UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

LIVIA MARQUES FAUSTINO

Flotação por ar dissolvido aplicada à clarificação de água de elevada turbidez

SÃO PAULO
2018

LIVIA MARQUES FAUSTINO

Flotação por ar dissolvido aplicada à clarificação de água de elevada turbidez

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para a obtenção do
título de Mestre em Ciências.

Área de concentração: Engenharia Mineral

Orientador: Prof. Dr. Laurindo de Salles Leal Filho

SÃO PAULO
2018

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Faustino, Livia Marques

Flotação por ar dissolvido aplicada à clarificação de água de elevada turbidez / L. M. Faustino -- versão corr. -- São Paulo, 2018.
143 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo.

1.Flotação 2.Processamento mineral 3.Tratamento de água e efluentes
I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo II.t.

Dedico aos meus pais, João e Solange, que me conduziram a esta vitória com seus ensinamentos de amor, persistência, fé e humildade. Sou eternamente grata por todo o esforço e dedicação à minha formação. Amo vocês profundamente e incondicionalmente.

À minha prima-irmã, Ana Camila Marques May, por sua acolhida, por ser meu exemplo, por se fazer uma comigo! Obrigada por cada ato de amor, querida Uni!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que direta, ou indiretamente contribuíram para a elaboração desta dissertação:

Ao Professor Laurindo de Salles Leal Filho, pela acolhida, pela confiança e orientação acadêmica;

Ao Instituto Tecnológico Vale (ITV) pelo financiamento e contribuição para o planejamento e desenvolvimento da pesquisa;

À CAPES, pela bolsa concedida;

Ao Laboratório de Físico-Química de Interfaces e Fenômenos de Transporte (LFQI) da Universidade de São Paulo, pela disponibilidade e acolhida;

Especialmente à Ivani Villanova e André Soares Braga, pelo ensinamento diário, pela atenção, dedicação, paciência, e amizade. Sou profundamente grata por ter a oportunidade de crescer com vocês, profissionalmente e pessoalmente;

À Eva França, por todos os bons dias acolhedores, por todos os cafés e amizade;

À Professora Patricia Matai, por todo o carinho, atenção e conselhos. Obrigada Professora, por ser um exemplo de pessoa e profissional;

Aos pesquisadores da equipe do ITV, André Soares Braga e William Whitaker, pela orientação e apoio;

À equipe de professores e pesquisadores do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) da Universidade de São Paulo, sou extremamente grata pelo apoio, dedicação, disponibilidade e orientação. Obrigada Maria Teresa Hoffmann, Professor Marco Antonio Penalva Reali, Professor Luiz Antonio Daniel e Professor Gabriel Sacchi;

Aos estagiários Samuel Jardim, Letícia Jyo, Victor Infante, Richard Homma, Felipe Santos, André Crescenzo e Derick Meneguetti. Muito obrigada por todo o apoio e amizade;

Aos professores, funcionários, técnicos e secretários do Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo da USP;

Aos bibliotecários da biblioteca do Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo e da biblioteca central da Escola Politécnica da USP;

A todos os amigos do Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo da USP;

Aos grandes e especiais amigos, Paula, Dimas, Carlos, Paulinho, Joubert, Gabi, Thamara e Sharla. Obrigada por serem meus confidentes nas alegrias e nas dificuldades;

À todos os meus tios e tias, especialmente à Angela, Vera, Lúcia, Maria, Fernando e Evandro, por toda a preocupação e amor concreto;

À todos os meus primos e primas, especialmente aos irmãos, Cinara, Anay, Naara, Ana Camila, Felipe, Lília, Juliano, Cassiano, Vivian e Vittoria, à vocês, meu amor profundo e gratidão;

À minha família, João, Solange e Meg, por serem minha minha alegria, minha raiz e meu forte;

À Deus, por realizar em minha vida o incrível inesperado e me conceder a alegria de viver a cada dia.

Eternamente, obrigada!

RESUMO

FAUSTINO, Livia Marques. **Flotação por ar dissolvido aplicada à clarificação de água de elevada turbidez**. 2018. 142 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a potencialidade de aplicação da Flotação por Ar Dissolvido (FAD) na redução da turbidez da água do Rio Gualaxo do Norte, o qual foi poluído por, pelo menos, 40 bilhões de litros de rejeito do processamento de minério de ferro após a ruptura da barragem de rejeitos da Samarco, em novembro de 2015. Com isto, o estudo visa determinar as condições ótimas de coagulação (dosagem e pH), floculação (gradiente médio de velocidade e tempo de floculação) e taxa de reciclo (percentual de mistura água-ar dissolvido), visando obter parâmetros satisfatórios de qualidade em termos de turbidez residual e eficiência de remoção turbidez para amostras compostas por variados valores de turbidez (419 NTU, 785 NTU 1412 NTU e 3517 NTU), a fim de se simular a resposta da FAD frente a eventuais variações na concentração de sólidos na água de estudo. Dentro do universo deste estudo, foi possível demonstrar que a elevada turbidez, a baixa hidrofobicidade e a elevada densidade das partículas minerais suspensas levou à redução da capacidade de flotação das microbolhas, resultando em uma fração de material sedimentado (em média 25%). Todavia, foi constatado que, em geral, o coagulante cloreto férrico foi eficiente na remoção de sólidos via FAD, promovendo, com 18% de taxa de reciclo, turbidez residual de 49 NTU para a amostra mais turva (de turbidez inicial 3517 NTU). O coagulante natural Tanfloc SL apresentou desempenho promissor, pois foi possível a clarificação das amostras altamente turvas (com até 1412 NTU) com a aplicação de uma diminuta dosagem (2,0 mg/L) e baixa taxa de reciclo (6%), resultando em turbidez residual próxima a 59 NTU. Além disto, o coagulante Tanfloc SL permitiu maior flotabilidade dos flocos, enquanto o coagulante cloreto férrico levou a maiores percentuais de sedimentação destes. Após o tratamento com o coagulante cloreto férrico, a concentração de ferro dissolvido na água foi elevada, inclusive a valores superiores ao limite estabelecido pela legislação. Em contrapartida, o coagulante Tanfloc SL manteve baixa concentração de metais dissolvidos na água, o que reforça a vantajosa aplicação de um coagulante natural e biodegradável.

Palavras-chave: Flotação por ar dissolvido. Coagulação. Turbidez. Sedimentação.

ABSTRACT

FAUSTINO, Livia Marques. **Dissolved air flotation applied to the clarification of a highly turbid water.** 2018. 143 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

This research project aimed to evaluate the viability of the application of the Dissolved Air Flotation (FAD) technique in the reduction of the River Gualaxo do Norte water turbidity, polluted by at least 40 billion liters of iron ore tailings after the rupture of the Samarco tailings dam, in November of 2015. Therefore, this study's purpose is to determine the optimum coagulation conditions (dose and pH), flocculation (mean velocity gradient and flocculation time) and recycle rate (water-dissolved air mixture percentage) in order to obtain satisfactory quality parameters in terms of residual turbidity and removal efficiency for samples presenting varying turbidity values (1412 NTU 419 NTU 785 NTU and 3517 NTU) aiming to simulate the DAF reponse to any variations in solids concentration. Within the universe of this study, it was possible to demonstrate that the high turbidity, and especially the high density of the suspended mineral particles, led to the reduction of the flotation capacity of the microbubbles, resulting in a sediment fraction (25% - mean value). However, it was found that, in general, the coagulant ferric chloride was effective in removal of solids via FAD, promoting with 18% recycle rate, residual turbidity of 49 NTU for the most turbid water sample (initial turbidity 3517 NTU). The natural coagulant Tanfloc SL presented a favorable performance, as it was possible to clarify highly turbid samples (up to 1412 NTU) using a low dosage (2.0 mg / L) and low recycle rate (6%), resulting in in residual turbidity close to 59 NTU. In addition, the coagulant Tanfloc SL allowed greater flotation of the flocs, while the coagulant ferric chloride led to higher sedimentation percentages. With the use of ferric chloride as coagulant the iron concentration dissolved in the water was elevated, even to values higher than the limit established by the legislation. In contrast, the coagulant Tanfloc SL maintained a low concentration of dissolved metals in the water, which reinforces the advantageous application of a natural and biodegradable organic coagulant.

