microbolhas de ar disponíveis para aderir-se aos flocos formados, desfavorecendo, portanto, a ocorrência da flotação.

Figura 18 – Vista geral do ensaio de FFAD com taxa de recirculação a 10% (à esquerda) e verificação de arraste de flocos na câmara coletora de água clarificada (à direita).



Fonte: Da autora.

É importante ressaltar que o pico de turbidez da AC (5,65 uT), ocorrido no minuto 120 da corrida com TR 10%, ocorreu devido a uma falha pontual no sistema de dosagem de polímero. Observa-se que após a reparação desta falha, o sistema logo foi restabelecido,

conforme observado nos minutos posteriores do ensaio, demonstrando rápida resposta a intervenção e falha operacional. Assim, ao empregar taxa de recirculação de 10% foi obtido turbidez média igual a 3 uT na água clarificada.

Quando aplicado TR igual a 15% (relação ar/sólido de 0,04) obteve-se turbidez média na AC de 1,5 uT. O mesmo resultado médio de turbidez na AC também foi obtido quando aplicada a TR de 20% (relação ar/sólido média de 0,05). Conforme mostra a Figura 17 e Tabela 8, pode-se dizer que, exceto para a TR de 10%, não foram verificadas variações marcantes nos valores de turbidez das amostras de AC, indicando estabilidade no processo de tratamento para taxas de recirculação superiores. Acredita-se que haja uma quantidade suficiente de microbolhas de ar nas TRs de 15% e 20%, capazes de amortecer variações bruscas de turbidez, as quais apresentam relação A/S próximas e iguais a 0,04 e 0,05 para as TR 15% e 20%, respectivamente. Esta ideia se confirma quando se observa que o desvio padrão de turbidez da ALF encontrado para a TR 15% foi o maior (igual a 60 uT) comparado às outras amostras de ALF correspondentes as demais taxas de recirculação. No entanto, para a TR 20% não se pode mencionar tal consideração pelo fato do desvio-padrão ter sido o menor, apenas 4,2 uT (Tabela 8).

Por último, quando aplicado TR de 30%, a turbidez média obtida na água clarificada foi de 1,8 uT (Figura 17). Para esta taxa, a razão média de A/S encontrada foi de 0,07. Pode-se dizer que o processo de flotação manteve-se estável por apresentar desvio-padrão da água clarificada igual a 0,15 uT. Desvio similar (0,14 uT) também foi obtido para a TR de 15%, enquanto que o menor encontrado (0,09 uT) foi durante a razão de reciclo de 20% e o maior desvio padrão (igual a 0,9 uT) na água clarificada quando empregado TR de 10%.

Tabela 8 - Eficiência dos resultados da FFAD com vazão de $1\text{m}^3/\text{h}$ em diferentes taxas de recirculação.

TR	Amostra	Eficiência (%)	Média (uT)	Desvio-padrão (uT)	CV	Mínimo (uT)	Máximo (uT)
10%	ALF	98,3	172,4	16,36	0,09	139	196,5
	AC		2,9	0,94	0,31	2,04	5,57
15%	ALF	98,7	124,36	60	0,48	94,45	149
	AC		1,5	0,14	0,08	1,35	1,81
20%	ALF	96,7	49,7	4,2	0,08	41,8	54,9
	AC		1,5	0,09	0,05	1,34	1,71
30%	ALF	98,4	151,25	11,2	0,07	123,5	172,5
	AC		1,8	0,15	0,08	1,57	2,05

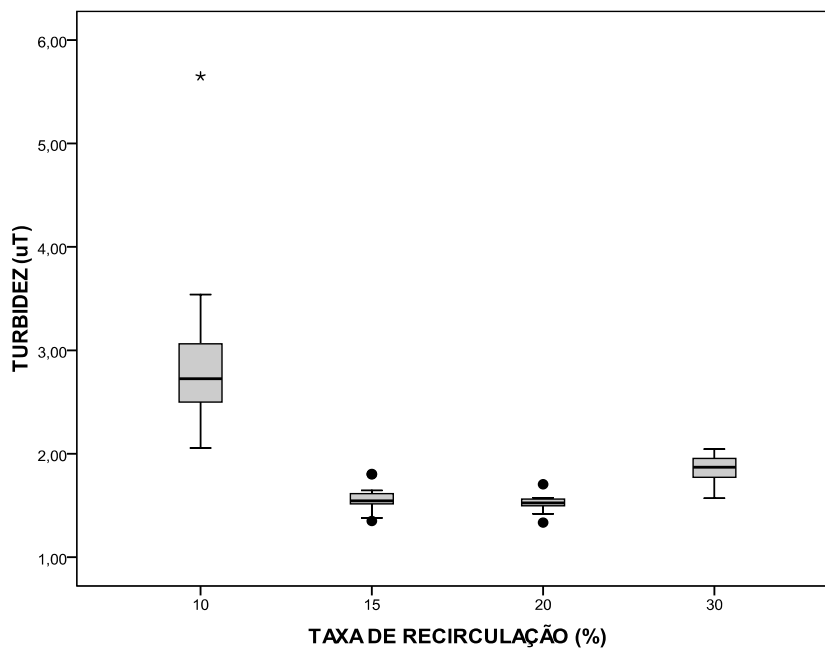
Fonte: Da autora.

Nota: CV- Coeficiente de Variação; ALF – Água de Lavagem do Filtro; AC – Água Clarificada.

Em suma, o aumento da TR de 10% para 15% ocasionou uma diminuição significativa de 47% na turbidez da água clarificada. Ao elevar a razão de reciclo de 15% para 20% a melhora não foi tão pronunciada quanto à primeira, pois apenas foi verificada uma diminuição de 6% na turbidez remanescente. Por último, quando calculado a diminuição da turbidez referente ao aumento da TR de 20% para 30%, foi observado efeito contrário, ou seja, uma elevação da turbidez correspondente a 18%. Acredita-se que este aumento na turbidez esteja vinculado ao aumento da relação A/S, podendo provocar agitação excessiva no sistema o suficiente para ocasionar a quebra dos flocos e posterior arraste dos mesmos.

Quando comparado os valores médios de turbidez na água clarificada frente às diferentes taxas de recirculação, tem-se que os melhores resultados obtidos correspondem as TRs de 15 e 20%, iguais a 1,5 uT, conforme mostra a Figura 19, e apresentam desvio padrão de 0,14 uT e 0,09 uT, respectivamente (Tabela 8). Contudo, analisando apenas a turbidez média remanescente, não é possível concluir qual a melhor TR já que a turbidez das ALF (turbidez da água afluenta ao equipamento) utilizadas nas TRs de 15 e 20% foi menor que as encontradas quando aplicadas as TRs de 10 e 30% (Figura 17).

Figura 19 - Gráfico box-plot da água clarificada para as diferentes taxas de recirculação quando aplicado vazão afluenta igual a $1,0\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ com TDH igual a 22 minutos.



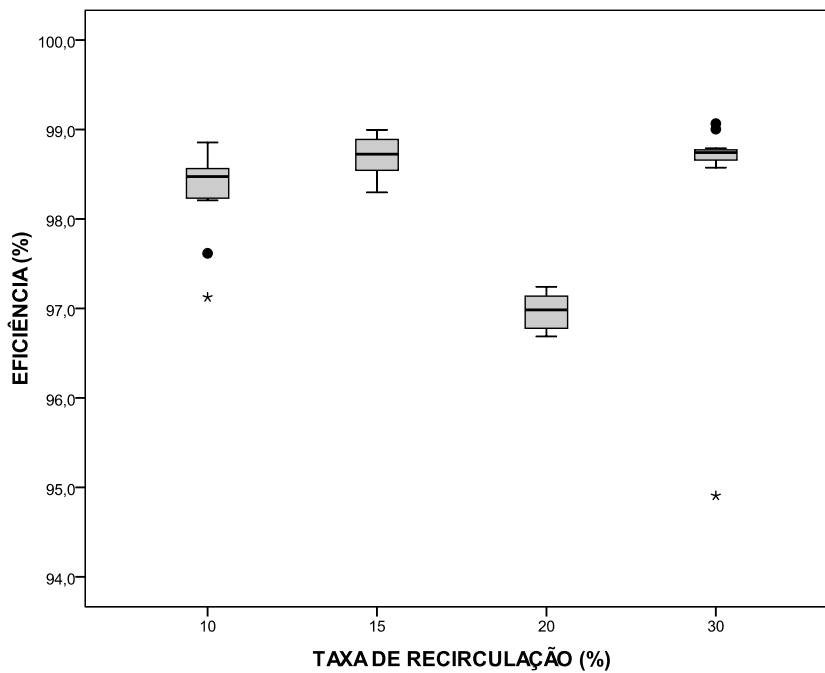
Fonte: Da autora.

Ao analisar os picos de turbidez na ALF ao longo dos experimentos, observa-se que diante deste fato não houve depreciação da qualidade da água clarificada, comprovando a

flexibilidade da FFAD sob o ponto de vista da capacidade de absorver variações na qualidade da água afluyente. Esta elucidação também foi observada por Marques, Camelo e Brandão (1999) ao estudarem o tratamento de água de lavagem via FAD.

Em relação à eficiência em remoção de turbidez para as diferentes TRs, os resultados obtidos encontram-se apresentados na Tabela 8 e na Figura 20. A partir desta, observa-se que, em média, os resultados alcançaram 98% em remoção de turbidez, com exceção da corrida com TR 20% (96,7%). A baixa eficiência da corrida com TR 20% pode ser explicada pelo fato da turbidez afluyente ter sido baixa (média de 50 uT e desvio-padrão de 4,2 uT) comparada com as demais, o que acabou por diminuir a relação de eficiência, já que a turbidez média efluente (água clarificada) foi semelhante à encontrada na AC com TR 15% (1,5 uT). A eficiência para as TR de 10%, 15% e 30%, foi igual a 98,32%, 98,71% e 98,45%, respectivamente. A elevação da TR para 30% não favoreceu a eficiência do processo, que pode ter sido consequência da quebra de flocos provocada pela maior turbulência gerada, aumentando, portanto, a turbidez remanescente na água clarificada (Figura 17 e 19).

Figura 20 – Eficiências em remoção de turbidez para as correspondentes taxas de recirculação (TR) quando aplicada vazão de $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.



Fonte: Da autora.

Segundo o manual técnico de recirculação da ALF (USEPA, 2002), o Estado da Califórnia recomenda que a água seja clarificada e apresente turbidez de até 2 uT ou remoção de sólidos maior que 80%. Por outro lado, o Reino Unido recomenda valores de turbidez até 5 uT para recirculação (UKWIR, 1998). Diante desse contexto, ao se comparar a média dos valores de turbidez obtidos da AC em todas as corridas de flotação, observa-se que a água clarificada com TR 15% e 20% (média 1,5 uT) e TR 30% (média 1,8 uT), atendem à recomendação do Estado da Califórnia, sendo esta mais restritiva que a recomendação do Reino Unido. Entretanto, no Brasil ainda não se tem legislação ou norma específica que verse sobre a recirculação da ALF após clarificação.

Para a escolha da TR a ser empregada na etapa V, foi considerada como sendo aquela que demonstrasse ser um processo estável, alcançasse menor turbidez remanescente na AC, elevada eficiência em remoção de turbidez atrelada ao menor requerimento de ar dissolvido, ou seja, menor taxa de recirculação. Diante destas condições, a taxa de recirculação de 15% foi selecionada a ser aplicada na etapa V, pois apresentou a maior eficiência média de remoção de turbidez (98,7%), turbidez média de 1,5 uT na AC e relação A/S de 0,04 (Tabela 7).

Assim, a hipótese proposta para a elevada eficiência na remoção de sólidos neste equipamento é que, à medida que as microbolhas de ar ascendem à superfície chocam-se perpendicularmente com os flocos contidos na massa líquida que se movimentam horizontalmente através das cortinas (placas), favorecendo a agregação e a “flotabilidade” do floco-bolha. Contudo, a relação massa de ar/ massa de sólido (A/S) deve ser atendida, a fim de evitar ruptura e arraste de flocos.

A escolha da TR de 15% está de acordo com Filho (2000), que afirma ser necessárias taxas de recirculação na faixa de 10% a 20% para garantir a razão ar/sólidos e a dosagem de ar adequada. As eficiências e TR da presente pesquisa (FFAD) são corroboradas com os resultados obtidos por Marques, Camelo e Brandão (1999) para o tratamento de ALF (cerca de 98% de remoção em turbidez). Reali, Moruzzi e Patriazzi (2003) ao realizarem flotação por ar dissolvido em água com turbidez de 200 uT, conseguiram elevada eficiência em remoção de turbidez (97%) quando aplicada taxa de recirculação de apenas 10%. Contudo, a relação ideal A/S obtida foi elevada (0,05 a 0,06) bem como a turbidez remanescente da água clarificada (5,5 uT).

Silva e Delazari (2004) avaliando a floto-filtração da água de lavagem da ETA do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Mogi Mirim, São Paulo, alcançaram eficiência de turbidez igual a 99,3% da água clarificada por flotação seguida de filtração,

utilizando taxa de recirculação igual de 12%. Ao comparar seus resultados com os obtidos nesta pesquisa com o equipamento desenvolvido (FFAD), constata-se o potencial da floculação em cortinas agregada a flotação, já que foi possível alcançar eficiência próxima (98,7%) sem empregar a etapa de filtração.

Em relação ao tempo de detenção hidráulico (TDH), Campos (1985) ressalta que em estações convencionais (sedimentação) de tratamento de água requerem TDH na ordem de 3 a 5 horas. Em sua pesquisa utilizando tratamento convencional com flotação, o TDH foi inferior a 1 hora. No caso do equipamento em estudo, o FFAD, foram obtidos TDHs (22 a 15 minutos) menores que os encontrados pelo referido autor.

Mahmoodian *et al.* (2007) ao realizar estudos em água de lavagem de filtros aplicando a técnica de FAD, obtiveram os melhores resultados para remoção de turbidez (97%) utilizando os parâmetros de pressão de saturação igual a 5 atm e taxa de recirculação igual a 25%. Contudo, as condições operacionais mais econômicas consideradas pelo autor foram quando aplicadas taxa de recirculação igual a 20% e pressão a 4 atm. Este valor de TR supera a faixa de valores - 5 a 15% - propostos por Richter (2001) e Di Bernardo e Dantas (2005). No caso dos resultados obtidos nesta pesquisa, em termos de valores absolutos de turbidez obtidos no FFAD, os melhores resultados alcançados foram com TR 15%, com turbidez média de 1,5 uT e remoção de 98,7%.

Vale ressaltar que, as variações na turbidez da ALF observadas ao longo dos experimentos (Figura 17), não refletiram de forma significativa na qualidade da água clarificada (Figura 17 e 19) e na eficiência – sempre superior a 96% (Figura 20), o que comprova a flexibilidade e robustez do FFAD sob o ponto de vista da qualidade da água afluyente.

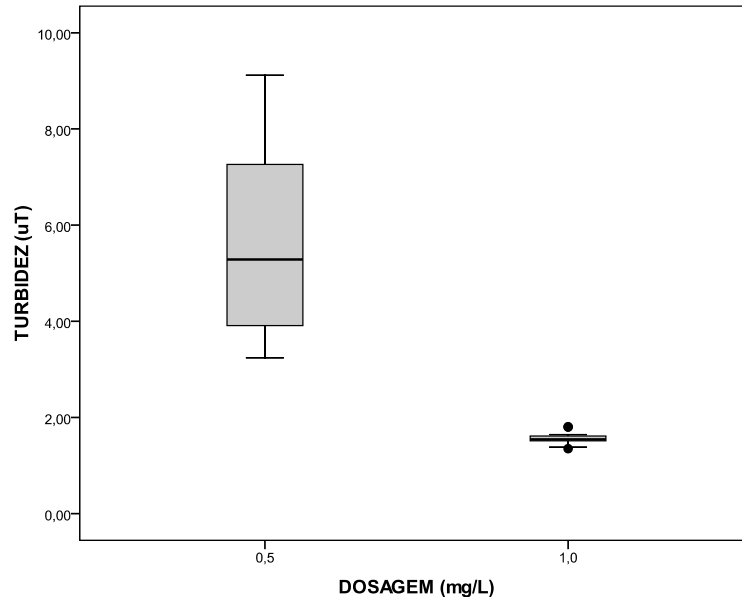
5.4.2 Etapa IV B – Avaliação da dosagem do polímero FO 4350

Em ensaios preliminares de floco-flotação por ar dissolvido na ausência de polímero, foi observado visualmente que o sistema não apresentou viabilidade de tratamento, haja vista que não foi observada clarificação da água de lavagem do filtro, devido não ter ocorrido formação de flocos para serem flotados. Desta forma, devido à elevada eficiência em remoção de turbidez (98,9%) obtida na etapa II A quando empregado o polímero FO 4350 a uma dosagem de $0,5 \text{ mgL}^{-1}$ em ensaios de Jar Test, buscou-se avaliar a aplicação desta dosagem no FFAD e compará-lo com a dosagem de 1 mgL^{-1} (eficiência 99,5%), aplicando taxa de recirculação de 15% da vazão afluyente, escolhida a partir da etapa IV A.

Os resultados obtidos da avaliação da turbidez da água clarificada referentes a dosagens de polímero encontram-se na Figura 21. A partir dela, observa-se que a aplicação da dosagem de 1 mg.L^{-1} forneceu menores resultados de turbidez remanescente na água clarificada, apresentando média de $1,5 \text{ uT}$. Além disso, percebe-se para essa dosagem, certa estabilidade no processo por não apresentar ampla faixa de variação de turbidez. Já para a dosagem de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, verificou-se uma amplitude de turbidez de $3,24$ a $9,12 \text{ uT}$ com média de $5,6 \text{ uT}$, conforme visto na Figura 21. Assim, foi obtida uma eficiência de $96,8\%$ e $98,7\%$ para as dosagens de $0,5$ e $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Isto reafirma os resultados obtidos durante a Etapa II – A em que a dosagem de polímero a 1 mg.L^{-1} , alcançou a maior eficiência.

Freitas *et al.* (2010) encontraram semelhante dosagem ótima de polímero (1 mg.L^{-1}), para a clarificação por sedimentação da água de lavagem dos filtros da ETA da Universidade Federal de Viçosa, a qual apresentou turbidez média de $58,4 \text{ uT}$. Contudo, pesquisas de Scalize e Di Bernardo (1998) para clarificação por sedimentação de ALF (turbidez 154 uT), os seus melhores resultados de turbidez remanescente ($10,1 \text{ uT}$) foram obtidos quando aplicada dosagem de polímero aniônico de $4,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Esta dosagem supera a dosagem ótima (1 mg.L^{-1}) quando comparada com a presente pesquisa, indicando que no processo de flotação há redução no consumo de produtos químicos conforme afirma Tessele *et al.*, 2005.

Figura 21 – Resultados de turbidez do ensaio comparativo de FFAD utilizando polímero FO 4350 nas dosagens de $0,5$ e $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$.



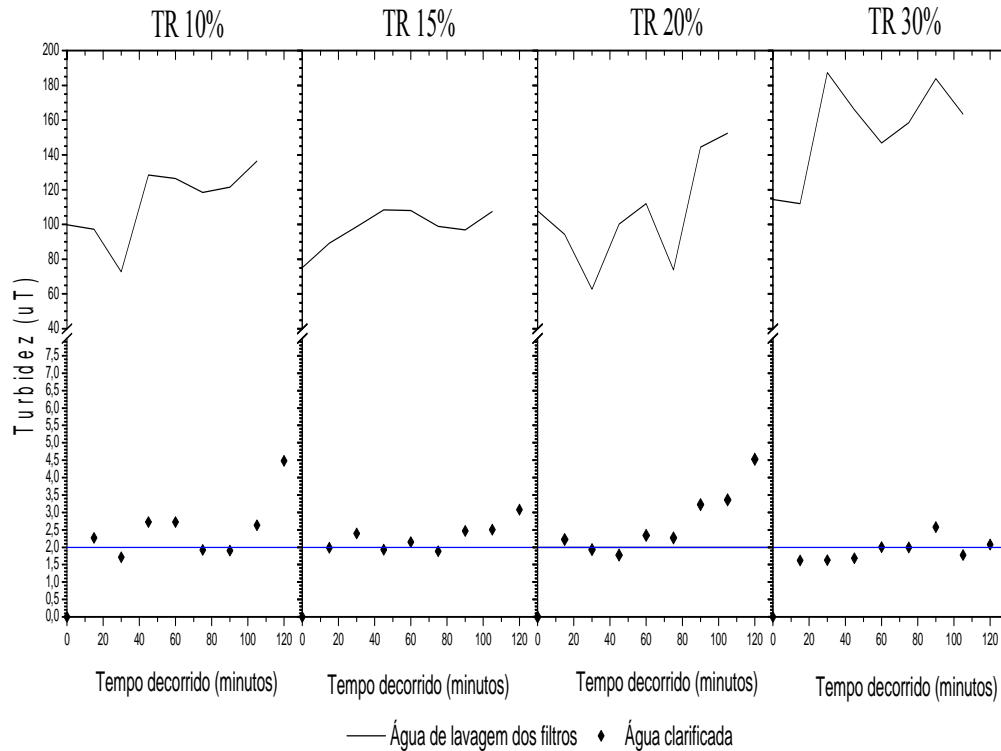
Fonte: Da autora.

5.4.3 Etapa IV C – Variação na Taxa de Aplicação Superficial (TAS) nos ensaios de FAD

O aumento na vazão afluyente ao equipamento e variações na taxa de recirculação (TR) promovem elevação da Taxa de Aplicação Superficial (TAS), conforme demonstra a Equação 3. Os valores das TAS avaliados nesta etapa encontram-se descritos na Tabela 7. Utilizando vazão afluyente igual a $1,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (vazão 50% superior à vazão empregada na Etapa IV A), tem-se que a TAS variou de 81,6 a $96,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, a depender da TR aplicada.

Os valores da turbidez encontrados na água de lavagem dos filtros e na água clarificada quando realizados ensaios de FFAD em diferentes taxas de recirculação encontram-se na Figura 22. As variações na turbidez da AC são ligeiramente correspondidas com os picos de turbidez verificados na ALF ao longo dos experimentos. Dessa forma, pode-se dizer que não foi observada estabilidade no processo, devido às variações da turbidez na AC, diferente de quando empregada vazão menor ($1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). Porém, a água clarificada apresentou resultados de turbidez remanescente, inferiores a 5 uT para as TR adotadas. Nesse contexto, a qualidade da AC é considerada satisfatória do ponto de vista do parâmetro turbidez, para ser recirculada ao processo de tratamento da água *in natura* conforme recomendado no Reino Unido (UKWIR, 1998). Todavia, essa recomendação é menos restritiva que a adotada na Califórnia, onde a água clarificada para ser recirculada deve atender a meta de 2 uT.

A partir da Tabela 9 observa-se que a ALF apresentou um mínimo de 52,8 uT (TR 10%) e um máximo de 187,5 uT (TR 30%), onde o ensaio de FFAD em que se obteve a maior turbidez média da ALF (154,1 uT) foi quando aplicada TR 30%, bem como a que obteve menor turbidez média remanescente na água clarificada (2 uT). Para as demais taxas, foram obtidas turbidez médias na AC iguais a 2,5 uT (TR 10%), 2,3 uT (TR 15%) e 2,7 uT (TR 20%). Assim, observa-se que, a turbidez da AC diminui à medida que a TR aumenta, para a vazão estudada.

Figura 22 - Turbidez da água de lavagem na FAD com vazão igual a $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Fonte: Da autora.

Tabela 9 – Eficiência do FFAD com vazão de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ em diferentes taxas de recirculação.

TR	Amostra	Eficiência (%)	Média (uT)	Desvio-padrão (uT)	CV	Mínimo (uT)	Máximo (uT)
10%	ALF	97,7	114,5	30	0,26	52,8	136,5
	AC		2,5	0,8	0,34	1,72	4,5
15%	ALF	97,7	100,4	6,9	0,07	89,3	108,5
	AC		2,3	0,4	0,17	1,89	3,08
20%	ALF	97,4	107,8	31,5	0,29	62,8	152,5
	AC		2,7	0,9	0,34	1,78	4,53
30%	ALF	98,7	154,1	28,4	0,18	112	187,5
	AC		2	0,3	0,16	1,53	2,58

Fonte: Da autora.

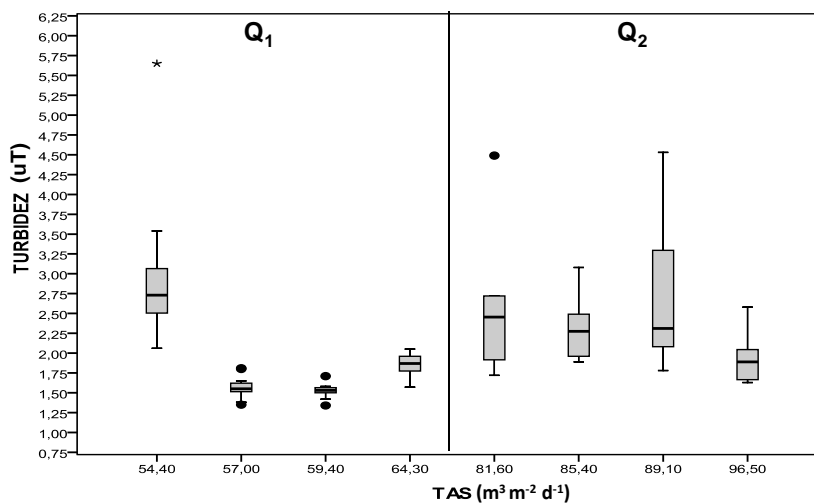
Nota: CV- Coeficiente de Variação; ALF – Água de Lavagem do Filtro; AC – Água Clarificada.

Considerando os resultados analisados nas vazões de $1,0$ e $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, observa-se que os menores resultados de turbidez remanescente na água clarificada ($1,5 \text{ uT}$) foram encontrados quando aplicado baixa taxa de aplicação superficial, com valores de 57 e $59,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (TR 15% e 20%, respectivamente, na vazão $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), conforme mostra a Tabela 9. Em contrapartida, para as taxas de aplicação superficial iguais a $54,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (quando se

aplicado TR 10% da vazão afluente de $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) e $89,1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (TR 20% da vazão afluente de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) são obtidos os maiores residuais de turbidez na água clarificada, 2,9 uT e 2,7 uT, respectivamente.

Em consonância a recomendação do estado da Califórnia (USEPA, 2002) para a recirculação da água clarificada oriunda da água de lavagem dos filtros, observa-se na Figura 23 que somente quando empregado TAS de $57,0$; $59,4$ e $64,3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $96,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, tem-se o intervalo interquartil (IIQ) da turbidez remanescente com valores menor ou igual a 2 uT, ou seja 50% dos resultados de turbidez da água clarificada demonstram serem maiores que os quartis inferior e superior correspondente a cada TAS. Os *outliers* (dados incomuns) verificados são considerados como dados extremos ou atípicos. Os primeiros, simbolizados por asterisco, indicam que tal valor supera ou é reduzido em 150% do conjunto de dados presentes no IIQ. Enquanto que, os dados atípicos, simbolizados por círculos preenchidos, superaram ou ficaram abaixo do IIQ em 50%, a partir do terceiro ou primeiro quartil, respectivamente. Contudo, a turbidez da água clarificada para as demais TAS não superaram a 5 uT (exceto o valor correspondente ao minuto 120 com TR 10%, evidenciado na Figura 17, devido a falha pontual na dosagem do polímero), portanto estariam em atendimento a recomendação do Reino Unido (UKWIR, 1998). Assim, utilizando como critério a recomendação do estado da Califórnia (turbidez até 2 uT) pode-se dizer que a elevação das taxas de aplicação superficial impactou na turbidez da água clarificada.

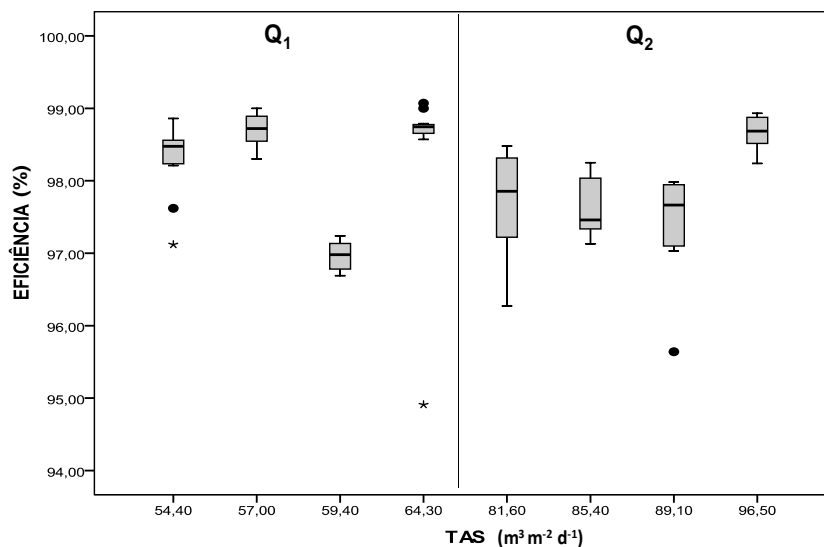
Figura 23 - Gráfico box-plot da turbidez da água clarificada nas vazões iguais a $Q_1 = 1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e $Q_2 = 1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ diferentes taxas aplicação superficial ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).



Fonte: Da autora.

Em termos de eficiência na remoção de turbidez, observa-se a partir da Figura 24 que todas as taxas de aplicação superficial estudadas alcançaram eficiências iguais ou superiores a 97%. Marques, Camelo e Brandão (1999) também alcançaram eficiências em remoção de turbidez semelhantes (98%) quando aplicada TAS inferiores a $100 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Destacam-se com eficiências similares (98,7%) as taxas de 57 e $96,5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, quando aplicada TR de 15 e 30% para vazões de $1,0$ e $1,5 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$, respectivamente. Com isso, observa-se que para um incremento de 50% da vazão afluyente, tem-se que a melhor taxa de recirculação obtida (30%) foi o dobro da melhor TR da vazão de $1 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ (15%). O mesmo acontece com a relação A/S, passando de 0,03 a 0,07. Desta forma, a TAS de $57 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, a qual obtêm a maior remoção média de turbidez (98,7%) com um menor consumo de ar (TR 15%), foi adotada para realização dos próximos experimentos. Apesar da TAS de $64,3 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ com TR de 30 % (vazão de $1,0 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$) ter apresentado eficiência próxima (igual a 98,5%) à da TAS comentada anteriormente, sua turbidez média da água clarificada (1,8 uT) foi superior à da TAS $57 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (1,5 uT).