Keywords: Dissolved air flotation. Coagulation. Turbidity. Sedimentation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1 - Configuração da Dupla camada elétrica	23
Figura 2.2 - Propriedades eletroquímicas de uma partícula coloidal	24
Figura 2.3 - Estrutura química do tanino utilizado na produção de Tanfloc.	29
Figura 2.4 - Sistema de flotação por ar dissolvido utilizando recirculação pressurizada.....	36
Figura 2.5 - Gerador de microbolha tipo fluxo espiral	40
Figura 2.6 – Gerador de microbolha tipo venturi	41
Figura 2.7 – Gerador de microbolha tipo ejetor	41
Figura 2.8 – Gerador de microbolha tipo dissolução pressurizada.....	42
Figura 2.9 – Gráfico da performarncce de diferentes geradores de microbolhas em função da velocidade superficial do gás U_G e do hold up ε_G	43
Figura 2.10 – Consumo específico de energia de diversos geradores de microbolhas para a dissolução do ar na água: Consumo específico de energia E/V_L [kW/m ³] versus coeficiente de transferência de oxigênio da fase líquida k_{La} [s ⁻¹]	44
Figura 2.11 - Descrição das três zonas externas de uma bolha de ar.	48
Figura 2.12 -Mecanismos de interação partícula-bolha: a) Coleta de partículas da flotação convencional (colisão, adesão e preservação); b) Nucleação de bolhas na superfície da partícula; c) Aprisionamento de microbolhas pelas partículas; d) Arraste de partículas pelas microbolhas.	51
Figura 2.13- Condições das análises para determinação da série de sólidos.....	57
Figura 2.14- Encontro dos Rios do Carmo e Gualaxo do Norte em Barra Longa (MG)	60
Figura 2.15 - Melhores condições de coagulação para cada coagulante investigado, sem otimização das condições de floculação e flotação, para as três velocidades de flotação testadas.	66
Figura 2.16 - Faixas ótimas de pH para cada dosagem do coagulante PAC (que proporcionaram maiores eficiências de remoção de turbidez, superiores a 90%, na velocidade intermediária de flotação ($V_f = 14$ cm/min).....	66
Figura 2.17 - Faixas ótimas de pH para cada dosagem do coagulante Cloreto Férrico (que proporcionaram maiores eficiências de remoção de turbidez, superiores a 90%, na velocidade intermediária de flotação ($V_f = 14$ cm/min).....	67
Figura 2.18 – Curvas do potencial zeta em função do pH para as dosagens ótimas de coagulantes PAC e cloreto férrico	68
Figura 3.1 - Flotatestes utilizados para ensaios de FAD em escala de laboratório	79

Figura 3.2 - Equipamento de mistura rápida	80
Figura 3.3 - Espectrofotômetro da marca HACH modelo DR-4000, utilizado para as determinações de cor aparente das amostras.	80
Figura 3.4 - Turbidímetro de bancada marca HACH modelo 2100 B utilizado para determinação da turbidez das amostras.	81
Figura 4.1 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra A (Turbidez inicial = 1412 NTU).	92
Figura 4.2 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra A.	94
Figura 4.3 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra B (Turbidez inicial = 419 NTU).	95
Figura 4.4 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra B (Turbidez inicial = 419 NTU).	96
Figura 4.5 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra C (Turbidez inicial = 785 NTU).	97
Figura 4.6 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico para a Amostra C (Turbidez inicial = 785 NTU).	98
Figura 4.7 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra D (Turbidez inicial = 3517 NTU).	99
Figura 4.8 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico para a Amostra D (Turbidez inicial = 3517 NTU).	100
Figura 4.9 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 1412 NTU).	102
Figura 4.10 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 1412 NTU).	103
Figura 4.11 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 1412 NTU).	104
Figura 4.12 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 1412 NTU).	105
Figura 4.13 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 419 NTU).	106
Figura 4.14 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 419 NTU).	106

Figura 4.15 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 785 NTU).....	107
Figura 4.16 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 785 NTU).....	108
Figura 4.17 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 3517 NTU).....	109
Figura 4.18 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 3517 NTU).....	109
Figura 4.19 – Turbidez residual em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SG.	110
Figura 4.20 – Eficiência de remoção de turbidez em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SG	111
Figura 4.21 – Turbidez residual da Amostra A em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.	112
Figura 4.22 – Eficiência de remoção de turbidez para a Amostra B em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.	113
Figura 4.23 – Turbidez residual da Amostra C em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.	114
Figura 4.24 – Turbidez residual da Amostra D em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.	115
Figura 4.25 – Turbidez residual da Amostra A em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.	116
Figura 4.26 – Turbidez residual da Amostra B em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.	117
Figura 4.27 – Turbidez residual da Amostra C em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.	118
Figura 4.28 – Turbidez residual da Amostra D em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.	119
Figura 4.29 – Eficiência de remoção de turbidez para a Amostra D em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.	119

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Classificação do tamanho de partículas	22
Tabela 2.2 - Estabilidade dos coloides em função do potencial zeta	25
Tabela 2.3 - Atuação de coagulantes no tratamento de águas e efluentes	27
Tabela 2.4 – Valores de gradiente médio de velocidade (G) típicos de operações coagulação e floculação.....	32
Tabela 2.5 - Valores das variáveis testadas em Flotatestes por Reali e Dombroski (1996)	33
Tabela 2.6: Principais diferenças operacionais entre flotação convencional e FAD.....	35
Tabela 2.7 - Parâmetros de projeto para um sistema de FAD	38
Tabela 2.8 - Definição dos eventos de interação partícula-bolha.....	49
Tabela 2.9 - Velocidades de ascensão do sistema floco-bolha a 20 ° C.....	52
Tabela 2.10 - Padrões de qualidade da água - Classe 2 CONAMA 357/2005	59
Tabela 2.11- Características do rejeito do Complexo Germano – Samarco.....	61
Tabela 2.12 - Descrição das fases do projeto de FAD aplicada à clarificação das águas do Rio Gualaxo do Norte	63
Tabela 2.13 - Parâmetros fixos nas etapas 1 e 2 do estudo no Flotatestes	64
Tabela 2.14– Otimização da taxa de reciclo para a FAD com o coagulante PAC.	70
Tabela 2.15 – Otimização da taxa de reciclo para a FAD com o coagulante cloreto férrico. ..	71
Tabela 2.16 – Otimização da taxa de reciclo para a FAD com Tanfloc SL.	72
Tabela 2.17 – Balanço de massa: Fração de partículas removidas por flotação e por sedimentação.	74
Tabela 3.1 - Descrição dos reagentes químicos utilizados no tratamento por FAD.....	81
Tabela 3.2 - Descrição das amostras de água bruta a serem tratadas via FAD	83
Tabela 3.3 - Descrição das fases do projeto de FAD aplicada à clarificação das águas do Rio Gualaxo do Norte	84
Tabela 3.4 – Parâmetros fixos na Etapa 1	85
Tabela 3.5 - Parâmetros fixos na Etapa 3	86
Tabela 3.6 - Técnicas de caracterização das partículas minerais presentes na água de estudo	88
Tabela 4.1 – Turbidez residual em função da variação do tempo de floculação e da velocidade de flotação (Turbidez inicial = 3517 NTU).	100
Tabela 4.2 – Condições ótimas obtidas com a aplicação do coagulante cloreto férrico na FAD	120

Tabela 4.3 – Condições ótimas obtidas com a aplicação do coagulante/floculante Tanfloc SL na FAD	120
Tabela 4.4 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra A.....	122
Tabela 4.5 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra B.....	122
Tabela 4.6 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra C.....	123
Tabela 4.7 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra D.....	123
Tabela 4.8 – Parâmetros de qualidade da Amostra B bruta e tratada.....	125