Figura 24 - Gráfico box-plot das taxas de aplicação superficial versus sua eficiência em remoção de turbidez.



Fonte: Da autora.

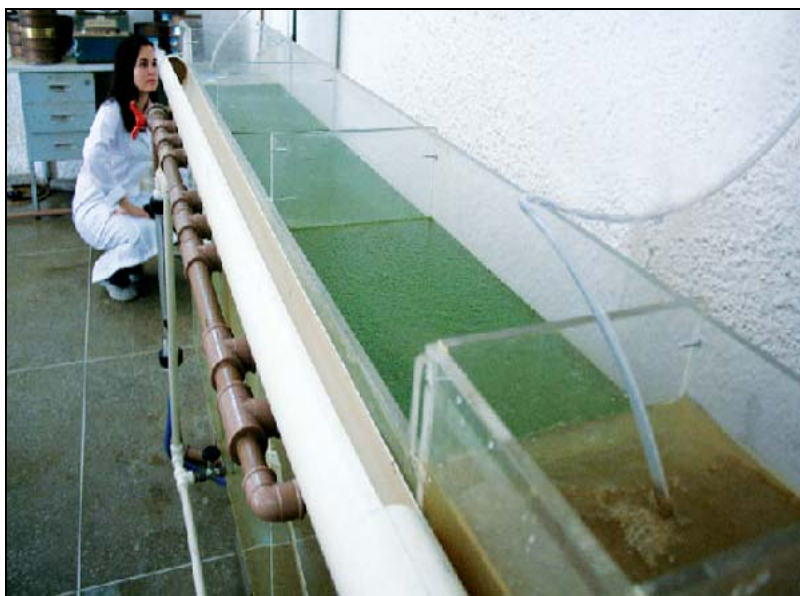
Silva e Delazari (2004) conseguiram eficiência de 99,3% em remoção de turbidez de água de lavagem de filtro utilizando TAS $293 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, apenas após a filtração em um sistema convencional de FAD. Campos (1985) ao utilizar taxa de aplicação superficial de 120

$\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ e taxa de recirculação de 15%, observou tendência de diminuição na eficiência de remoção de turbidez à medida que aumentou a TAS. Filho e Brandão (2000) também observaram redução na eficiência do processo de FAD ao duplicar a taxa de aplicação de 194 para $388 \text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

5.5 Etapa V – Ensaio de FFAD com os parâmetros operacionais ótimos para coleta e análises físico-químicas da ALF e AC com vistas ao atendimento das legislações vigentes

Os ensaios de FFAD utilizando os parâmetros ótimos ($\text{TAS} = 57 \text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, $\text{TR} = 15\%$, dosagem de polímero igual a 1mg.L^{-1}) pode ser evidenciado através da Figura 25. Os resultados das análises físico-químicas das amostras de ALF coletadas durante esta etapa para caracterizar e verificar o atendimento quanto às legislações CONAMA e SEMACE, encontram-se reunidos na Tabela 10. A partir desta, observa-se que apenas os parâmetros: pH, *E. coli*, Fluoreto, Sólidos dissolvidos e Amônia, atenderam integralmente aos padrões ambientais vigentes para o lançamento em corpos hídricos da Resolução nº 357/05 e 430/11 do CONAMA e a Portaria nº 154/02 da SEMACE.

Figura 25 - Equipamento Floco-Flotador por Ar Dissolvido (FFAD) em operação na Etapa IV A.



Fonte: Cagece, 2011.

Tabela 10 - Valores médios referentes às amostras da água de lavagem do filtro 16 da ETA Gavião usados para caracterização e verificação do atendimento às legislações referentes ao lançamento de efluentes em corpos hídricos.

PADRÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS							
Legislação	pH	Alumínio mg/L	Amônia mg/L	DQO mg O₂/L	Cor uH	Fluoreto mg/L	
CONAMA n° 430 / n° 357	5,0 – 9,0	0,1	20	-	75	10	
SEMACE n° 154	5,0 – 9,0	-	20**	200	-	10	
Legislação	Sólidos Sedim. mg/L	Sólidos Dissolvidos mg/L	Sólidos Suspensos mg/L	Coliformes Totais NMP/100mL	E. coli NMP/100mL	Turbidez UT	
CONAMA n° 430 / n° 357	Até 1	500	-	-	1000	100	
SEMACE n° 154	Até 1	-	100	-	5000	-	
RESULTADOS EXPERIMENTAIS							
Parâmetros	Unidade	ALF 01	ALF 02	ALF 03	Média	Desvio Padrão	Atendimento ao CONAMA/ SEMACE
Alumínio	mg/L	0,22	0,19	0,64	0,35	0,25	✘ / -
Amônia	mg/L	0,11	0,33	0,22	0,22	0,11	✓ / ✓
Coliformes Totais	NMP/100mL	28.000	61.310	21.430	33258,6*	21382	- / -
Cor	uH	533	500	1000	677,6	279,6	✘ / -
DQO	mg O ₂ /L	265	221	745	410,3	290,6	- / ✘
E. coli	NMP/100mL	86	ausente	ausente	0*	49,6	✓ / ✓
Fluoreto	mg/L	0,83	0,22	0,88	0,64	0,37	✓ / ✓
pH	-	7,38	7,51	7,35	7,4	0,09	✓ / ✓
Sólidos Totais	mg/L	590	630	730	650	72,11	- / -
Sólidos Fixos	mg/L	250	300	320	290	36	- / -
Sólidos Voláteis	mg/L	340	330	410	360	43,6	- / -
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	18	35	48	33,66	15	✘ / ✘
Sólidos Suspensos	mg/L	320	340	380	346,6	30,5	- / ✘
Sólidos Fixos	mg/L	0	100	20	40	53	- / -
Sólidos Voláteis	mg/L	320	240	360	306,6	61,1	- / -
Sólidos Dissolvidos	mg/L	270	290	350	303,3	41,6	✓ / -
Sólidos Fixos	mg/L	NA	200	280	240	56,6	- / -
Sólidos Voláteis	mg/L	NA	90	70	80	14,14	- / -
Turbidez	UT	218,8	241	329,3	263	58,45	✘ / -

Fonte: Da autora.

Nota: * Média geométrica;

** Valor alterado pela Portaria n° 111/2011 da SEMACE, em 05 de abril de 2011;

NA: Não analisado;

✓: Atendimento à legislação;

✘: Não atendimento à legislação;

- : Não contemplado na legislação;

ALF: Água de lavagem do filtro;

Sedim.: Sedimentáveis.

Por outro lado, ainda de acordo com as resoluções nº 357/05 e nº 430/11 do CONAMA, a água de lavagem da ETA Gavião não atendeu aos padrões de lançamento referentes aos parâmetros Alumínio, Turbidez, Cor, Sólidos Sedimentáveis. De acordo com a Portaria nº 154/02 da SEMACE, os parâmetros demanda química de oxigênio, sólidos suspensos e sedimentáveis também não se adéquam aos padrões de lançamento. Os resultados encontrados para estes parâmetros superaram o limite máximo estabelecido pelas referidas legislações, evidenciando que a disposição desse efluente sem o devido tratamento pode comprometer a qualidade da água do corpo receptor, tornando necessário o seu tratamento.

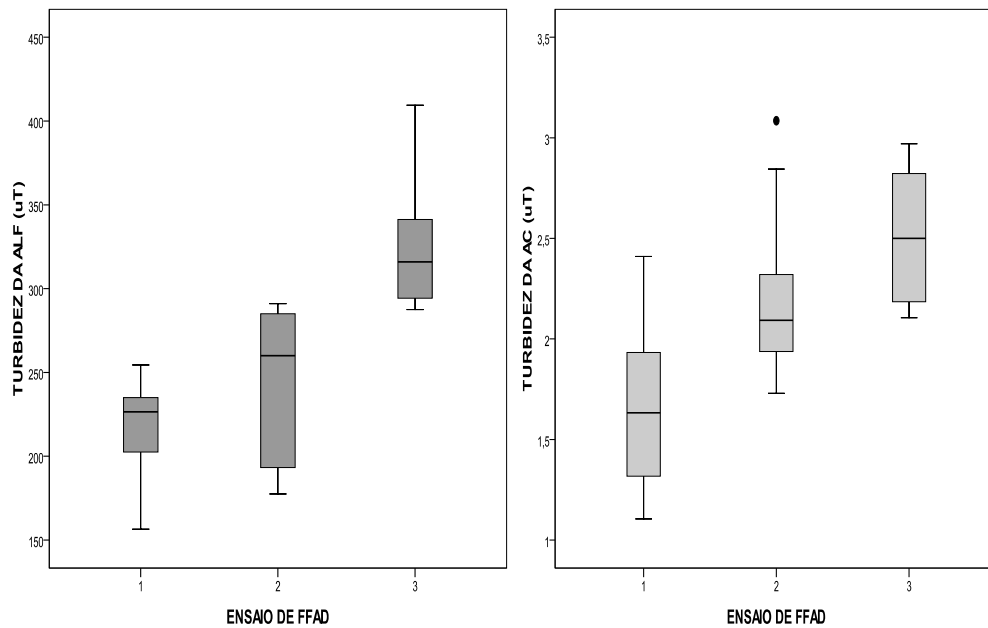
Apesar do parâmetro alumínio não estar contido nas metas obrigatórias da Resolução nº 430/11, retira-se do seu Art. 5 §2º, que os parâmetros que não estejam incluídos nestas metas, devem ser obedecidos os padrões de qualidade do corpo receptor o qual esteja enquadrado quanto a sua classe (BRASIL, 2011). Assim, como o açude Gavião possui a recreação de contato primário dentre os seus usos múltiplos da água, o mesmo classifica-se como sendo de Classe II, tendo como valor máximo permitido da concentração de alumínio o valor de $0,1\text{mgL}^{-1}$ em corpos desta classe. Dessa forma, este valor foi tomado como referência.

5.5.2.1 Parâmetro: Turbidez

Os valores referentes à turbidez da ALF e AC obtidos nos ensaios de FFAD estão apresentados na Figura 26. Observa-se que a turbidez da ALF apresentou diferenças quando comparadas as amostras utilizadas na Etapa IV, as quais apresentavam turbidez inferior a 200 uT. Enquanto que nesta etapa, a turbidez da ALF para os três ensaios realizados superaram este valor.

De acordo com a Resolução nº 357/05 (CONAMA, 2005), o qual estabelece o padrão de qualidade para corpos de água, tem-se para corpos de água classe II valor máximo de turbidez permitido igual a 100 uT. Dessa forma, ao observar a Figura 26 (à esquerda), percebe-se que a ALF dos três ensaios superaram ao padrão de qualidade exigido, demonstrando, portanto, que ALF não atende a referida legislação.

Figura 26 – Box-plot da Água de Lavagem do Filtro (à esquerda) e turbidez da Água Clarificada (à direita) durante a corrida de Floco-Flotação.



Fonte: Da autora.

A partir da Tabela 11 observa-se que, o segundo ensaio apresentou a maior variação de turbidez na ALF (desvio padrão de 43,58 uT) e que durante o terceiro foi encontrado o maior pico de turbidez (410 uT). Ao analisar a turbidez da água clarificada é observada que somente no primeiro ensaio foi alcançada turbidez inferior a 2,0 uT, apresentando média igual a 1,7 uT. Os ensaios seguintes (2 e 3) apresentaram valores médios de turbidez iguais a 2,2 e 2,5 uT, respectivamente. Estes resultados foram superiores aos encontrados na etapa anterior (média de 1,5 uT) quando empregada taxa de recirculação 15% e vazão $1\text{m}^3\text{h}^{-1}$. Acredita-se que esta diferença esteja vinculada aos valores de turbidez da ALF, já que nesta etapa, foram superiores aos obtidos na etapa anterior (acima de 200 uT), demonstrando que o sistema FFAD apresenta bons resultados quando a turbidez afluente não supera este valor. Apesar da variabilidade da turbidez da ALF, as amostras de água clarificada apresentaram desvio padrão máximo de 0,4 uT e coeficiente de variação de 24%.

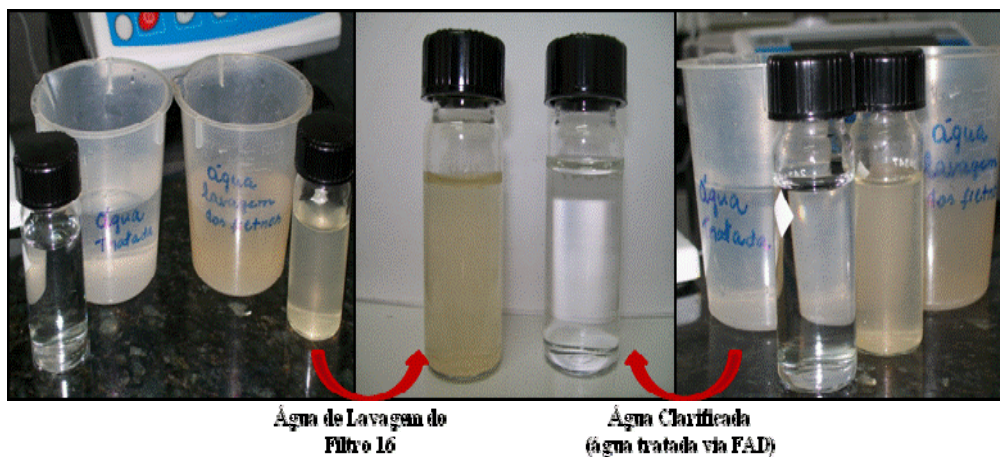
Tabela 11 - Eficiência dos ensaios de FFAD com TR 15% e vazão $1,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

Ensaio	Amostra	Eficiência (%)	Média (uT)	Desvio-padrão	CV	Mínimo (uT)	Máximo (uT)
1	ALF	99,2	218,8	32	0,14	156	255
	AC		1,7	0,4		0,24	1,09
2	ALF	99,0	241	43,58	0,18	177	291
	AC		2,2	0,4		0,18	1,72
3	ALF	99,2	329,3	38,95	0,11	281	410
	AC		2,5	0,34		0,13	2,06

Fonte: Da autora.