LISTA DE SIGLAS

ABS ₂₅₄	Absorbância em 254 nanômetros
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EPUSP	Escola Politécnica da USP
FAD	Flotação por Ar Dissolvido
ISO	International Organization For Standardization
ITV	Instituto Tecnológico Vale
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas
LFQI	Laboratório de Físico-Química de Interfaces e Fenômenos de Transporte
PAC	Poly Aluminium Chloride (Policloreto de Alumínio)
PMI – USP de São Paulo	Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo, Universidade de São Paulo
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

#	Mesh série Tyler
atm	Atmosfera
$D_{3,2}$	Diâmetro médio de sauter da bolha [L]
d_p	Diâmetro da partícula [L]
G	Gradiente de velocidade média [s^{-1}]
G_F	Gradiente de velocidade de Floculação [s^{-1}]
G_{MR}	Gradiente de velocidade de mistura rápida [s^{-1}]
kgf/cm ²	Quilograma-força por centímetro quadrado
kPa	Quilo pascal
mV	Milivolts
PA	Pureza analítica
P_{SAT}	Pressão de saturação [bar, atm, kgf/cm ²]
PtCo	Escala de avaliação de cor da água Platina-cobalto
pH	Potencial de hidrogênio
R%	Percentual volumétrico de recirculação/taxa de reciclo
rpm	Rotações por minuto
t_F	Tempo de floculação [min]
t_{MR}	Tempo de mistura rápida [s]
T_{SAT}	Temperatura de saturação [°C]
uC	Unidade de cor
uT ou NTU	Unidade de turbidez ou unidade nefelométrica de
turbidez	
V	Volume [m ³]
Vb	Velocidade ascensional da bolha [mh ⁻¹]
Vf	Velocidade de flotação
Vs	Velocidade de sedimentação [cm/s]
ε_g	Hold-up do ar [%]
P	Potência requerida [W]
μ	Viscosidade dinâmica [N.s.m ⁻²]

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 : INTRODUÇÃO, RELEVÂNCIA E OBJETIVOS	19
1.1 Introdução.....	19
1.2 Relevância e objetivos	19
CAPÍTULO 2 : REVISÃO DA LITERATURA	21
2.1 Poluentes da água	21
2.2 O processo de coagulação: Desestabilização das cargas superficiais	25
2.3 Mecanismos de coagulação.....	29
2.4 Coagulação e floculação: Operações de mistura rápida e mistura lenta	30
2.5 A Flotação por Ar Dissolvido (FAD)	33
<i>2.5.1 Configuração de um sistema de FAD</i>	<i>36</i>
<i>2.5.2 Geração de microbolhas de ar.....</i>	<i>38</i>
<i>2.5.3 A influência da pressão de saturação e da taxa de reciclo na FAD.....</i>	<i>44</i>
<i>2.5.4 Interações partícula-bolha de ar na flotação de minérios.....</i>	<i>47</i>
<i>2.5.5 Mecanismos de interação floco-bolha na flotação por ar dissolvido.....</i>	<i>50</i>
2.6 Características da água.....	54
<i>2.6.1 Turbidez.....</i>	<i>54</i>
<i>2.6.2 Cor aparente e cor verdadeira.....</i>	<i>55</i>
<i>2.6.3 Série de sólidos.....</i>	<i>55</i>
2.7 Diretrizes ambientais para o lançamento de efluentes em corpos d'água	57
2.8 Estudo de caso: Redução da turbidez do Rio Gualaxo do Norte via FAD.....	59
<i>2.8.1 Água de estudo – Rio Gualaxo do Norte.....</i>	<i>60</i>
<i>2.8.2 Amostra e etapas do estudo no equipamento flotatestes</i>	<i>62</i>
<i>2.8.3 Desempenho comparativo dos coagulantes testados nas etapas 1 e 2</i>	<i>63</i>
<i>2.8.4 Curvas de potencial zeta versus de pH para os coagulantes PAC e cloreto férrico.....</i>	<i>67</i>
<i>2.8.5 Etapa 3: Estudo das condições de floculação visando a FAD</i>	<i>69</i>
<i>2.8.6 Etapa 4: Otimização da taxa de reciclo.....</i>	<i>70</i>
<i>2.8.7 Etapa 5: Estimativa de flocos que sedimentam na coluna de FAD.....</i>	<i>73</i>
<i>2.8.8 Conclusões do estudo</i>	<i>75</i>
CAPÍTULO 3 : MATERIAIS E MÉTODOS	78
3.1 Considerações gerais	78

3.2 Equipamento de FAD em escala laboratorial: Flotatestes.....	78
3.3 Reagentes químicos	81
3.4 Etapas de otimização dos parâmetros de FAD frente à variação de turbidez.....	82
3.5 Parâmetros fixos na Etapa 1	85
3.6 Parâmetros fixos na Etapa 2	85
3.7 Parâmetros fixos na Etapa 3	86
3.8 Parâmetros fixos na Etapa 4 e na Etapa 5	86
3.8.1 Determinação da fração de sólidos sedimentados (Etapa 4)	86
3.9 Caracterização da qualidade da água e dos sólidos em suspensão.....	87
CAPÍTULO 4 : RESULTADOS E DISCUSSÃO	89
4.1 Considerações gerais	89
4.2 Características da água de estudo e dos sólidos suspensos.....	90
4.3 Etapa 1: Otimização da dosagem de cloreto férrico	91
4.3.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU).....	91
4.3.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU).....	94
4.3.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)	96
4.3.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)	98
4.4 Etapa 2A: Otimização da dosagem de Tanfloc SG para a Amostra A.....	101
4.5 Etapa 2B: Otimização da dosagem de Tanfloc SL	103
4.5.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU).....	103
4.5.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU).....	105
4.5.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)	107
4.5.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)	108
4.6 Etapa 3A: Otimização da taxa de reciclo - Tratamento com Tanfloc SG....	110
4.6.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU).....	110
4.7 Etapa 3B: Otimização da taxa de reciclo - Tratamento com cloreto férrico.....	111
4.7.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU).....	111
4.7.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU).....	112
4.7.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)	113
4.7.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)	114
4.8 Etapa 3C: Otimização da taxa de reciclo - Tratamento com Tanfloc SL	115
4.8.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU).....	115
4.8.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU).....	116

4.8.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)	117
4.8.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)	118
4.9 Condições ótimas do tratamento via FAD	119
4.10 Etapa 4: Determinação da fração de flocos sedimentáveis e flotáveis.....	121
4.11 Etapa 5: Caracterização da água clarificada (Amostra B)	124
CAPÍTULO 5 : CONCLUSÕES	126
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	128
ANEXOS	135
APÊNDICE	141

CAPÍTULO 1 : INTRODUÇÃO, RELEVÂNCIA E OBJETIVOS

1.1 Introdução

Em decorrência do rompimento da barragem de rejeitos da mineradora Samarco (Mariana-MG) em novembro de 2015, derramou-se no rio Gualaxo do Norte uma quantidade aproximada de quarenta bilhões de litros de polpa, contendo partículas de minerais de ferro (hematita, goethita) e sílica (quartzo e argilominerais). A turbidez das águas fluviais foi nitidamente impactada pelo aumento da concentração de partículas coloidais em suspensão como decorrência do Efeito Tyndall. Uma amostra coletada pelo Instituto Tecnológico Vale (ITV) no rio Gualaxo do Norte em janeiro de 2016 apresentou turbidez superior a 7.000 NTU. O problema ainda persiste e chama por tecnologias adequadas à sua solução.