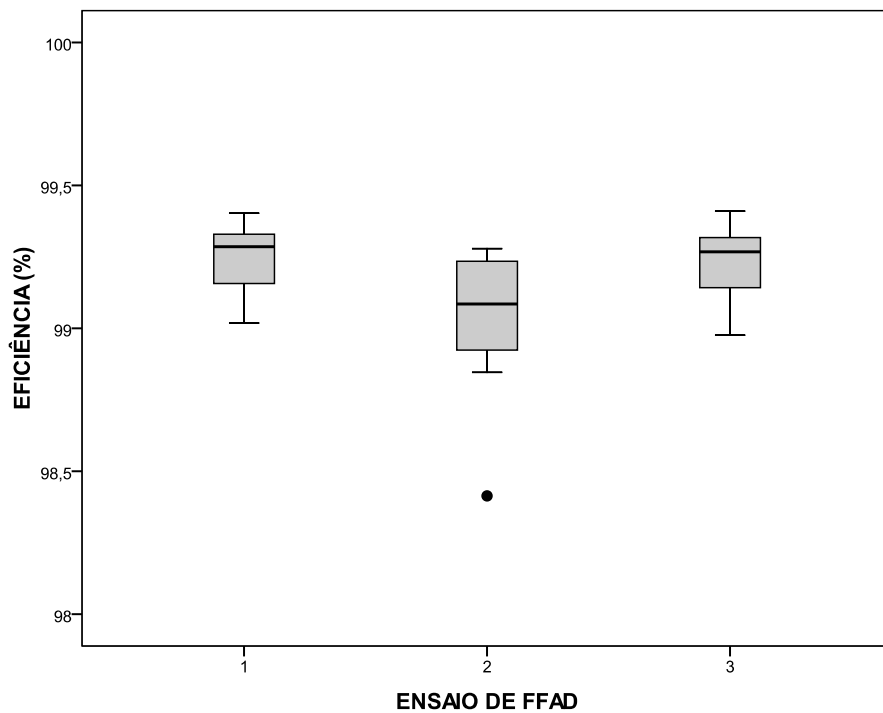
Contudo, mesmo diante da elevada turbidez afluyente ao equipamento, as eficiências obtidas foram elevadas. Nos ensaios realizados foram alcançados valores médios de eficiência superiores a 99%, indicando uma elevada capacidade de tratamento e flexibilidade operacional do equipamento proposto (Figuras 26 e 27). Mesmo havendo mudanças na turbidez da água de lavagem do filtro, observa-se que as eficiências nos processos de FAD são equivalentes. Ao contrário do observado nesta pesquisa, Marques, Camelo e Brandão (1999) ao tentar recuperar água de lavagem de filtros da ETA BsB em Brasília por FAD, observaram redução na eficiência do processo quando a ALF sofria alterações. Reali e Braga (1998) também observaram redução da eficiência do processo quando se observava alteração na qualidade do afluyente ao tratá-lo em sistema de FAD.

Figura 27 - Fotografias de amostras de água de lavagem e água clarificada (designada "tratada") por Floco-Flotação por ar dissolvido referentes ao primeiro ensaio.



Fonte: Da autora.

Figura 28 - Eficiência de remoção de turbidez em percentual (%) para cada ensaio de FFAD.



Fonte: Da autora.

Verifica-se que mesmo diante de elevadas eficiências, a turbidez média da AC nesta etapa, supera no mínimo três vezes ao padrão de potabilidade de 0,5 uT para sistema de filtração direta, conforme estipulado pela Portaria nº 2914/11 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) não podendo ser inserida juntamente com a água tratada. Contudo, ao compará-la com a qualidade da turbidez da água bruta do açude Gavião (Figura 13), conclui-se que a AC possui valores de turbidez inferior aos valores obtidos no ano de 2011 (12 uT), podendo ser reaproveitada ao processo de tratamento da estação, reduzindo assim custos com produtos químicos e matéria-prima.

5.5.2.2 Parâmetro: Cor Aparente

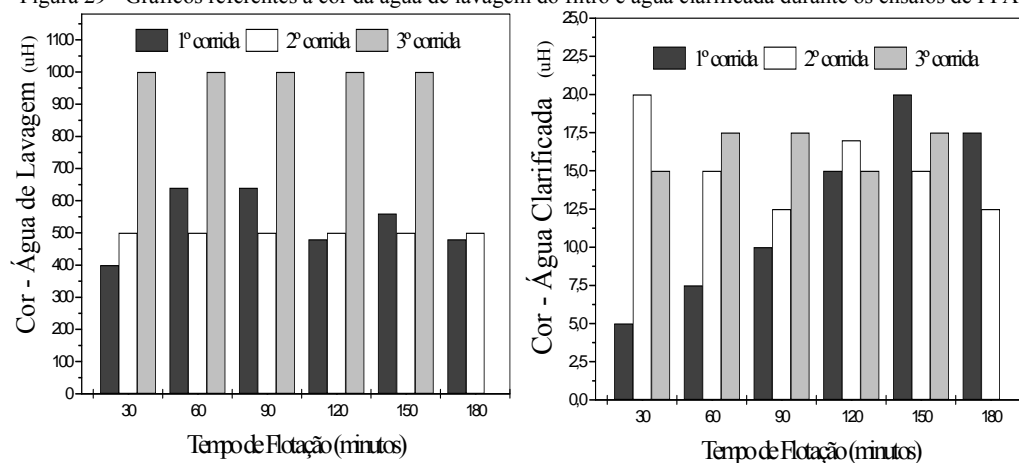
Os resultados de cor aparente obtidos das amostras da ALF estão mostrados na Figura 29. Os valores de cor aparente da ALF no primeiro ensaio não permaneceram constante, variando de 400 a 640 uH, diferente dos valores encontrados no segundo e terceiro

ensaio, os quais mantiveram-se constantes em 500 e 1000 uH, respectivamente. Como no parâmetro turbidez, estas diferenças podem estar vinculadas também à forma de armazenamento da água de lavagem e às alterações nas características da água *in natura* utilizada na ETA Gavião.

Os resultados obtidos para as amostras da água clarificada mostram que o valor máximo encontrado foi 20 uH, no primeiro e segundo ensaio. A maioria dos resultados de cor foram menores ou igual a 15 uH, sendo este valor estipulado como o máximo permitido para água potável (BRASIL, 2011). Desta forma, a eficiência média da flotação por ar dissolvido mostrou-se com capacidade de remoção de 97,6% do parâmetro cor aparente.

De acordo com a resolução do CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), são aceitos valores de até 75 uH nos corpos hídricos de classe II. Dessa forma, os valores de cor da ALF chegam a extrapolar 13 vezes do valor permitido pela referida legislação. Em relação a AC, esta atende plenamente a legislação específica. Quando se analisa a Portaria nº 2914/11 (BRASIL, 2011) a qualidade da AC atende em sua maioria ao padrão da cor aparente, porém devido a alguns momentos ter excedido ao padrão máximo permitido de 15 uH, a mesma deverá ser retornada ao tratamento caso se deseje reaproveitá-la.

Figura 29 - Gráficos referentes à cor da água de lavagem do filtro e água clarificada durante os ensaios de FFAD.



Fonte: Da autora.

5.5.2.3 Parâmetro: Alumínio

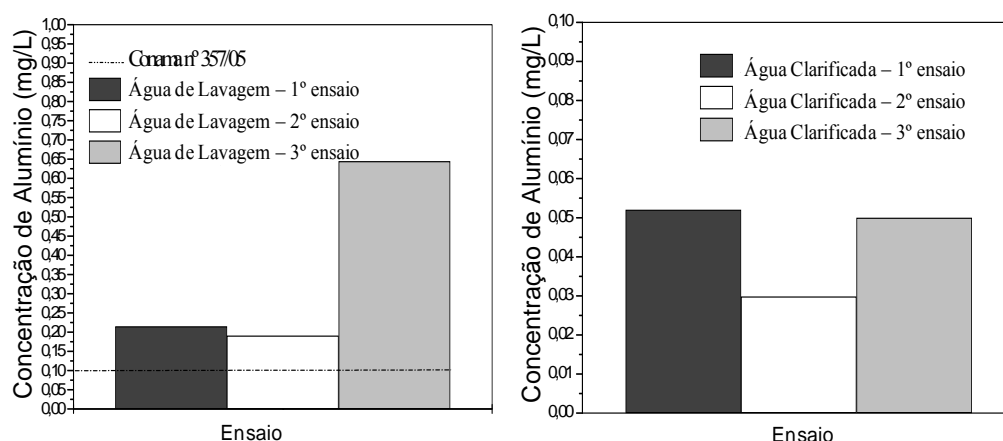
Observou-se que em todas as amostras da ALF, nos três ensaios realizados, apresentaram concentração de alumínio superior ao padrão máximo permitido de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$

para corpos hídricos classe II estabelecido pela resolução nº 357/05 (BRASIL, 2005), chegando a alcançar valores superiores a seis vezes ao padrão, conforme mostra a Figura 30 (à esquerda). Em contrapartida, verifica-se que em todas as amostras de água clarificada, a presença de alumínio foi inferior a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 29, à direita).

Barroso e Cordeiro (2001) comentam que, apesar do alumínio ser necessário ao tratamento de água, o mesmo exerce papel de destaque face às suas potenciais ações tóxicas, sendo necessário manter-se um monitoramento da presença e quantidade quanto à disposição e reutilização dos resíduos de ETA. Assim, para que a ALF seja lançada em corpos hídricos é necessária realização de tratamento prévio, já que conforme Pohling *et al.* (2009) afirmam que teores de alumínio superiores a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ são tóxicos aos peixes e podem causar também a morte da comunidade planctônica, causando desequilíbrios nos corpos hídricos receptores.

Assim, o tratamento da ALF através da tecnologia de Flotação por Ar Dissolvido consegue ajustar este parâmetro para disposição no meio ambiente, haja vista que obteve baixas concentrações (máximo de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) deste elemento e significativas eficiências, conforme verificado na Figura 29 e 30.

Figura 30 – Valores médios das concentrações de alumínio presente na ALF e AC respectivamente nos ensaios de FFAD.

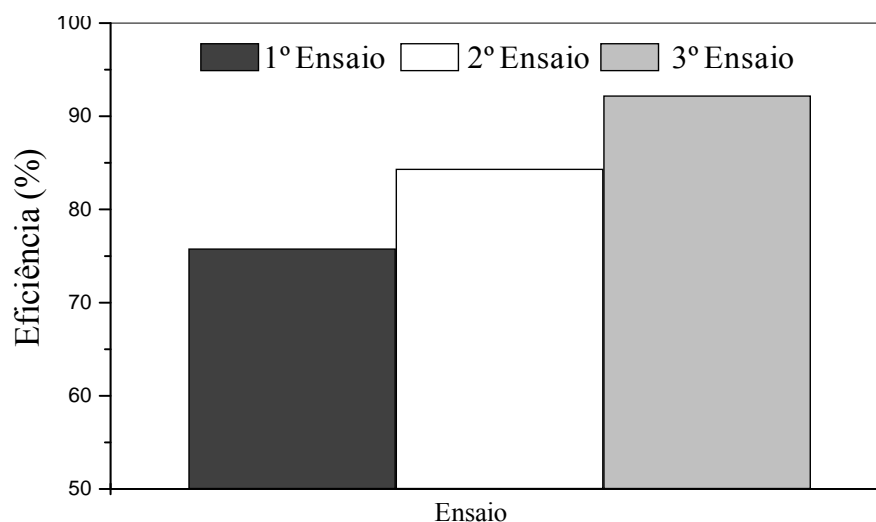


Fonte: Da autora.

Observa-se a partir da Figura 30 uma eficiência mínima de 75% e máxima de 92,2% no primeiro e terceiro ensaio, respectivamente, alcançando valores de alumínio na AC iguais a $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$. A eficiência de 84,4% correspondente ao segundo ensaio, alcançou concentração de alumínio na água clarificada igual a $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. É importante ressaltar que

mesmo havendo elevação na concentração de alumínio na ALF, no caso do terceiro ensaio, a capacidade do FFAD em removê-lo foi alterada positivamente, ou seja, ocorreu acréscimo na eficiência em resposta a elevação da concentração.

Figura 31 - Eficiência em remoção de alumínio presente na água de lavagem após tratamento por FFAD.



Fonte: Da autora.

Nesta pesquisa, a Flotação por Ar Dissolvido apresentou elevada capacidade de remoção do metal alumínio, pois uma concentração máxima de alumínio na ALF igual a 0,65 mg/L foi reduzida para 0,05mg/L. Desta forma, observa-se o atendimento da água clarificada quanto a este parâmetro além de demonstrar a possibilidade de reaproveitamento desta água para a estação de tratamento, haja vista que a concentração de alumínio encontrado é inferior a estipulada pela Portaria nº 2914/11(BRASIL, 2011). Contudo, estudos adicionais de balanço de massa devem ser realizados.

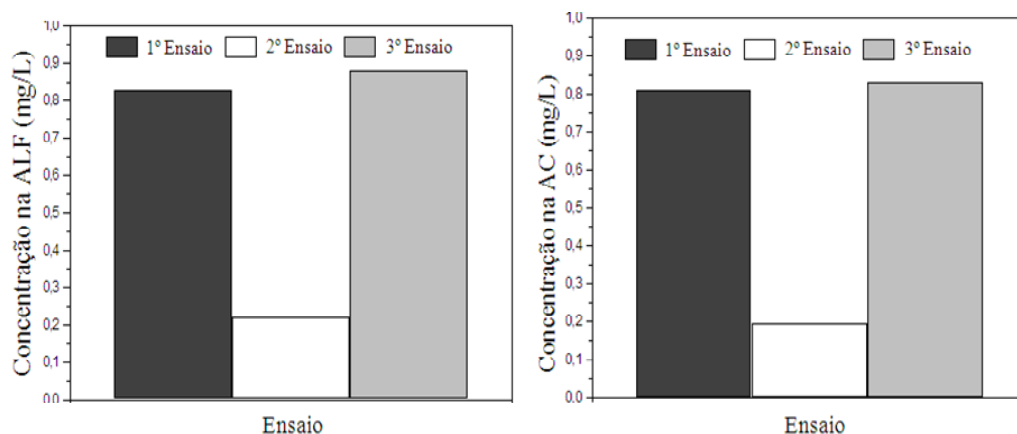
5.5.2.4 Parâmetro: Fluoreto

Devido à fluoretação da água durante o processo de tratamento, o efluente oriundo das lavagens dos filtros apresenta concentração de flúor quatro vezes superior à encontrada na água *in natura* (média de 0,20 mg.L⁻¹ em 2011), conforme mostra a Figura 32, exceto para o segundo ensaio.

Ao submeter a ALF ao processo de flotação por ar dissolvido (FAD) no primeiro ensaio, a concentração inicial foi de $0,83 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que a concentração final obtida na água clarificada foi igual a $0,81 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentando uma eficiência de remoção de apenas 2,4%. Valores semelhantes também foram obtidos no terceiro ensaio (ALF com 0,88 e AC com $0,83 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que no segundo ensaio, a quantidade de fluoreto estava reduzida a um quarto dos valores anteriores. Acredita-se que essa significativa diferença esteja atrelada a falha no processo de dosagem do ácido fluossilícico. Importante ressaltar que a concentração média de fluoreto na AC é superior a concentração presente na água tratada ($0,7 \text{ mg.L}^{-1}$).

Esses baixos valores referente à concentração de fluoreto na ALF, faz esta atender tanto a resolução nº 430/11 (CONAMA, 2011) e a Portaria nº 154/02 (SEMACE, 2002) as quais versam sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, onde estipulam concentração máxima de 10 mg.L^{-1} de fluoreto presente no efluente a ser descartado em corpos hídricos. Assim, tem-se que a quantidade de fluoreto presente na ALF está abaixo do limite máximo para o lançamento em corpos hídricos e conseqüentemente a AC também está de acordo com as legislações ambientais. A partir deste fato, é observado que a água clarificada demonstra capacidade em ser reaproveitada para retornar ao tratamento. Entretanto, deve ser realizado um estudo referente à contribuição do Fluoreto presente na água a ser retornada através de cálculo de balanço de massa, a fim de que a qualidade final da água tratada não seja comprometida.