Uma das técnicas adequadas à remoção de partículas coloidais de efluentes é a Flotação por Ar Dissolvido (FAD). Trata-se de uma flotação não-convencional, por ser realizada por microbolhas de ar (diâmetros entre 10 e 100 micrômetros) que são geradas após o ar supersaturado sofrer alívio de pressão (EDZWALD e HAARHOFF, 2011; REALI e PATRIZZI, 2016). A FAD é amplamente aplicada no tratamento de água e efluentes por ser eficiente na remoção de finos, coloides naturais ou precipitados, microrganismos, proteínas, óleos e graxas em emulsão encontrados em suspensões aquosas diluídas (RODRIGUES; RUBIO, 2007). A literatura reporta várias aplicações da FAD na indústria mineral (RODRIGUES; RUBIO, 2007; AL-ZOUBI et al., 2015; KARAGÜZEL, 2010; ETCHEPARE et al., 2016; AZEVEDO et al., 2017), embora tal tecnologia seja limitada a suspensões com até 3% de sólidos em peso (RUBIO et al., 2002a,b).

1.2 Relevância e objetivos

O Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo da Escola Politécnica da USP tem sido o sítio de muitas pesquisas no domínio da flotação de minerais, criando-se massa crítica de conhecimento aplicado à solução de problemas brasileiros. Esta dissertação se insere neste contexto, buscando outras aplicações da flotação, como no tratamento de efluentes que, embora tenha suas particularidades, compartilha de um núcleo comum com a flotação

convencional, como a interação partícula/bolha e sua preservação até a remoção no overflow do sistema.

Esta dissertação tem como objetivo geral avaliar a aplicabilidade da FAD à remoção de partículas minerais suspensas na água do rio Gualaxo do Norte, gerando efluente cuja turbidez final possa atender à legislação vigente para rios Classe 2 (<100 NTU - Resolução 357/2005 do CONAMA) (BRASIL, 2005). Para se cumprir tal objetivo geral, é necessário que se atinjam os seguintes objetivos específicos:

- Levantar parâmetros de qualidade da água fluvial bruta e das partículas nela suspensas;
- Avaliar o desempenho de reagentes químicos (coagulante de sal metálico e orgânicos naturais à base de tanino) adequados ao sistema em questão;
- Determinar as condições ótimas de coagulação (dosagem, pH de coagulação), floculação (gradiente médio de velocidade e tempo), assim como a concentração da mistura água-ar dissolvido (taxa de reciclo ótima) para se obter a máxima redução de turbidez;
- Estimar a fração de flocos que sedimenta na coluna de FAD em função da concentração de sólidos totais presente no efluente.

CAPÍTULO 2 : REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Poluentes da água

O estudo dos poluentes da água é essencial para a seleção de reagentes e métodos de tratamento, bem como para o conhecimento do impacto destes sob a saúde humana e a qualidade do meio ambiente. Estes aspectos apresentam forte relação com as características das partículas sólidas, como exemplo a ocorrência de metais tóxicos e reagentes orgânicos sintéticos adsorvidos em argilas e outros sólidos, bem como organismos patogênicos. Os principais poluentes encontrados em águas naturais apresentam-se em suspensão, em regime coloidal ou dissolvidos (DESMOND et al, 1980).

Dentre as partículas em suspensão estão as partículas minerais, algas e protozoários, macromoléculas, como proteínas e enzimas. Tais partículas são encontradas em rios, córregos e arroios, onde o regime turbulento é suficiente para que o particulado depositado no leito do rio mantenha-se em suspensão. Outras fontes de sólidos suspensos são os efluentes industriais e domésticos (AZEVEDO, 2013).

Os poluentes classificados como coloides envolvem as bactérias, vírus e matéria orgânica e partículas ultrafinas (com diâmetro inferior a 1 μm). De acordo com Richter e Azevedo Netto (1991), águas naturais apresentam o sistema coloidal, normalmente composto por partículas minerais ultrafinas, como sílica e argilas, além de macromoléculas, microorganismos patogênicos, bactérias e vírus, e matéria de origem vegetal. A desestabilização das cargas superficiais dos sistemas coloidais é essencial para que haja a agregação das partículas colodais em flocos, possibilitando os processos de tratamento subsequentes, como a sedimentação, filtração ou flotação.

Os poluentes dissolvidos caracterizam-se por uma ampla gama de substâncias e compostos orgânicos, gases e substâncias de origem mineral (como sais de cálcio e magnésio). Estes poluentes podem ser originados da decomposição de matéria orgânica, vegetais ou de despejos industriais, urbanos e agrícolas (AZEVEDO, 2013).

A classificação destes poluentes pode tornar-se mais clara quando abordada em função do tamanho de partículas, como pode ser visto na Tabela 1.

Tabela 2.1 – Classificação do tamanho de partículas

Classificação (SIVAMOHAN, 1990)	Tamanho do tamanho de partícula
Super coloides	< 0,2 μm
Coloides	< 1 μm
Ultrafinas	< 5 μm
Muito finas	< 20 μm
Finas	< 100 μm
Intermediárias	< 500 μm
Grossas	> 500 μm

Fonte: Sivamohan e Forssberg (1985).

A classificação proposta por Sivamohan e Forssberg (1985) classifica os poluentes sólidos em partículas grossas, intermediárias, finas, muito finas, coloides e super coloides, com diâmetros variando de 500 μm a 0,2 μm . Partículas finas e coloidais apresentam maior dificuldade em processos de separação sólido-líquido, principalmente causados por sua baixa massa e inércia, e elevada área superficial. De acordo com Sivamohan (1990), massas reduzidas resultam em baixo momentum da partícula, baixa probabilidade de colisão, quando no processo de flotação, e dificuldade em superar a barreira energética existente entre duas partículas ou entre bolha de ar e partícula. Portanto, a desestabilização de partículas finas e coloidais torna-se um processo de pré-tratamento imprescindível para a remoção via sedimentação, filtração ou flotação.

2.2 Desestabilização de partículas finas e coloidais

Partículas coloidais possuem propriedades elétricas que geram força de repulsão e evitam a aglomeração e decantação. Nos casos em que dois coloides semelhantes estão próximos aproximam, é dada certa interação entre as camadas difusa, gerando repulsão causada pela força eletrostática e atração resultante das forças intermoleculares (forças de Van der Waals) (GORG, 2007).

Íons desestabilizadores podem ser fortemente adsorvidos a uma camada interna fixa (Camada de Stern), o que resulta na variação da carga da partícula em relação à valência e número de íons adsorvidos. Íons dispersos no *bulk* formam uma camada externa difusa localizada próxima à superfície por meio de forças eletrostáticas (Figuras 2.3 e 2.4). O Potencial Psi (ψ) é definido como a queda de potencial entre a interface do coloide e o corpo da solução (Bulk). O Potencial Zeta (ζ) é a medida da queda de potencial entre o plano de cisalhamento e o corpo da solução, e está relacionado à carga da partícula e à espessura da

dupla camada elétrica. A espessura da dupla camada elétrica é determinada pela composição das supracitadas Camada Difusa e Camada Compacta (Camada de Stern) (Figuras 2.3 e 2.4) (ECKENFELDER JR et al., 2009).

Figura 2.1 - Configuração da Dupla camada elétrica

Fonte: AWWA (1990).

Figura 2.2 - Propriedades eletroquímicas de uma partícula coloidal

Fonte: Eckenfelder Jr et al. (2009) (Adaptado pelo autor).

Visto que a estabilidade de um coloide se dá principalmente por suas forças eletrostáticas, a neutralização de cargas é necessária para induzir floculação e precipitação ou flotação. Sendo assim, medidas de Potencial Zeta (PZ) podem indicar o grau de estabilidade de um sistema coloidal. O potencial Zeta é uma grandeza interfacial dependente de uma propriedade elétrica, que são estudadas através da atmosfera de íons de carga contrária (Dupla Camada Elétrica). A medida desta grandeza é especificamente realizada próxima ao plano externo de Helmholtz (plano de cisalhamento), onde ocorre um movimento envolvendo uma partícula carregada e o líquido quando na presença de campo elétrico (Figura 4). Tal movimento gera um potencial eletrocinético, que pode ser medido por eletroforese, ou seja, pela medida da movimentação da partícula carregada na polpa submetida a aplicação de um campo elétrico (ECKENFELDER JR et al., 2009).