Figura 32 - Concentrações de Fluoreto referente às amostras de ALF e AC.

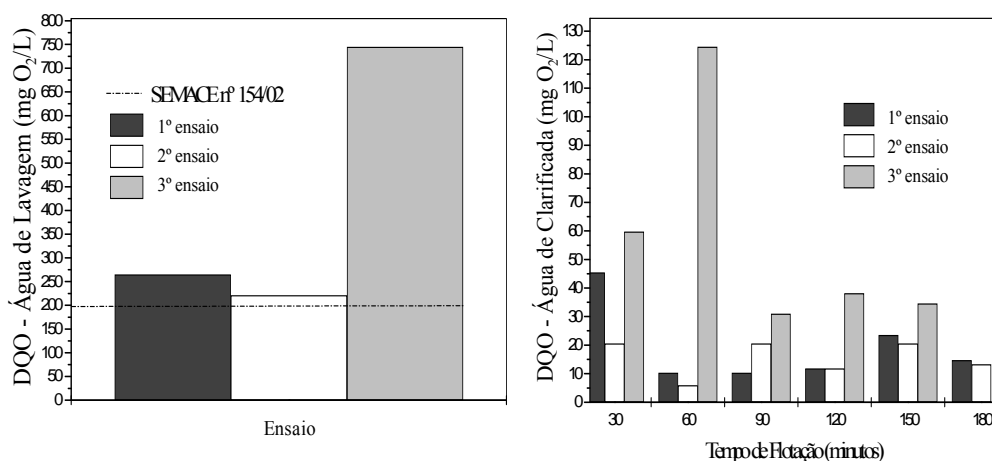


Fonte: Da autora.

5.5.2.5 Parâmetro: Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os resultados da análise de DQO total das amostras compostas de ALF mostraram-se em desacordo com a Portaria estadual nº 154/02 da SEMACE (CEARÁ, 2002), que rege sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, a qual estabelece o valor máximo de 200 mg de $O_2.L^{-1}$. Nos 3 ensaios de FFAD o efluente superou ao limite máximo de lançamento, pois apresentou valor de DQO de até 745 mg $O_2.L^{-1}$. Estes valores estão mostrados na Figura 33. De acordo com a referida legislação, a fonte poluidora que gere efluente não tratado com concentração de DQO superior a 200 mg $O_2.L^{-1}$ deverá possuir estação de tratamento própria, de maneira a atender aos padrões de qualidade estabelecidos em função da classe dos cursos de água receptores de efluentes.

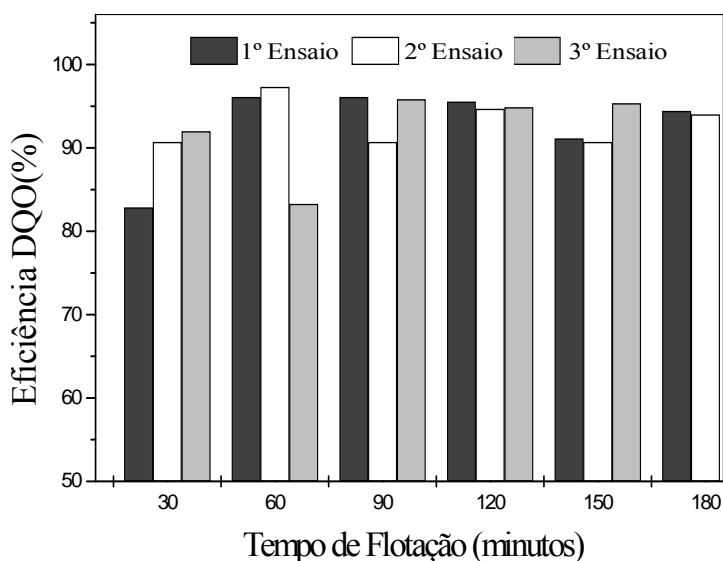
Figura 33 – Demanda Química de Oxigênio da ALF e AC.



Fonte: Da autora.

A Figura 34 (à direita) apresenta a eficiência de remoção de DQO total a cada 30 minutos a partir do início do ensaio de flotação. A partir dos resultados observa-se que, nos três ensaios de FFAD, nos 30 minutos iniciais a eficiência de DQO já alcança remoção superior a 80%, mantendo este comportamento ao longo das corridas. Pode-se afirmar que a eficiência máxima obtida foi de 97,3% e ocorreu no segundo ensaio durante uma hora de FFAD. Assim, a flotação por ar dissolvido mostra-se com capacidade em remoção média de DQO igual a 92,66%, apresentando valor máximo de DQO na água clarificada de 124 mg $O_2.L^{-1}$, valor médio de 30,8 mg $O_2.L^{-1}$ e mínimo de 6 mg $O_2.L^{-1}$, atendendo portanto as restrições ambientais.

Figura 34 - Eficiência em remoção da Demanda Química de Oxigênio.



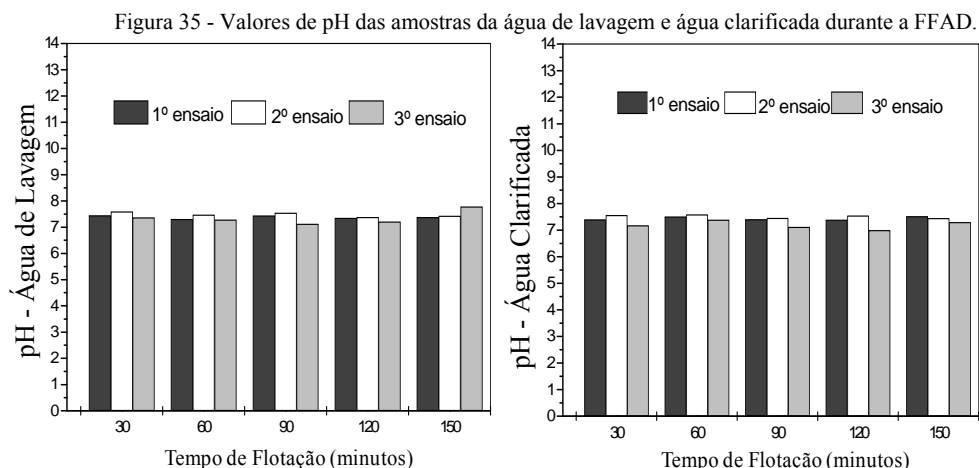
Fonte: Da autora.

Hami, Al-Hashimi e Al-Doori (2007) ao empregar o tratamento de Flotação por Ar Dissolvido (FAD) em efluente de refinaria, alcançaram uma eficiência de remoção de DQO entre 72 e 92,5% somente quando foi acrescido carvão ativado com dosagem acima de 50 mg.L⁻¹ ao tratamento. Quando não aplicado carvão ativado, a eficiência em remoção de DQO alcança valores de 19 a 64% utilizando taxas de recirculação de 20 a 40% da vazão afluente.

5.5.2.6 Parâmetro: Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico das amostras de água de lavagem dos filtros e água clarificada por flotação encontra-se entre 7 e 7,5 conforme indicado na Figura 35. Vale ressaltar que o pH médio da água bruta é 7,8 e o coagulante adicionado ao processo de tratamento é o Cloreto de Poli Alumínio (PAC), portanto não requer adição de produtos químicos para elevar o pH e proporcionar a coagulação. Não foi observada variação de pH entre o afluente e efluente do tratamento.

As legislações do CONAMA e SEMACE recomendam pH situados entre 5 e 9 para o lançamento de efluentes. Com isso, observa-se que este quesito foi atendido mesmo sem haver o tratamento da ALF e que havendo tratamento, este não é capaz de alterá-lo.



Fonte: autora.

5.5.2.7 Parâmetro: Nitrogênio Amoniacal ($N - NH_3$)

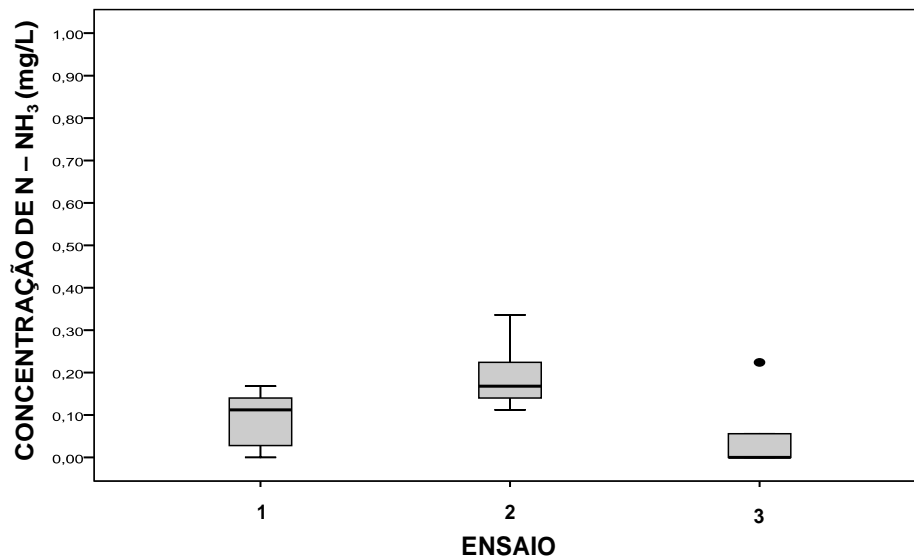
A concentração de nitrogênio amoniacal nas amostras compostas da água de lavagem dos filtros durante os ensaios 1, 2 e 3 foram respectivamente iguais a 0,11 mg/L, 0,33 mg/L e 0,22 mg/L. Os resultados obtidos para ALF demonstram que esse parâmetro atende a legislação federal CONAMA nº 430/11 (CONAMA, 2011), pois para o lançamento de efluente em corpos hídricos, a concentração máxima permitida de amônia é 20,0 mg.L⁻¹. Quanto a legislação local SEMACE nº 154 (CEARÁ, 2002) referente ao lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, o parâmetro nitrogênio amoniacal desta legislação foi revogado pela Portaria nº 111/2011 permitindo uma concentração máxima também de 20 mg.L⁻¹ onde deve assumir o controle rígido do parâmetro pH, mantendo-o dentro dos níveis aceitáveis (pH < 8). Assim, a ALF atende ambas as resoluções, não demonstrando impacto ao corpo hídrico receptor quanto a concentração de nitrogênio amoniacal.

Os resultados da concentração de nitrogênio amoniacal oriundos das amostras de água clarificada por FFAD são mostrados na Figura 36, onde demonstraram uma concentração média de 0,08 mg.L⁻¹, 0,17 mg.L⁻¹ e 0,01 mg.L⁻¹ correspondente ao 1º, 2º e 3º ensaio de flotação. Desta forma, a concentração média global dos resultados dos experimentos referentes à água clarificada foi igual a 0,08 mg.L⁻¹.

No terceiro ensaio de FFAD foi observado que em 60 minutos de tratamento, não foram detectados traços de amônia nas amostras coletadas. Este fato também foi verificado no primeiro ensaio durante as coletas referentes aos tempos de 90 e 180 minutos de tratamento.

Em contrapartida, em todas as amostras analisadas pertencentes ao segundo ensaio foi detectada presença de amônia.

Figura 36 - Interpretação gráfica da concentração de nitrogênio amoniacal na AC durante ensaio de FFAD.

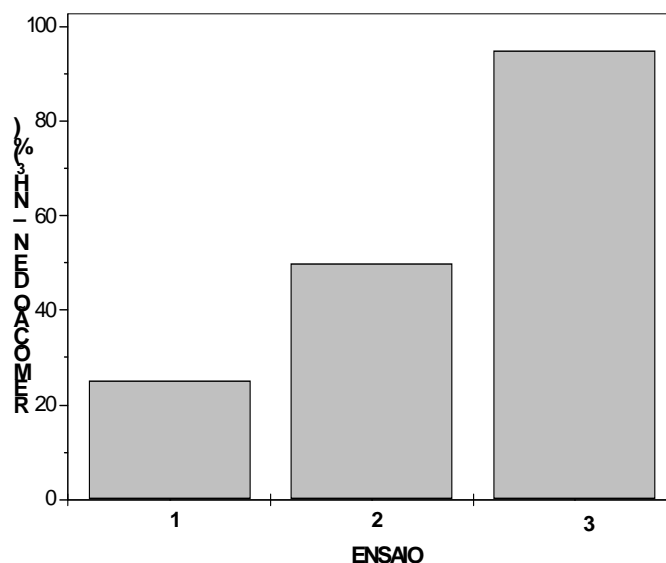


Fonte: Da autora.

Lima (2009) ao estudar o efluente da ETA Gavião tratado via *Wetland* natural, obteve resultados de concentração de nitrogênio amoniacal similares ao encontrado neste estudo denotando que não havia descumprimento da legislação pertinente para este parâmetro no riacho Gavião.

Quanto às eficiências do FFAD, foi verificada uma capacidade de redução de nitrogênio amoniacal em 25%, 50% e 95% para o 1º, 2º e 3º ensaio de flotação, respectivamente, conforme evidencia a Figura 37. Observa-se baixa eficiência em remoção de nitrogênio amoniacal no primeiro ensaio devido à baixa concentração na ALF, a qual à medida que esta aumenta, tem-se elevação em sua eficiência, conforme observado nos ensaios posteriores, porém em menor intensidade no segundo ensaio.

Figura 37 - Eficiência em remoção de Nitrogênio Amoniacal.



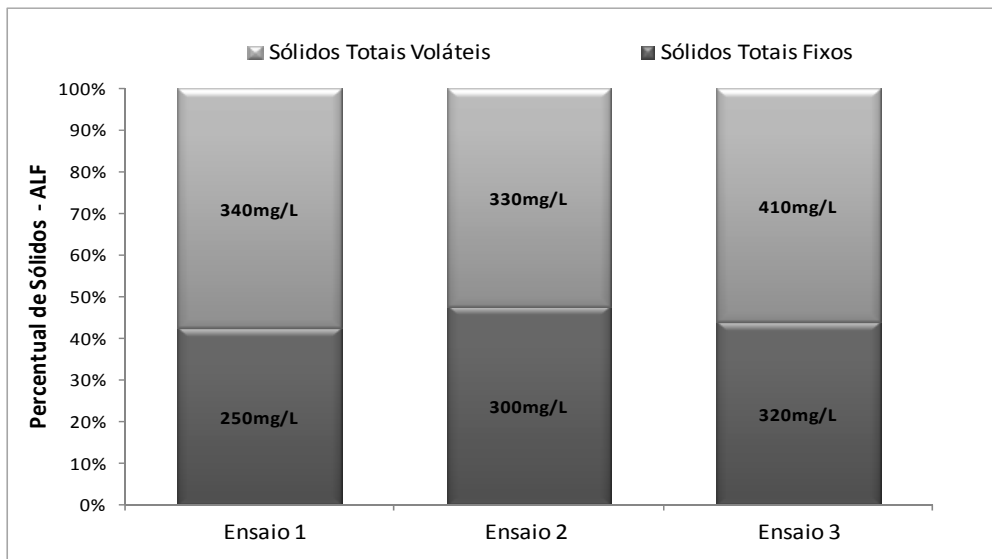
Fonte: Da autora.