Portanto, medidas de Potencial Zeta revelam dados essenciais para o processo de coagulação, o qual tem como princípio básico a desestabilização do sistema coloidal para que haja aglutinação das partículas em flocos. A Tabela 2.2 apresenta valores de Potencial Zeta

obtidos empiricamente para diversos tipos de colóides, resultando nos comportamentos gerais apresentados a seguir.

Tabela 2.2 - Estabilidade dos colóides em função do potencial zeta

Características de Estabilidade Potencial zeta (milivolts)	
Máxima aglomeração e precipitação	+ 3 a zero
Excelente aglomeração e precipitação	-1 a -4
Fraca aglomeração e precipitação	-5 a -10
Fronteira de aglomeração (Aglomeração de 2 a 10 colóides)	-11 a -20
Patamar de pequena estabilidade (Poucos aglomerados)	-21 a -30
Estabilidade moderada (Sem aglomerados)	-31 a -40
Boa estabilidade	-41 a -50
Estabilidade muito boa	-51 a -60
Estabilidade excelente	-61 a -80
Máxima estabilidade	-81 a -100

Fonte: Capanema (2004).

2.2 O processo de coagulação: Desestabilização das cargas superficiais

De acordo com Odegaard (1979), o processo de tratamento de água é dado através da formação e separação de flocos, que resultam de três etapas, sendo elas a coagulação, a floculação e a separação (sedimentação, flotação ou filtração). O surgimento de flocos ocorre da primeira a última etapa. As partículas encontradas em águas residuárias tem tamanho estimado na faixa de 0,005 micrômetros a 100 micrômetros. Com o processo de coagulação, partículas finas aglomeradas podem apresentar dimensões entre 0,5 e 5 micrômetros. Na etapa de floculação são formados flocos de maior dimensão (100 a 5000 micrômetros), resultantes das colisões de partículas aglomeradas geradas na primeira etapa.

A etapa de coagulação envolve reações do coagulante com a água e a formação de substâncias hidrolisadas, gerando cargas positivas dependendo do cátion presente e do pH final do meio. A coagulação permite a desestabilização química, que resulta em maiores tendências de afinidade e agregação das partículas coloidais. Os coagulantes mais amplamente aplicados ao tratamento de água são os sais de ferro ou de alumínio, a cal e polímeros orgânicos sintéticos. Tais reagentes, aplicados em faixas específicas de pH, proporcionam cargas positivas no meio, neutralizando assim as cargas das partículas em

suspensão, que são geralmente negativas, favorecendo a formação dos flocos (REALI et al, 1999; LOPES, 2011).

As condições ótimas de coagulação são proporcionadas quando o Potencial Zeta apresenta valor próximo de zero, sendo este ponto definido como isoeletrico, ou seja, quando as cargas superficiais positivas e negativas das partículas em suspensão estão equalizadas. Para fins práticos, a coagulação geralmente ocorre em uma faixa de Potencial Zeta que varia entre $\pm 0,50$ mV (ECKENFELDER JR, 1989), porém é possível notar que em alguns casos o processo de coagulação é favorável em faixas de Potencial Zeta em torno de 10 mV (LOPES, 2011), como supracitado no item 2.1.1.

A desestabilização pode também ser alcançada através da adição de polímeros catiônicos, os quais podem deslocar o Potencial Zeta do sistema para o ponto isoeletrico sem qualquer alteração do valor de pH. Polieletrólitos são moléculas de alto peso molecular que apresentam grupos adsorventes e formam pontes entre as partículas ou flocos carregados. Flocos de maior dimensão (0,3 a 1 mm) podem ser gerados a partir de pequenas dosagens de polieletrólito (0,05 a 1 mg/L) combinadas com dosagens de sais de ferro ou alumínio. Polieletrólitos não são afetados por variações de pH e podem atuar como coagulantes, visto que ocasionam a redução da carga efetiva em uma partícula coloidal. Os polieletrólitos catiônicos adsorvem em coloides ou flocos de superfície negativamente carregada, enquanto que os aniônicos ocupam o espaço de grupos aniônicos na partícula, permitindo ligações de hidrogênio entre coloide e polímero. Os não iônicos podem adsorver e promover floculação a partir de ligações de hidrogênio entre superfícies sólidas e grupos polares do polímero. Polímeros não geram grande concentração de íons dissolvidos e resultam em redução de volume de lama gerada no tratamento, sendo adequados no desaguamento (ECKENFELDER JR et al., 2009). A Tabela 2.3 apresenta a aplicabilidade de alguns coagulantes aplicados ao tratamento de água e efluentes:

Tabela 2.3 - Atuação de coagulantes no tratamento de águas e efluentes

Reagente químico	Dosagem (mg/L)	pH	Descrição
Carbonato de Cálcio	150 - 500	9,0 – 11,0	Coagulação de coloides e remoção de Fósforo Reações básicas: $\text{Ca(OH)}_2 + \text{Ca(HCO}_3)_2 \rightarrow 2 \text{CaCO}_3 + 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{MgCO}_3 + \text{Ca(OH)}_2 \rightarrow \text{Mg(OH)}_2 + \text{CaCO}_3$
Sulfato de Alumínio	75 – 250	4,5 – 7,5	Coagulação de coloides e remoção de Fósforo Reação básica: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Al(OH)}_3 + 3\text{H}_2\text{SO}_4$
Cloreto férrico	35 – 150	4,0 – 9,0	Coagulação de coloides e remoção de Fósforo
Polímeros Catiônicos	2 – 5	Não há alteração	Coagulação de coloides ou auxiliar de coagulação junto a um metal
Polímeros aniônicos ou não iônicos	0,25 – 1,0	Não há alteração	Auxiliar de floculação para acelerar o processo e a sedimentação ou filtração

Fonte: Eckenfelder Jr et al. (2009). Adaptado pelo autor.

A escolha da dosagem e do coagulante adequado ao tratamento da água ou efluente depende fortemente da técnica a ser utilizada, das características da água a ser tratada, do custo dos produtos químicos e auxiliares, dos parâmetros de cor e turbidez a serem alcançados, bem como da quantia e característica do lodo a ser gerado (visto que as características do lodo são diretamente influenciadas pelo coagulante aplicado) (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 1997). Os coagulantes mais amplamente aplicados são o sulfato de alumínio, o cloreto férrico e sulfato férrico (KAWAMURA, 2000).

O sulfato de alumínio, de fórmula química $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, foi por muitos anos o reagente mais utilizado no tratamento de água, por sua eficácia, facilidade de manejo e transporte, bem como por sua difundida produção e baixo custo no Brasil (NIQUETTE et al., 2004). Atualmente, o coagulante cloreto férrico tem vasta aplicação em tratamento de águas de abastecimento, visto que há evidências de que sulfato de alumínio pode ser prejudicial à saúde humana, quando encontrado como resíduo em água tratada (LIMA VAZ, 2010). De acordo com Pavanelli (2001), a dosagem de cloreto férrico na água bruta apresenta alto potencial de redução de turbidez e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), o que constitui uma significativa vantagem quando trata-se de efluentes altamente turvos. Além disto, este reagente químico é atuante em ampla faixa de pH (de 4 a 9, como indicado na Tabela 2.3) e pode ser encontrado na forma sólida ou líquida (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Com a dosagem do coagulante cloreto férrico em meio aquoso, o reagente sofre hidrólise, dando origem a hidrocomplexos de ferro de carga positiva, permitindo a eletroneutralidade do meio através da coagulação de partículas negativamente carregadas. Tais hidrocomplexos são formados em diferentes faixas de pH, de acordo com as equações 1, 2, 3, 4 e 5 a 25°C (PAVANELLI, 2001).

Segundo a OMS (2003), riscos à saúde humana, oferecidos pelo uso de reagentes químicos inorgânicos, principalmente os sais metálicos, não podem ser relevados. Além disto, o manejo e disposição dos lodos produzidos deve ser cuidadoso. Com isto, a aplicação de reagentes coagulantes/floculantes naturais têm sido explorada (LOPES, 2011). Segundo Diaz et al. (1999), o uso de coagulantes naturais no tratamento de água e efluentes representa vantagens econômicas, visto que estes não apresentam custo elevado e o tratamento do lodo gerado é facilitado pela biodegradabilidade do reagente natural (DIAZ et al., 1999; BONGIOVANI et al., 2010). Reagentes coagulantes/floculantes naturais vêm sendo estudados, desenvolvidos e aplicados, especialmente em tratamento de efluentes. Tais reagentes de origem orgânica-natural são polieletrólitos compostos por cadeias extensas e constituídos por sítios com cargas positivas e negativas (BORBA, 2001). Dentre diversos coagulantes naturais em estudo, a aplicação dos reagentes à base de tanino têm sido amplamente explorada, tanto no tratamento da água, como substituto do sulfato de alumínio, como no tratamento de efluentes industriais (PIANTÁ, 2008).

De acordo com Coral et al. (2009), taninos são substâncias naturais extraídas da casca da Acácia Negra (*Acacia mearnsii*). Estes polímeros são capazes de neutralizar as cargas de sistemas colodais, através do mecanismo de formação de pontes entre partículas, resultado na geração e crescimento de flocos, propensos à sedimentação ou flotação. A empresa brasileira TANAC, a qual tem sua sede situada na cidade de Montenegro no Rio Grande do Sul, possui um portfólio dos produtos à base de tanino, sendo eles: Tanfloc SG, Tanfloc SG 1500, Tanfloc SG 1530, Tanfloc SL e Tanfloc SS. De acordo com o registro no ministério da saúde (1999), o produto comercial Tanfloc é descrito:

O Tanfloc é extraído da casca da *Acacia mearnsii* (Acácia Negra), sendo portanto um tanino. Por ser um produto extremamente natural, não agride a natureza. Além disso, ele é biodegradável e não consome a alcalinidade do meio e, por isso, não altera o pH da água.

A Figura 2.5 ilustra a estrutura química do tanino através do qual é extraído o Tanfloc produzido pela TANAC.

Figura 2.3 - Estrutura química do tanino utilizado na produção de Tanfloc.

Fonte: Di Bernardo et al. (2002).

2.3 Mecanismos de coagulação

Segundo Odegaard (1979), podem ser verificados quatro diferentes mecanismos de coagulação química, sendo estes: A compressão da camada difusa, adsorção e neutralização de cargas, varredura, adsorção e formação de pontes. Estes mecanismos são recorrentes no processo de tratamento de águas residuárias, exceto o primeiro (compressão da camada difusa). A adsorção e neutralização de cargas é caracterizada por certas espécies químicas que adsorvem na superfície das partículas coloidais. Sendo estas espécies de carga oposta à carga superficial das partículas o processo ocasiona a desestabilização. Há uma relação de proporção correta entre a concentração de partículas coloidais e a dosagem de coagulante, visto que a superdosagem pode ocasionar a reversão de carga e perda da eficiência de coagulação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Portanto, visto que cada água com seus específicos poluentes responde de maneira única ao tratamento, é necessário o estudo de coagulação e floculação para se encontrar a dosagem ótima de coagulante, bem como o pH adequado para a coagulação dos poluentes da água em questão.

O mecanismo de varredura se dá quando um sal metálico, como o cloreto férrico ou sulfato de alumínio, é empregado como agente coagulante em alta concentração de modo que haja a precipitação do hidróxido metálico correspondente (de ferro ou alumínio). Desta forma, as partículas coloidais são envoltas por estes precipitados durante formação dos mesmos, assim, ao passo que os hidroxocomplexos são formados e precipitam, estes carregam as partículas coloidais por sedimentação (ODEGAARD, 1979).

O mecanismo de adsorção e formação de pontes é possibilitado pelo emprego de compostos orgânicos, polímeros sintéticos ou naturais, como coagulantes. Estes compostos exibem radicais ionizáveis ao longo de suas cadeias, podendo estes serem classificados como catiônicos (com radicais ionizáveis positivos), aniônicos (com radicais ionizáveis negativos), não iônicos e anfotéricos (possuem radicais ionizáveis positivos e negativos). Os polímeros catiônicos atuam na neutralização de cargas negativas de partículas coloidais e apresentam peso molecular da ordem de 10^5 . Os polímeros não iônicos e aniônicos permitem a formação de pontes configuradas por partícula-polímero-partícula e exigem peso molecular na ordem de 10^6 para ação efetiva (ODEGAARD, 1979).

2.4 Coagulação e floculação: Operações de mistura rápida e mistura lenta

A primeira etapa do pré-tratamento para flotação ou sedimentação, a coagulação, é um processo essencialmente químico que ocorre em menos de um minuto, quando as reações do coagulante com a água geram espécies hidrolisadas de carga positiva a fim de desestabilizar as cargas superficiais negativas das partículas ou colóides suspensos. A etapa de floculação, por sua vez, é predominada por aspectos físicos, e demanda um maior tempo de detenção (alguns minutos). A floculação tem como intuito a agregação do maior número possível de partículas já desestabilizadas, dependendo do objetivo do processo: Sedimentação ou flotação (LOPES, 2011). De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005), o processo de floculação é dado posteriormente ao processo de coagulação, e ambos são dependentes de duas principais variáveis hidrodinâmicas:

- Mistura rápida: Operação responsável pela dispersão dos produtos químicos, geralmente coagulantes e moduladores de pH, na água para que se inicie ao processo de coagulação;
- Mistura lenta: Operação responsável pela agregação das partículas após a desestabilização das mesmas, proporcionando a geração e crescimento de flocos.

As misturas rápida e lenta podem ser realizadas em regime turbulento, em especial a mistura rápida, que objetiva a dispersão uniforme de coagulantes e seus auxiliares nos tanques condicionadores, proporcionando assim uma coagulação homogênea, ou seja, a ação do coagulante na superfície de todas as partículas contidas no meio líquido. Caso a mistura rápida seja ineficiente ou inexistente é possível que uma parcela do líquido receba superdosagem e demais partes sejam desprovidas do reagente, reduzindo a eficiência do tratamento (LEME, 1979). Os condicionadores para coagulação e floculação podem ser compostos por agitadores hidráulicos ou mecânicos. A mistura proporcionada por rotores mecânicos nos reatores promove a circulação e cisalhamento do líquido a ser tratado, e a potência utilizada por unidade de volume é referência para estimativa da eficiência de mistura, visto que maiores potências aplicadas geram aumento de turbulência, que por sua vez proporciona melhor mistura e dispersão do reagente químico. Os estudos realizados por Camp e Stein¹ (1946 apud METCALF & EDDY, 2003) revelam o efeito do gradiente de velocidade em reatores de coagulação/floculação através da Equação 6.

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \times V}} \quad (6)$$

Em que:

G = Gradiente de velocidade média [s^{-1}];

P = Potência requerida [W];

μ = Viscosidade dinâmica [$N.s.m^{-2}$];

V = Volume do reator [m^3].

¹CAMP, T. R; STEIN, P.C. Velocity gradients and internal work in fluid motion. **Journal of Boston Society of Civil Engineers**, v. 30, 1946, p.209.

Na Tabela 2.4 estão presentes os valores típicos de G (gradiente médio de velocidade), aplicáveis a projetos de sistemas que portam agitadores mecanizados.

Tabela 2.4 – Valores de gradiente médio de velocidade (G) típicos de operações coagulação e floculação

Processo	Faixa de valores	
Mistura – Coagulação	Tempo de detenção	G (s^{-1})
Típica em tratamento de efluentes	5 - 30 segundos	500 - 1500
Mistura rápida para efetiva dispersão de reagentes	< 1 segundo	1500 - 6000
Mistura rápida de reagentes para filtração por contato	< 1 segundo	2500 - 7500
Floculação	Tempo de detenção	G (s^{-1})
Típico para tratamento de efluentes (para sedimentação)	30 - 60 minutos	50 - 100
Floculação para processos de filtração direta	2 - 10 minutos	25 - 150
Floculação para processos de filtração por contato	2 - 5 minutos	25 - 250

Fonte: Metcalf e Eddy (2003) (Adaptado pelo autor).