5.5.2.8 Parâmetro: Sólidos: Totais, Suspensos, Sedimentáveis e Dissolvidos

Ao analisar a concentração de sólidos totais e suas respectivas frações de sólidos fixos e voláteis na ALF (Figura 38), verificou-se que a ALF usada no primeiro ensaio, 57,63% dos sólidos totais corresponderam a fração volátil apresentando uma concentração de 340 mg/L, indicando que dentre os sólidos contidos na amostra havia predominância de matéria orgânica. A concentração da fração fixa foi de 250 mg.L⁻¹. No segundo e terceiro ensaio de FFAD, as frações de sólidos voláteis foram 52,38% e 56,16%, respectivamente, o qual confirma a conclusão extraída da primeira corrida de que a ALF é abundante em matéria orgânica. As frações de sólidos fixos, as quais correspondem fundamentalmente aos compostos inorgânicos, foram no primeiro, segundo e terceiro ensaios respectivamente 42,37%, 47,62% e 43,83%, correspondente a uma concentrações de sólidos fixos de 250 mg.L⁻¹, 300 mg.L⁻¹, 320 mg.L⁻¹.

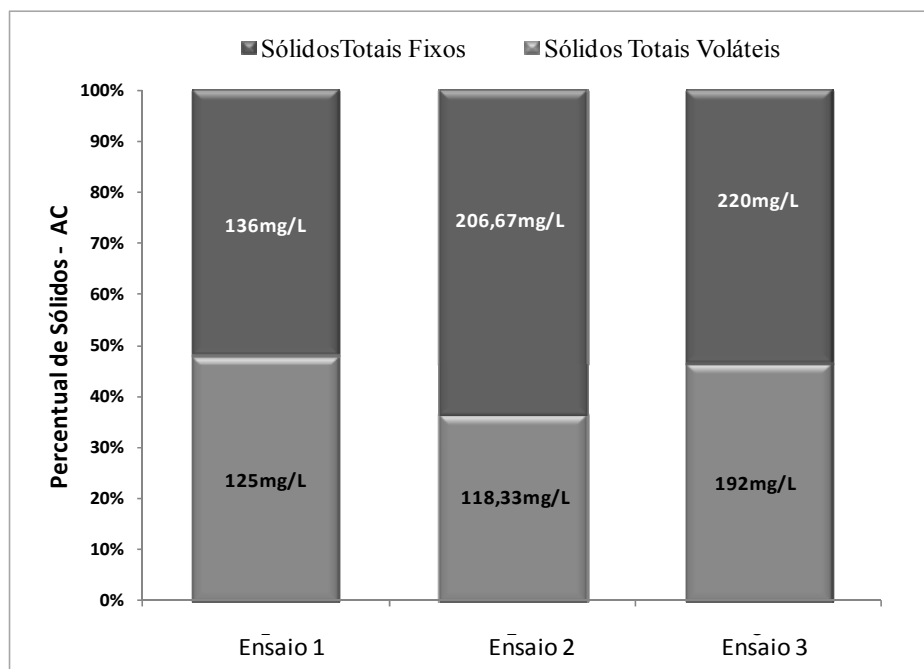
Em relação à água clarificada, pode-se observar comportamento contrário ao da água de lavagem, conforme Figura 39. Os percentuais de sólidos totais fixos foram de 52,11%, 63,6% e 53,4%, para os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Enquanto os sólidos voláteis apresentaram 47,89%, 36,41% e 46,6%. Indicando, portanto, que a AC tem caráter inorgânico. Em resumo, verifica-se que o processo de flotação foi capaz de remover em média 49,25% dos sólidos totais.

Figura 38 - Gráfico de Sólidos Totais, demonstrando as frações fixas e voláteis de sólidos presentes na água de lavagem.



Fonte: Da autora.

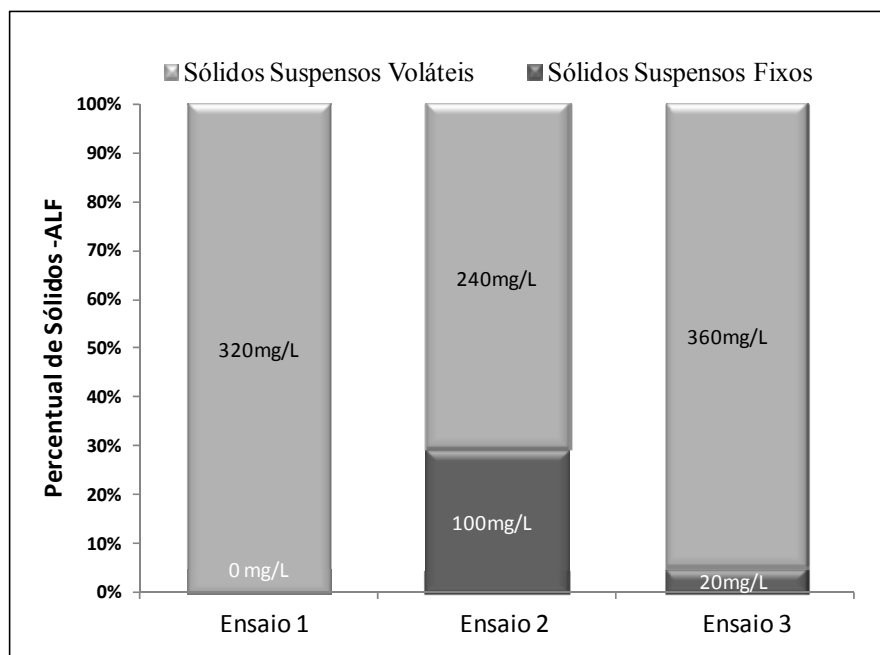
Figura 39 - Gráfico das frações fixas e voláteis de Sólidos Totais presente na AC.



Fonte: Da autora.

Quanto aos sólidos suspensos totais observa-se que o lançamento da ALF sem tratamento prévio estaria em desacordo com a legislação estadual (SEMACE nº 154/02), pois a concentração máxima permitida é 100 mg.L^{-1} para sólidos suspensos, conforme pode ser observado na Figura 40. No primeiro ensaio não foi detectada na amostra de ALF presença de sólidos suspensos fixos. Por outro lado, nos demais ensaios continuam em sua composição 70,6% e 94,7% de sólidos voláteis nos ensaios 2 e 3, respectivamente, indicando o caráter orgânico dos sólidos da água de lavagem dos filtros.

Figura 40 - Sólidos Suspensos e suas frações voláteis e fixas encontrados na água de lavagem do filtro.



Fonte: Da autora.

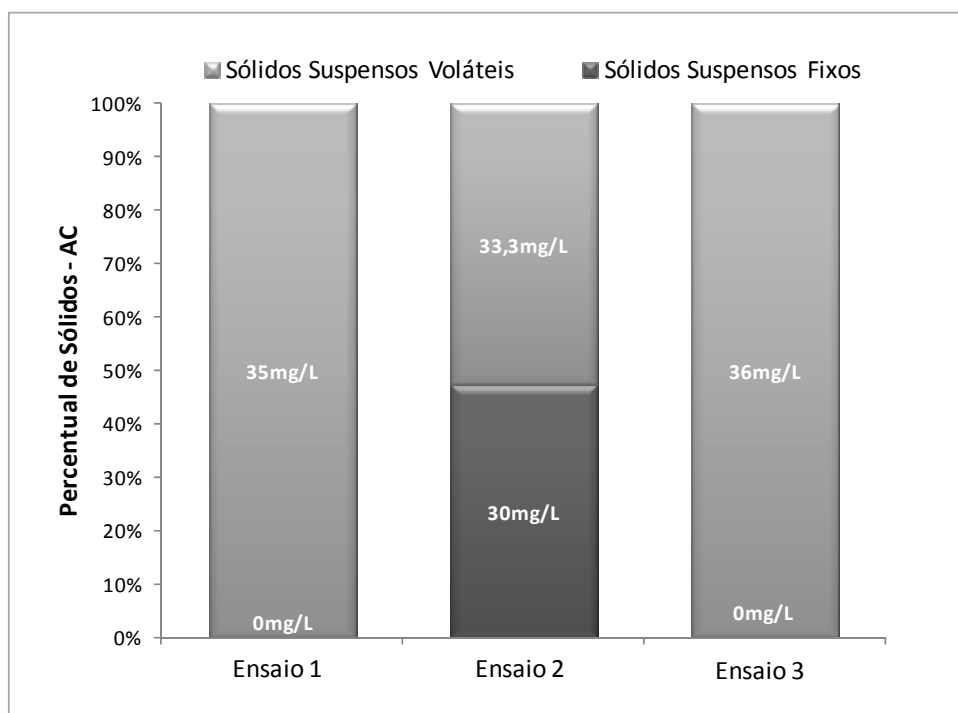
Quanto à composição das frações de sólidos suspensos nas amostras de AC, observa-se da Figura 41 que as amostras continham cerca de 100%, 52,63% e 64,29% de frações voláteis, indicando que as partículas suspensas na água são predominantemente compostos orgânicos. A média dos sólidos suspensos totais presentes na ALF e AC são $346,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e $32,7 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, demonstrando uma eficiência média de 90,6% em remoção deste parâmetro.

Em relação aos sólidos sedimentáveis na ALF, observa-se a partir da Tabela 10 que, os valores encontrados superaram ao valor máximo permitido de 1 mg.L^{-1} para lançamento de efluentes em corpos hídricos, conforme estipulado pela resolução nº 430/11

(BRASIL, 2011) e pela Portaria nº 154/02 (CEARÁ, 2002). As amostras coletadas nos ensaios 1, 2 e 3, apresentaram concentração de sólidos sedimentáveis iguais a 18, 35 e 48 mg.L⁻¹. Por outro lado, as amostras de água clarificada obtida destes ensaios, evidenciaram o atendimento deste parâmetro quanto às citadas legislações, conforme se verifica na Tabela 12.

Em relação aos sólidos dissolvidos na ALF, as amostras analisadas atenderam ao padrão de qualidade de corpos classe II, estipulado pela resolução nº 357/2005 do CONAMA, com o padrão de 500 mg.L⁻¹. Assim, as amostras de água clarificada também apresentaram valores inferiores ao padrão de enquadramento do corpo (Tabela 12), não sofrendo restrição de lançamento em corpos hídricos quanto ao referido parâmetro.

Figura 41- Valores médios das frações voláteis e fixas de sólidos suspensos encontrados na água clarificada.



Fonte: Da autora.

5.5.2.9 Parâmetro: Coliformes Totais e *E. coli*

Os resultados referentes à análise de Coliformes totais estão mostrados na Figura 42. Nas amostras de ALF foram encontradas as respectivas quantidades de Coliformes Totais, 28,0x10³, 61,3x10³ e 21,4x10³ NMP.100mL⁻¹ nos ensaios de flotação 1, 2 e 3 respectivamente. Enquanto que na água clarificada, os valores obtidos foram: 370, 130 e

214,3 NMP.100mL⁻¹. Em termos de remoção de Coliformes totais, a FFAD apresentou eficiências de 98,65% para a primeira corrida, 97,87% para a segunda corrida e 99% para a terceira. Em virtude da presença de coliformes totais na AC, esta não pode ser considerada potável, devendo, portanto retornar ao sistema de tratamento da estação. Quanto ao seu lançamento em corpos hídricos, não há dispositivo legal que considere esse parâmetro.

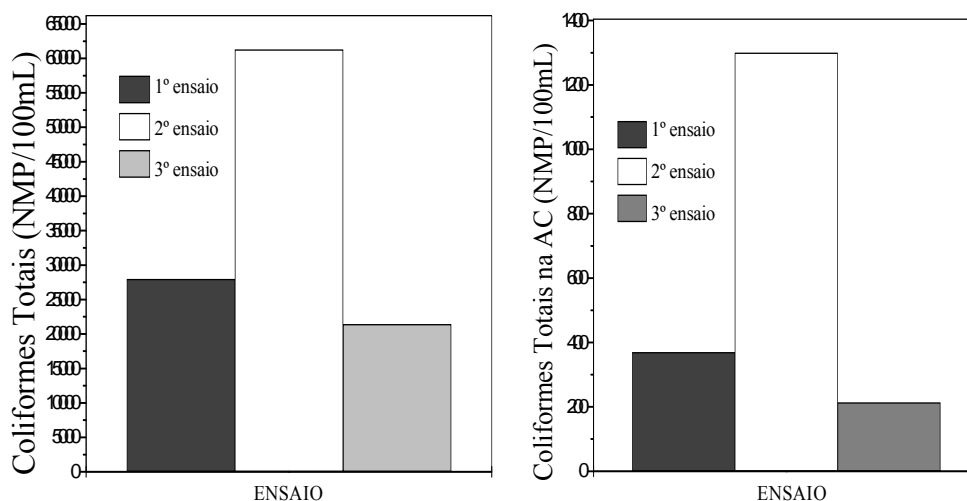
A bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*) pode ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente (BRASIL, 2005). A Portaria n° 154/02 da SEMACE estipula um valor máximo de 5×10^3 NMP.100mL⁻¹ para as indústrias ou qualquer fonte poluidora localizadas em áreas não dotadas de Rede Pública de Esgoto (CEARÁ, 2002).

Quanto a presença de *E.coli*, somente no primeiro ensaio foi encontrado a presença deste grupo de bactéria, em um valor correspondente a 86 NMP/100mL na água de lavagem. Esta água ao ser submetida à flotação por ar dissolvido transformando-se em água clarificada, nesta última não foi detectada a presença deste grupo de bactéria. Sendo assim, foi alcançada eficiência de 100% em sua remoção no primeiro ensaio. Nas amostras da ALF coletadas no segundo e no terceiro ensaio não foi verificada presença de *E. coli*, bem como na água clarificada. Esses resultados encontram-se inferiores ao valor mínimo para este parâmetro conforme estipulado pelo CONAMA (1000 NMP.100mL⁻¹) e SEMACE (5000 NMP.100mL⁻¹). Assim, não há restrição de lançamento da AC em corpo hídrico, quanto ao parâmetro analisado.

O resultado obtido quanto à baixa concentração e até ausência de *E.coli* nos ensaios de FFAD pode ter contribuição das características da água tratada utilizada para as lavagens dos filtros. A presença de cloro residual em torno de 3,0 mg.L⁻¹ na água tratada utilizada para realizar a lavagem dos filtros pode estar atrelada a ausência destes microrganismos na ALF.

Pesquisas realizadas por Silva e Delazari (2004) alcançaram 95% de remoção de coliformes fecais no sistema de floto-filtração empregado na água de lavagem dos filtros da ETA do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Mogi Mirim, São Paulo. Assim, observa-se que o equipamento proposto alcançou maior eficiência sem requerer a etapa de filtração.

Figura 42 - Gráfico de coliformes totais na água de lavagem de filtro (à esquerda) e na água clarificada (à direita).



Fonte: Da autora.