Embora a diversidade de qualidade das amostras de água bruta exija testes específicos, estudos realizados por Reali e Dombroski (1996) podem ser utilizados como parâmetros base para estudos de tratamento de água de abastecimento por FAD. As condições de floculação, como o gradiente médio de velocidade de floculação e tempo de floculação no pré-tratamento, foram variáveis amplamente exploradas, com o intuito de aumentar a eficiência de flotação. O estudo, realizado em escala de bancada através do equipamento Flotatest, estabeleceu as seguintes características da amostra (sintética) e valores testados (Tabela 2.5) (PIOLTINE, 2013):

Tabela 2.5 - Valores das variáveis testadas em Flotatestes por Reali e Dombroski (1996)

Características da amostra/Variáveis testadas	
Cor aparente da amostra	90 uC
Turbidez da amostra	7 uT
Tempos de floculação	2, 4, 8, 12, 16, 20, 24 e 30 minutos
Gradiente médio de velocidade de floculação	20, 40, 60, 80 e 100 s ⁻¹
Parâmetros fixos	
Dosagem de coagulante - Sulfato de Alumínio	40 mg/L
Razão de recirculação	8%
Pressão de saturação	456 KPa

Fonte: Próprio autor.

Os resultados revelaram que o maior percentual de eficiência de remoção de cor aparente (90%), foi obtido utilizando tempo de floculação de 20 minutos com gradiente médio de velocidade de 60 s⁻¹. Foi possível obter alta eficiência de remoção de cor aparente (88% e 86%) ao aplicar gradiente médio de velocidade 80 s⁻¹ associado a 12 minutos e 8 minutos respectivamente de tempo de floculação. É importante ressaltar que tais valores servem como base para estudos de FAD, diferentes amostras de água bruta apresentam comportamentos distintos frente ao tratamento, portanto, deve-se explorar amplamente os valores de variáveis termodinâmicas e hidrodinâmicas em torno dos valores de referência. Ainda, é de extrema relevância a necessidade da realização de testes em escala piloto, pois, segundo os autores, testes em batelada não são capazes de reproduzir as condições hidrodinâmicas presentes em equipamentos de larga escala e regime contínuo (PIOLTINE, 2013).

2.5 A Flotação por Ar Dissolvido (FAD)

A fim de separar partículas em suspensão e partículas coloidais da fase aquosa, emprega-se a flotação por ar dissolvido (FAD) precedida da combinação de determinados processos físico-químicos. Tais processos estão enquadrados na etapa de pré-tratamento, a qual é essencial para a promoção da eficiência global da FAD. As etapas prévias à FAD objetivam a geração de pequenos, leves e fortes flocos a partir da desestabilização das cargas superficiais das partículas, promovendo efetiva interação entre as microbolhas de ar e os flocos na coluna de FAD. A flotação por ar dissolvido é uma operação unitária descrita por três fases: geração e concentração de microbolhas de ar, interação microbolha-flocos e remoção destes agregados (PELEGRINO, 2011).

A FAD é uma técnica caracterizada pela produção de microbolhas de ar, com diâmetros de 10 µm a 100 µm, através da supersaturação do líquido, normalmente água nova ou parcela recirculada da saída do flotador (EDZWALD & HAARHOFF, 2011; REALI & PATRIZZI, 2016) . Esta supersaturação pode ser gerada a partir de vácuo ou aplicação de pressões maiores que a pressão atmosférica. Na flotação por ar dissolvido a água é, geralmente, pressurizada no interior de uma câmara ou vaso de saturação, e após determinado tempo em tal condição de pressão, o líquido é bruscamente exposto a condições atmosféricas. A água saturada, é então forçada, normalmente, através de válvulas (como válvula agulha e outros dispositivos como venturi e ejetores), resultando na geração de microbolhas (AZEVEDO et al., 2017). Tais microbolhas são liberadas através da válvula pela parte inferior da célula ou coluna de flotação, ascendendo pelo flotador interagindo com as partículas em suspensão, levando-as assim a flutuar quando o sistema partícula-bolha atinge a superfície (JÜRGENSEN et al., 2002).

Portanto, a técnica consiste nas interações de partículas micrométricas (<13 micrômetros) com as microbolhas de ar, através de mecanismos que resultam em maior eficiência de coleta destas partículas finas. De acordo com Bruning e Koolpal (2002), as células de flotação convencionais não são adequadas para a flotação de partículas finas visto sua elevada turbulência e grandes diâmetros de bolha, o que reduz a probabilidade de colisão e adesão no processo de flotação. Microbolhas de ar, além de serem mais reativas devido a suas maiores áreas superficiais, cerca de quarenta vezes maior do que na flotação convencional, ascendem em menor velocidade, permitindo maior tempo de contato bolha-partícula e adequadas condições hidrodinâmicas, facilitando a colisão, adesão e preservação do sistema bolha-partícula (RUBIO et al., 2002a).

Portanto, no processamento de mineral, os equipamentos de flotação empregados não possibilitam a geração de microbolhas de ar, mas sim bolhas de maior diâmetro, na faixa de 600 e 2500 µm. A ausência de bolhas de pequeno e médio porte nas células de flotação é vista como a principal razão pela qual a coleta de partículas muito finas é ineficiente, ocasionando perdas no processamento mineral (RUBIO et al., 2003; SIVAMOHAN, 1990). As principais diferenças entre as aplicações de flotação convencional e flotação por ar dissolvido estão relacionadas à concentração de sólidos a serem removidos, baixa em processos de FAD, e ao diâmetro de partículas e bolhas de ar, como pode ser visto na Tabela 2.6 (RUBIO et al., 2002a).

Tabela 2.6: Principais diferenças operacionais entre flotação convencional e FAD

Parâmetros	Flotação convencional	FAD
Porcentagem de sólidos (%)	25 – 40	< 4
Diâmetro de partículas flotáveis (μm)	10 – 150	30 – 500 (floculadas)
Distribuição do tamanho de bolhas (μm)	600 – 2000	30 - 100
Área superficial de bolha (cm^2/cm^3)	100 – 30	4000 - 600
Velocidade ascensional de bolhas (m/h)	250 – 800	0,7 - 30
Hold-up do ar - ϵ_g (%)	15 – 25	8 – 14

Fonte: RUBIO *et al.* (2002a) (Adaptado pelo autor).

De acordo com Maia, Reali e Pioltine (2016), a eficiência do processo de FAD depende essencialmente de uma sequência de subprocessos: (1) o processo de coagulação da água, realizada através da adequada dosagem de reagentes químicos coagulantes; (2) o processo de floculação, no qual flocos de tamanho ótimo para flotação são gerados; (3) o processo de geração de microbolhas, o qual é realizado, normalmente, em vasos de alta pressão (4 a 6 bar) associados a válvulas específicas, responsáveis pela brusca redução de pressão da água e formação da nuvem de microbolhas; e (4) a mistura dos fluxos de água saturada e floculada, com o objetivo da promoção de colisão e adesão das microbolhas à estrutura dos flocos, permitindo a geração de “clusters”, microbolhas aprisionadas por flocos.

Os sistemas de flotação por ar dissolvido têm revelado inúmeras vantagens, dentre elas a redução da área de processo (footprint), a eficiência na remoção de partículas finas e ultrafinas, a menor quantidade de água retida no lodo, e a alta cinética de separação de sólidos. O sistema de flotação por ar dissolvido é geralmente configurado pelos seguintes componentes:

- Vaso saturador alimentado por gás pressurizado;
- Válvula de despressurização por constrição de fluxo;
- Célula de flotação/flotador;
- Dosadores de reagentes;
- Mecanismo de coleta da espuma.

2.5.1 Configuração de um sistema de FAD

Os sistemas de FAD podem ser configurados de três maneiras, de modo que dependendo do método de pressurização empregado apresentam-se três sistemas distintos:

- Sistema de flotação com pressurização total da vazão afluente;
- Sistema de flotação com pressurização parcial da vazão afluente;
- Sistema de flotação com recirculação pressurizada.