5.6 Verificação da água clarificada quanto ao atendimento aos dispositivos legais – CONAMA e SEMACE

O resumo dos resultados obtidos das análises físico-químicas e bacteriológicas da ALF e da AC via FFAD realizadas na Etapa V estão resumidos na Tabela 10 e 12, respectivamente. A partir desta última, observa-se que a água clarificada atendeu aos padrões de lançamento de efluente tratado em corpos de água quanto aos parâmetros analisados conforme as legislações nº 357/05 e nº 430/11 do CONAMA e a nº 154/02 da SEMACE.

Diante desses satisfatórios resultados e ao compará-los com os padrões de potabilidade da água referentes à Portaria nº 2914/11 (BRASIL, 2011), observa-se a partir da Tabela 12 que dentre os parâmetros analisados: pH, *E.coli*, cor e as concentrações de alumínio, fluoreto, nitrogênio amoniacal e sólidos dissolvidos encontraram-se em atendimento aos valores requeridos por esta Portaria. Contudo, o parâmetro turbidez superou 4,2 vezes ao limite máximo permitido por esta Portaria além de ter sido detectada presença de Coliformes totais, requerendo, portanto, uma etapa de filtração e desinfecção como pós-tratamento para a água clarificada, a fim de torná-la potável. Dessa forma, a mesma poderá ser reaproveitada como sendo matéria-prima para a Estação de Tratamento de Água ETA Gavião, pois demonstrou turbidez 6 vezes menor comparada a turbidez média anual de 2011 da água bruta do açude Gavião (12 uT), podendo assim melhorar a qualidade da água afluenta a estação, e consequentemente ser capaz de reduzir o volume de efluente gerado.

Tabela 12 – Resumo dos resultados físico-químicos e bacteriológicos da Água Clarificada (AC).

PADRÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS							
Legislação	pH	Alumínio mg/L	Amônia mg/L	DQO mg O₂/L	Cor uH	Fluoreto mg/L	
CONAMA n° 430 / n° 357	5,0 – 9,0	0,1	20	-	75	10	
SEMACE n° 154	5,0 – 9,0	-	20*	200	-	10	
Portaria n° 2914	6,0 – 9,5	0,2	1,5	-	15	1,5	
Legislação	Sólidos Sedim. mg/L	Sólidos Dissolvidos mg/L	Sólidos Suspensos mg/L	Coliformes Totais NMP/100m L	E. coli NMP/100m L	Turbidez UT	
CONAMA n° 430 / n° 357	Até 1	500	-	-	1000	100	
SEMACE n° 154	Até 1	-	100	-	5000	-	
Portaria n° 2914	-	1000	-	Ausência	Ausência	0,5	
RESULTADOS EXPERIMENTAIS							
Parâmetros	Unidade	AC 01	AC 02	AC 03	Média	Desvio Padrão	Atendimento ao Conama/ Semace/ MS
Alumínio	mg/L	0,05	0,03	0,05	0,04	0,01	✓ / - / ✓
Amônia	mg/L	0,08	0,17	0,01	0,09	0,08	✓ / ✓ / ✓
Coliformes Totais	NMP/100mL	370	1300	214	628	587	- / - / ✗
Cor	uH	10,5	11,5	16,5	12,8	3,21	✓ / - / ✓
DQO	mg O ₂ /L	19	15	57	30	23	- / ✓ / -
E. coli***	NMP/100mL	ausente	ausente	ausente	--	--	✓ / ✓ / ✓
Fluoreto	mg/L	0,81	0,2	0,83	0,61	0,36	✓ / ✓ / ✓
pH	-	7,44	7,52	7,2	7,4	0,17	✓ / ✓ / ✓
Sólidos Totais	mg/L	308	325	386	339,6	41,0	- / - / -
Sólidos Fixos	mg/L	NA	206	220	213	9	- / - / -
Sólidos Voláteis	mg/L	NA	118	166	142	34	- / - / -
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	< 1	< 1	< 1	--	--	✓ / ✓ / -
Sólidos Suspensos	mg/L	35	63,3	36	44,7	16	- / ✓ / -
Sólidos Fixos	mg/L	0	30	0	10	17,3	- / - / -
Sólidos Voláteis	mg/L	35	33,3	36	34,7	1,4	- / - / -
Sólidos Dissolvidos	mg/L	303	262	356	307	47	✓ / - / ✓
Sólidos Fixos	mg/L	NA	177	200	188	17	- / - / -
Sólidos Voláteis	mg/L	NA	85	156	121	50	- / - / -
Turbidez	UT	1,7	2,2	2,5	2,1	0,40	✓ / - / ✗

Fonte: autora.

Nota: * Alterado pela Portaria n° 111 /2011;

MS – Portaria n° 2914/11 do Ministério da Saúde; NA – Não analisado;

✓: Atendimento à legislação;

✗: Não atendimento à legislação;

- : Não contemplado na legislação.

4 CONCLUSÕES

As análises físico-química para a caracterização do efluente da ETA Gavião, água de lavagem de filtro (ALF), evidenciaram que somente os parâmetros pH, Fluoreto, Amônia, *E. coli* e Sólidos dissolvidos, atenderam aos padrões ambientais vigentes quanto a disposição em corpo hídrico classe II, conforme as diretrizes estipuladas pelas legislações nº 154 da SEMACE e nº 430/11 e nº 357/05 do CONAMA. Em contrapartida, os resultados referentes aos parâmetros demanda química de oxigênio (DQO), sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, Alumínio, Cor e Turbidez, evidenciam que esta água não atende as referidas legislações, requerendo, portanto, um tratamento eficaz, a fim de torná-la em consonância com os padrões para lançamento em corpos hídricos. Pois, caso contrário, a disposição do efluente não tratado pode comprometer a qualidade da água do corpo receptor.

Os ensaios de tratabilidade em *jartest* evidenciaram que a aplicação de polímero catiônico na dosagem de 1mg/L apresentou-se melhor eficiência em remoção de turbidez. Os ensaios também demonstraram ser viável o uso de gradientes de velocidade decrescente (35 a 5 s⁻¹) para a floculação em cortina.

Diante dos resultados obtidos em escala piloto, a técnica da Floco-Flotação por ar dissolvido (FFAD) demonstrou elevada capacidade de tratamento da água de lavagem dos filtros da ETA Gavião. O sistema apresentou 99,2% de eficiência média em remoção de turbidez; 97,6% para cor aparente; 92,6% para DQO; 90,6% para sólidos suspensos e 98,5% para coliformes totais. Eficiências menores foram obtidas para alumínio (84,1%) e sólidos totais (48,4%) por conta destes estarem dissolvidos na água. Assim, a água clarificada apresentou turbidez média de 1,97 uT, bem como, seus resultados foram inferiores aos padrões estipulados para o lançamento em corpos d'água. Tais resultados foram obtidos quando empregado taxa de aplicação superficial (TAS) de 57 m³·m⁻²·dia⁻¹, taxa de recirculação (TR) de 15%, gradientes de velocidade decrescente (19,3 /12,4 /5,6 s⁻¹), tempo de detenção de 22 minutos e pressão na câmara de saturação entre 4 e 5 Kgf.cm⁻².

O sistema ainda demonstrou ser eficiente mesmo operando em taxa de aplicação superficial igual a 96,5 m³·m⁻²·dia⁻¹. Apesar da grande variabilidade da qualidade da ALF (turbidez entre 41,8 e 410 uT), a turbidez da água clarificada manteve-se sempre abaixo de 5 uT, e que mesmo diante destas alterações, o sistema alcançou eficiências superiores a 97%, evidenciando ser robusto e possuir flexibilidade operacional.

Em relação à qualidade da água clarificada com vistas à recirculação, foi verificado o atendimento segundo a recomendação estipulada pelo Estado da Califórnia, pois esta água apresentou turbidez média inferior a 2,0 uT quando a turbidez da água de lavagem dos filtros não encontrava-se superior a 200 uT. Nesse contexto, percebe-se uma nova alternativa para o destino final da água clarificada: o seu reaproveitamento como matéria-prima para a estação de tratamento. Dessa forma, o volume de água de lavagem dos filtros (ALF) gerado pela ETA Gavião (média de 340.228 m³ em 2011, correspondente a 4,4% do volume anual de água tratada), poderia ser reaproveitado ao tratamento, podendo reduzir custos com a água *in natura* além de minimizar a quantidade gerada de efluentes.

Diante dos resultados apresentados, o sistema avaliado (FFAD) demonstrou ser uma tecnologia promissora por empregar as etapas de floculação em cortinas e flotação em uma única unidade. Assim, é possível afirmar que o emprego deste sistema, pode trazer uma redução no tempo de detenção hidráulico e redução no tamanho (cerca de 50 %), quando comparado ao funcionamento isolado destas duas unidades (floculação e flotação).

5 RECOMENDAÇÕES

Realizar estudos no tocante ao reaproveitamento da água clarificada como matéria-prima para a estação de tratamento de água quanto a(o):

- Definição do percentual de reciclo da água clarificada com a água *in natura*;
- Balanço de massa dos elementos alumínio e fluoreto para que a concentração destes na água tratada não seja ultrapassada conforme os padrões estipulados pela legislação referente à potabilidade;
- Presença de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*.

Sugere-se também o desenvolvimento de modelagem hidráulica para o equipamento Floco-flotador quanto ao distanciamento entre as placas, formação de flocos e gradientes de velocidade.

Realizar caracterização do lodo adensado pelo sistema de FFAD e viabilidade de recuperação do coagulante utilizado na ETA Gavião.

REFERÊNCIAS

- ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Leito de drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.13, n. 1, p. 54-62, 2008.
- 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 10004**: Resíduos Sólidos - Classificação, Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). Water treatment plant waste management. **American Water Works Association Research Foundation**, Denver, p. 459, 1987.
- APHA. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- ARNOLD, S. R.; GRUBB, T. P.; HARVEY, P. J. Recent applications of dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, v. 31, p.327-340, 1995.
- AYOUB, G.M.A. A model for flocculation in a gravel reactor: Development and assessment. **Journal Water SRT-Aqua**. v. 45, n. 2, p.76-83,1996.
- BARBOSA, A. B. A experiência da caesb em recuperação de água de lavagem de filtros e desidratação de lodo de eta. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997, p. 1501-1508.
- BARBOSA, R. M. A toxicidade de despejos (lodos) de estações de tratamento de água à *Daphnia similis* (cladocera,crustacea). *In*: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000, p. 1-10.
- BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Problemática dos Metais nos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001. CD-ROM.
- BERTO, A. P. Tratamento natural e disposição ambiental das águas de lavagens dos filtros da eta gavião – Região Metropolitana de Fortaleza - CEARÁ – BRASIL. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007.

BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Veterinary Parasitology**, v. 126, p.219–234, 2004.

BOURGEOIS, J. C.; WALSH, M. E.; GAGNON, G. A. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. **Water Research**, v. 38, p.1173–1182, 2004.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, 2005.

BRASIL. **Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº. 430/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, 2011.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Lei nº 12.305/2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605/1998; e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2011.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Lei nº 9433/1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 1997.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Lei nº 6938/1981. Dispõe sobre a política nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 1981.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Lei nº 9.605/ 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 1998.

BRASIL. **Ministério da Saúde**. Portaria nº 2.914/ 2011. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília, 2011.

BRINK, N. C.; FREITAS, J. G.; FILHO, S. S. Desaguamento mecânico de lodos de estação de tratamento de esgotos em conjunto com lodos de estação de tratamento de água. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2004, p. 1-12.

BUNKER, D. Q.; EDZWALD, J. K.; DAHLQUIST, J.; GILLBERG, L. Pretreatment considerations for dissolved air flotation: Water type, coagulants and flocculation. HYPERLINK "<http://www.sciencedirect.com/science/journal/02731223>" \o "Go to Water Science

and Technology on SciVerse ScienceDirect" **Water Science and Technology** , v. HYPERLINK "http://www.sciencedirect.com/science/journal/02731223/31/3" \o "Go to table of contents for this volume/issue" 31, n. 3-4 , p. 63-71, 1995.

CAGECE. Companhia de Água e Esgoto do Ceará. Cagece Mais 2415, ano 11, 18/01/11.
CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P. Emprego da flotação por ar dissolvido no tratamento de água para abastecimento. **Revista DAE**, v. 45, n. 142, 1985.

CHAVES, K. O ; NETO, J. C.; SALES, M. V. Tratabilidade de lodo oxidado e não oxidado de eta por Filtração direta descendente: aspectos físico-químicos e hidrobiológicos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26., 2011. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2011. CD-ROOM.

CORDEIRO, J. S. **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água.** In: Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETA. p. 1-18. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB, 1999.

CORNWELL D. A.; BISHOP M. M.; GOULD G.R.; VANDERMEYDEN C. **Handbook of Practice** – Water Treatment Plant Waste Management. American Water Works Association, Denver USA, 1987.

COSTA, G. J.; DEMATTOS, M.; CARNEIRO, M. D. A experiência da Copasa na operação da unidade de Tratamento de resíduos (UTR) da Eta Rio Manso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2011.

COSTA, E. R.; VIANA, J. H.; COELHO, E. R. Estudo da recuperação de lodo de estações de tratamento de água considerando os mecanismos de coagulação e diversos coagulantes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005.

COUTINHO, W. **Emprego da flotação a ar dissolvido no tratamento de cursos d'água.** Avaliação de desempenho da estação de tratamento dos córregos ressaca e sarandi afluentes à represa da pampulha. 2007. 118f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

CORNWELL, D. A.; BISHOP M. M.; GOULD G.R.; VANDERMEYDEN C. **Handbook of Practice** – Water Treatment Plant Waste Management. American **Water Works Association**. Denver USA. 1987.

DI BERNARDO, L.; SCALIZE, P. S. ; SOUZA FILHO, A. G. Água de lavagem de filtros rápidos. In: Realí, M. A. P. (coord). **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estação de tratamento de água.** ABES, Rio de Janeiro, p. 143 - 167, 1999.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água** Edição 2ª, vol. 2. São Carlos: Rimas, 2005.

DI BERNARDO, L.; GIORGETTI, M.F. The use of perforated baffles at the inlet of settling basis. **Journal of the American Water Works Association**, v. 72, n. 9, p. 528-553, 1980.

EADES, A.; BATES, B. J.; MACPHEE, M. J. Treatment of spent filter backwash using dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, v.43, n.8, p.56-60, 2001.

EDZWALD, J. K. Principles and applications of dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, v. 31, n 3-4, p. 1-23, 2005.

ENGLERT, A. H. **Flotação por ar dissolvido de micropartículas**. Caracterização de microbolhas e medidas de força de interação bolha-partícula. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

FÉRIS, L. A.; GALLINA, C. W.; RODRIGUES, R. T.; RUBIO, J. Optimizing dissolved air flotation design and saturation. **Water Science and Technology**, v.43, n.8, p.145-157, 2001.

FILHO, A. C. T. P .; BRANDÃO, C. C. S. Avaliação do potencial da flotação por ar dissolvido sob pressão como pós-tratamento para efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27., **Anais...**

FREITAS, D. J.; MARTÍNES, F.M.; SCRINHOLI, M. Implementação do projeto piloto de automação da descarga de lodo de fundo do decantador 05 da estação de tratamento de água Taiacupeba. In: Encontro Técnico AESABESP, 15., 2004, São Paulo.**Anais...** São Paulo: AESABESP, 2004.

FREITAS, A. G. *et al.* Recirculação de água de lavagem de filtros e perigos associados a protozoários. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.15, n. 1 p. 37-46, 2010.

FRENCH, K .; GUEST, R. K.; FINCH, G. R.; HAAS, C. N. Correlating cryptosporidium removal using dissolved air flotation in water treatment. **Wat. Res.** v. 34, n. 16, p. 4116-4119, 2000.

GUERRA, R. C.; ANGELIS, D. F. Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário. **Arquivos do Instituto Biológico**, v.72, n.1,p. 87 - 91. 2005.

HAARHOFF, J.; EDZWALD, J. K. Dissolved air flotation modeling: insights and shortcomings. **Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua**, v.53, n.3, p. 127–150. 2004.

HAMI, M. L.; AL-HASHIMI, M. A.; AL-DOORI, M. M. Effect of activated carbon on BOD and COD removal in a dissolved air flotation unit treating refinery wastewater. **Desalination**, 216, p. 116-122, 2007.

HAARHOFF, J.; EDZWALD, J K. Modelling of floc-bubble aggregate rise rates in dissolved air flotation, **Water Science and Technology**, v.43, n.8, p.175-184, 2001.
HAN, M.; PARK, Y.; LEE, J.; SHIM, J. Effect of pressure on bubble size in dissolved air flotation. **Water Supply**, v. 2, n. 5-6, p. 41–46, 2002.

JAMESON, G. J. Hydrophobicity and floc density in induced-air flotation for water treatment. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v.151, p. 269–281, 1999.

JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da região metropolitana de são paulo. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.12., n° 2, p. 117-126, 2007.

JIN, E. T. **Development of an appropriate air nozzle and air saturator for the dissolved air flotation as a solid-liquid separation process in potable water treatment.** Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Sains Malaysia, 2004.

KAGGWA, R. C.; MULALELO, C. I.; DENNY, P.; OKURUT, T. O. The impact of alum discharges on a natural tropical wetland in uganda. **Wat. Res.**, v. 35, n. 3, p. 795-807, 2001.

KITCHENER, J. A; GOCHIN, R. J. The mechanism of dissolved air flotation for potable water: basic analysis and a proposal. **Water Research** , v.15, n.5, p. 585–590, 1981.

LADEIA, M. M.; HELLER, L.; VIEIRA, M. B. C. M. Avaliação da eficiência da filtração rápida descendente na remoção de oocistos de cryptosporidium sp em instalação piloto. *In*: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., Campo Grande, 2005. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005.

LEPPINEN, D. M.; DALZIEL, S. B. Bubble size distribution in dissolved air flotation tanks. **J Water SRT Aqua**, v. 53, p. 531-543. 2004.

LINDEN, P. F. Modelling the global efficiency of dissolved air flotation. **Water Science and Technology** , v. 43, n. 8 , p 159–166, 2001.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água.** 2º ed. Campinas: Átomo, 2008.

LIMA, J. A. **Caracterização do efluente descartável da Eta Gavião e avaliação da eficiência do seu tratamento natural:** Wetland. 2009. Monografia (Especialização lato sensu em Gestão Ambiental Urbana) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, Fortaleza- Ce, 2009.

LIMA, J. A. **Dupla filtração utilizando filtro de pressão à montante de filtro ascendentes em mananciais eutrofizados**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará.

LIU, S.; WANG, Q.; SUN, T.; WU, C.; SHIA, Y. The effect of different types of micro-bubbles on the performance of the coagulation flotation process for coke waste-water.

J Chem Technol Biotechnol, v.87, p. 206–215, 2011.

LJUNGGREN, M.; JONSSON, L.; JANSEN, J. Particle visualization – a tool for determination of rise velocities. **Water Science and Technology**, v.50, n.12, p. 229–236. 2004.

LUNDH, M.; JONSSON, L.; DAHLQUIST, J. The influence of contact zone configuration on the flow structure in a dissolved air flotation pilot plant. **Water Research**, v. 36, p. 1585–1595, 2002.

MAHMOODIAN, M. H.; AMIN, M. M.; SHAHMANSOURI, M. R.; TORKIAN, A.; GHASEMIAN, M. Treatment spent filter backwash water using dissolved air flotation: in isfahan water treatment plant. *In*: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NEW DIRECTIONS IN URBAN WATER MANAGEMENT, 2007, Paris. **Anais...** Paris: UNESCO, 2007.

MARQUES, S. F.; CAMELO, A. S.; BRANDÃO, C. C. Estudo da utilização da flotação por ar dissolvido na recuperação da água de lavagem de filtros. *In*: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999, p. 1418-1427.

MARTINS, F. B.; LENZ, D.M.; CARISSIMI, E. Reúso da Água de Retro-Lavagem de Filtros em Estações de Tratamento de Água: Estudo do Caso da Eta de Alvorada-RS. *In*: ENCONTRO NACIONAL E I ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 11., Fortaleza, 2009. **Anais...** Fortaleza, 2009.

MASSI, L.; SOUSA, S. R.; LALUCE, C.; JAFELICCI JUNIOR, M. Fundamentos e Aplicação da Flotação como Técnica de Separação de Misturas. **Química nova na escola**, n. 28. 2008.

MATIOLO, E.; RUBIO, J. Flotação avançada para o tratamento e Reaproveitamento de águas poluídas. *In*: Prêmio Jovem Cientista, 19., 2003.

MENESES, A. C.; GADELHA, C. L.; MACHADO, T. T.; ALMEIDA, T. M.; JÚNIOR, W. R. Avaliação preliminar dos possíveis impactos do lançamento dos resíduos gerados na ETA de Pedras de Fogo na qualidade da água do riacho Avenca/PB. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, 2005. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-8.

MORUZZI, R. B., REALI, M. A. Characterization of micro-bubble size distribution and flow configuration in DAF contact zone by a non-intrusive image analysis system and tracer tests. **Water Science & Technology -WST**, v. 61.1, p. 253 - 262, 2010.

- MUN, J.; PARK, S.; HAN, M. Effects of Al^{3+} and hydraulic characteristics on the removal and behaviour of particles in dissolved air flotation. **Water Science and Technology**: Water Supply , v. 6, n. 3 , p 89–95. 2006.
- NETO, J. W. S. Relatório sobre ecossistema de terras úmidas constituído principalmente por taboas, existente após a zona de saída de efluentes da estação de tratamento de águas do Gavião. In: GPROJ/CAGECE, 2006.
- OLLINGER, C.; CARDOSO, M. ; LAPOLLI, F. R. Caracterização e clarificação da água de lavagem do filtro de uma ETA que utiliza como coagulante o sulfato de alumínio. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** JoãoPessoa: ABES, 2001.
- PINTO, A. S.; FILHO, V. P. D.; SCHLEICHER, A. T.; BRAGA, F. M. G.; BRANDÃO, C. C. S. Tratamento da água do lago Paranoá por flotação por Ar dissolvido (fad) em escala piloto. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental , 26., 2011, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2011.
- POHLING, R. **Reações químicas na análise de água**. Fortaleza: Arte Visual Gráfica e editora LTDAN- ME, 2009.
- PONTE, F. V. **Proposta de modelo para escolha de tecnologias de tratamento de água em pequenas comunidades no semi-árido**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Sanemaneto Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 2011.
- PORTELLA, K.F.; ANDREOLI, C.V.; HOPPEN, C.; SALES, A. BARON, O. Caraterização físico-química do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna – Curitiba – Pr. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 22., Joinvile, 2003. **Anais...** Joinvile,: abes, 2003.
- RAELI, M.; MARCHETTO, M. High-rate dissolved air flotation for water treatment. **Water Science & Technology**, v. 43, n 8, p 43–49, 2001.
- REALI, M. A. P (Org). **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, p.250, 1999.
- REALI, M. A. P. **Emprego da flotação por ar dissolvido no pré-tratamento de efluentes líquidos de uma indústria cítrica**. 1998. 123f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 1998.
- REALI, M. A. P.; MORUZZI, R. B.; PATRIZZI, L. J. Flotação por ar dissolvido aplicada na clarificação de águas que apresentam picos de turbidez. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003. **Anais...** São Paulo: ABES, p.1-9, 2003. CD-ROM.
- REIS, J. R. B. **Estudo de reuso e reciclagem de água de lavagem de filtro rápido de estação de tratamento de água, em sistema de ciclo fechado, independente**. 2009. 225 f. Dissertação (Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. 1º ed. São Paulo: Edgard Blucher LTDA, 2001. 102 p.

RODRIGUES, R. T.; RUBIO, J. DAF–dissolved air flotation: Potential applications in the mining and mineral processing industry. **International Journal Mineral Processing**, v. 82, p 1-13. 2007.

ROSA, J. J.; RUBIO, J. The FF (flocculation–flotation) process. **Minerals Engineering**, v. 18, p. 701–707, 2005.

ROSS, C. C.; VALENTINE, G.E.; SMITH, B. M.; PIERCE, J. P. Recent Advances and Applications of Dissolved Air Flotation for Industrial Pretreatment. **Environmental Treatment Systems, Inc.**, v. 17, November, 2003.

RUBIO, J.; SOUZA, M. L.; SMITH, R. W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals Engineering**, v.15, p. 139–155. 2002.

RUBIO, J.; CARISSIMI, E.; ROSA, J. J. Flotation in water and wastewater treatment and reuse: recent trends in Brazil, **Int. J. Environment and Pollution**, v. 3, n. 2, p.193–208. 2007.

RUBIO, J.; ZANETI, R. N.; ALVARES, C. L. A. Tratamento de águas de lavagem de ônibus via floculação-flotação avançada para reuso. In: Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria, 3., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, 2007.

RUBIO, J., CAPPONI, F., MATIOLO, E., NUNES, D., GUERRERO, C.P., BERKOWITZ, G. Advances in flotation of mineral fines. In: International Mineral Processing Congress, 22., Cape-Town, África do Sul, p. 1002–1014, 2003.

RYKAART, E. M.; HAARHOFF, J. Behaviour of air injection nozzles in dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, v.31, p. 25–35. 1995.

SALES, M. V.; AVELINI, F. F.; JÚNIOR, C. M. A.; PÁDUA, V. L. Conversão, em escala real, do tratamento convencional para a filtração direta descendente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005.

SAMPAIO, V. C. S. **Avaliação de método espectrofotométrico comercial para determinação de Trihalometanos em água de abastecimento humano**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará. 2010.

SANTO, C. E.; VILAR, V. J. P.; BOTELHO, C. M. S.; BHATNAGAR, A.; KUMAR, E.; BOAVENTURA, R. A. R. Optimization of coagulation–flocculation and flotation parameters for the treatment of a petroleum refinery effluent from a Portuguese plant. **Chemical Engineering Journal**, v.183, p.117–123, 2012.

SCALIZE, P. S.; BERNARDO, L. D. Caracterização da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água e sobrenadantes e sedimentos obtidos após ensaios de clarificação utilizando polímero aniônico. *In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 27., Porto Alegre, 2000. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L.; SEIXAS, A. S. Simulação da disposição e resíduos de etas em etes - remoção de sólidos e de ovos e larvas de helmintos. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 21., João Pessoa, **Anais...** João Pessoa, 2001.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L.; SEIXAS, A. S. Pesquisa parasitológica no sobrenadante e no sedimento resultantes após clarificação por sedimentação de água de lavagem de filtros de estações de tratamento de água. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Clarificação da água de lavagem de filtros rápidos e caracterização do sobrenadante e lodo. *In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL*, 26., Lima, 1998. **Anais...** Lima, 1998.

SCALIZE, P. S.; BERNARDO, L. D.; SEIXAS, A. S. Simulação da disposição de resíduos de etas em etes - remoção de sólidos e de ovos e larvas de helmintos. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21., 2001. **Anais...**

SHAMAS, N. K.; BENNETT, G. F. (Org) **Flotation Technology**. Handbook of environmental engineering. Humana Press. 2010.

SILVA, N.; DELAZARI, P. V. Recuperação da água de lavagem de filtro através de uma ETA de Flotofiltração. **Saneamento Ambiental: a hora da solução**, v.11, 2004.

SILVA JÚNIOR.; A. P.; ISAAC, R. L. Adensamento por Gravidade de Lodo de ETA Gerado em Decantador Convencional e Decantador Laminar. *In: Congresso interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental*, 28., 2002, Cancún – México. **Anais...** Cancún: AIDIS, 2002. 1 CD-ROM.

SILVEIRA NETO, J. W. Relatório sobre ecossistema de terras úmidas constituído principalmente por taboas, existente após a zona de saída de efluentes da estação de tratamento de águas do Gavião. *In: GPROJ/CAGECE*, 2006.

SMOLLEN, M.; KAFAAR, A. Electroosmotically enhanced sludge dewatering: Pilot-Plant Study. **Water Science Technology**. v. 30, n.8, p. 159-168, 1994.

SCHOENHALS, M. **Avaliação da Eficiência do Processo de Flotação Aplicado ao Tratamento Primário de Efluentes de Abatedouro Avícola**. 2006. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SOUZA FILHO, A. G. **Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de uma estação de tratamento de água que utiliza cloreto férrico como coagulante primário**. São Carlos. 245 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1998.

SOUZA FILHO, A. G. ; DI BERNARDO, L. Caracterização e clarificação da água de lavagem dos filtros de uma eta que utiliza cloreto férrico como coagulante primário. *In*: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 1999.

SUNDERFELD Jr, G .C. **Efeitos do recebimento do lodo da estação de tratamento por lodo ativado em batelada com aeração prolongada do município de Juituba**. 2007. Dissertação. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

TAI, H. C.; DOO, Y. K. Significance of pressure and recirculation in sludge thickening by dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, v.36, n.12, p. 223–230, 1997.

TESSELE, F.; ROSA, J. J.; SOUZA, M. L.; RUBIO, J. Avanços da Flotação no tratamento de águas e efluentes. Parte II: Aplicações. **Saneamento Ambiental**, v.115, n.8., 2005.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do estado de São Paulo. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Filter Backwash Recycling Rure** –Technical Guidance Manual. USEPA, E.U.A., 166p, 2002.

UNITED KINGDOM WATER INDUSTRY RESEARCH (UKWIR). **Guidance manual supporting the water treatment recommendations from the Badenoch group of experts on Cryptosporidium**. London: Water Industry Research Limited, 1998.

VASHISTH, S.; BENNINGTON, C. P.; GRACE, J. R.; KEREKES, R. J. Column Flotation Deinking: State-of-the-art and opportunities. **Resources, Conservation and Recycling**, p. 1154-1177, 2011.

VIANA, Marcos Rocha. **Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água**. 5º ed. vol. 1. Belo Horizonte: Imprimatur. 2006.

VICORY, A. H.; WEAVER, L. Controlling discharges of water plant wastes to the Ohio River. **Journal of American Water Works Association**, v. 76, n. 4, p.122-125. 1984.

VIDAL, T. F. **Balanco de macronutrientes no açude Gavião/Ce** – uma nova abordagem. Fortaleza. 184p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; SELKE, W. A.; AULENBACH, D. B. **Handbook of environmental engineerng**. vol. 12. Humana press. 2010.

WIECHETECK, G. K.; CORDEIRO, J. S. Gestão ambiental de sistemas de tratamento de água. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28., Cancún **Anais...** Cancún, 2002.

ANEXO A – Gráfico do Gradiente de Velocidade versus Rotação por minuto em Jar Test