O método de flotação por ar dissolvido com recirculação pressurizada é atualmente o mais aplicado no tratamento de esgotos sanitários e de águas de abastecimento. A técnica utiliza a pressurização de uma parcela do afluente já tratado (água clarificada) como água de recirculação para a alimentação do vaso pressurizador. Sendo assim, a água de recirculação será misturada novamente com o afluente. Nos casos em que o afluente contém partículas frágeis, como flocos, este tipo de recirculação poupa tais partículas de possíveis quebras de estrutura ao serem bombeados. A Figura 2.4 ilustra a configuração típica de um sistema de FAD utilizado no tratamento de águas residuárias precedido de uma etapa de coagulação (METCALF & EDDY, 2003).

Figura 2.4 - Sistema de flotação por ar dissolvido utilizando recirculação pressurizada

Fonte: Mecalff & Eddy (2003) (Adaptado pelo autor).

A flotação por ar dissolvido baseia-se essencialmente no contato de partículas sólidas em suspensão (floculadas) com microbolhas de ar no meio líquido, isto inclui o mecanismo de arraste do sistema partícula-bolha para a superfície (aumento do empuxo), que é intensamente

dependente do controle dos parâmetros operacionais de projeto, determinados em função das características da água de estudo. Os parâmetros de extrema importância no processo de FAD estão interligados e controlam a eficiência de separação. Dentre estes parâmetros podem ser destacados:

- Tempo de detenção no tanque de flotação;
- Diâmetro e número de bolhas;
- Pressão na câmara de saturação;
- Taxa de aplicação superficial de flotação;
- Taxa de recirculação do líquido pressurizado;
- Volume de ar em relação à massa de sólidos em suspensão na água a ser tratada.

Além dos parâmetros operacionais relacionados à FAD, destacam-se as variáveis envolvidas na etapa de coagulação, como o pH, o gradiente de velocidade, o tempo de condicionamento, de mistura rápida e lenta, e a dosagem de coagulante (AWWA, 1990).

Segundo Coutinho (2007), no Brasil, o estudo pioneiro da aplicação da flotação por ar dissolvido no tratamento de água foi desenvolvido por Reali em 1984, sendo que em 1991 o autor aprofundou a revisão de literatura além de dar início a experimentos em escala piloto. Através deste estudo, Reali (1991) propôs um modelo matemático que relaciona a eficiência de flotação com as variáveis mais influentes no processo, sendo assim possível a análise da viabilidade técnica e operacional dos projetos de FAD, bem como a otimização destes. Reali (1991) comprovou que a determinação de parâmetros como o tamanho de flocos e microbolhas de ar, a razão de recirculação e o percentual de ar dissolvido no flotador é essencial para promover a FAD de maneira eficiente.

Em geral, é possível se estimar os valores de parâmetros a serem aplicados a uma estação de tratamento que utiliza flotação por ar dissolvido através de valores estimados em estudos prévios, como verificado na Tabela 2.7 a seguir.

Tabela 2.7 - Parâmetros de projeto para um sistema de FAD

Parâmetros	Faixa de variação	Aplicação/Tratamento
Pressão (kPa)	200 a 480	Esgotos
	300 a 500	Água
	250 a 500	Água
	400 a 600	Efluentes de reatores/Água
	275 a 350	Esgotos
	550	Águas pluviais
	500	Água
Razão de recirculação (%)	30	Esgotos
	15	Esgotos
	20	Efluentes. de reatores
	10 a 20	Efluentes de reatores
Relação ar-sólidos	0,005 a 0,100 (kg de ar/kg SS)	Esgotos
	7 a 10 (g de ar/m ³ tratado)	Água
	2 a 3% (% do volume tratado)	Esgotos
	2,5% (% do volume tratado)	Águas pluviais
Taxa de escoamento superficial (m ³ /m ² .dia)	235	Esgotos
	100 a 300	Água
	70 a 375	Efluentes de reatores
	195	Efluentes de reatores
Tempo de detenção no flotor (min)	30	Esgotos
	10 a 20	Água
	15 a 60	Esgotos

Fonte: Coutinho (2007).

2.5.2 Geração de microbolhas de ar

A geração de microbolhas de ar pode ser vista como um processo semi-estático, porém, seguido por processos dinâmicos: a coalescência e a dispersão. O processo geral envolvendo estes fenômenos de formação da microbolha, crescimento e colapso pode ser definido pelo termo cavitação. A cavitação pode ser dividida em cavitação de gás e vapor, e seu mecanismo é dado pela redução de pressão abaixo de um valor crítico, a temperatura constante. A coalescência e a dispersão são dois fenômenos de estados opostos durante a formação de microbolhas, sendo que a coalescência se dá pela junção de finas bolhas resultando na formação de maiores bolhas, enquanto a dispersão trabalha a favor da formação de bolhas ultrafinas (TEMESGEN et al., 2017).

Estudos explorando diferentes técnicas de geração de microbolhas foram realizados, aplicando a cavitação hidrodinâmica (AGARWAL; NG; LIU, 2011), a geração acústica

(AGARWAL; NG; LIU, 2011; XU et al., 2008), a cavitação eletroquímica (WU et al., 2008), e a geração por agitação mecânica (XU et al., 2008). As técnicas citadas são baseadas no princípio físico de redução de pressão utilizando tensão superficial e depósito de energia para a produção de microbolhas (TEMESGEN et al., 2017). A cavitação hidrodinâmica pode ser obtida através de um fluxo corrente, apresentando variação de velocidade, bem como pela aplicação de um campo acústico. A cavitação gerada por depósito de energia pode ser ocasionada por fótons provenientes de laser ou por outras partículas elementares (FAN et al., 2010). A cavitação hidrodinâmica representa a técnica mais aplicada em sistemas de FAD para tratamento de água. Comumente, este fenômeno é dado pela saturação por pressurização, cisalhamento da bolha, divisão, e agitação mecânica. Teresaka et al. (2011) estudou alguns mecanismos de geração de microbolhas, sendo eles: Fluxo espiral, Venturi, ejetor, e dissolução pressurizada, os quais têm como princípio a cavitação hidrodinâmica baseada nos fluxos de gás e líquido. Em todos os sistemas explorados a pressão é reduzida abaixo da pressão de vapor devido a alta velocidade dentro do duto de escoamento do fluxo, pois, de acordo com Fan et al. (2010), a cavitação hidrodinâmica pode ser descrita pela equação de Bernoulli, resultante das equações Eq. (7) e Eq.(8):

$$P + \frac{1}{2}\rho V^2 = C \quad (7)$$

Ao rearranjar a Eq. (9), tem-se:

$$V^2 + \frac{2P}{\rho} = \frac{2C}{\rho} \quad (8)$$

Onde:

V = Velocidade do fluxo de água;

P = Pressão;

ρ = Densidade do líquido;

C = Constante.

Portanto, ao se analisar a Eq.(7), é possível concluir que a pressão negativa é dada pela variável velocidade do fluxo, a qual pode gerar cavitação quando for superior a $\sqrt{\frac{2C}{\rho}}$ (TEMESGEN et al., 2017).

Como supracitado, Teresaka et al. (2011), expõe que o mecanismo de um típico gerador de microbolhas, o de fluxo espiral, é ilustrado na Figura 2.5.

Figura 2.5 - Gerador de microbolha tipo fluxo espiral

Fonte: Teresaka et al. (2011) (Adaptado pelo autor).

A Figura 2.5 demonstra a estrutura interna de um gerador tipo fluxo espiral, onde a água é bombeada e tangencialmente alimentada por uma entrada lateral no cilindro. O fluxo espiral resultante deste tipo de alimentação dá origem a uma cavidade tipo maelstrom no cilindro. O gás é então succionado por uma entrada na base do cilindro, e assim misturado com o líquido por uma entrada na parte superior deste, onde a fase gasosa é transformada em bolhas finamente divididas, as microbolhas, devido ao efeito centrífugo causado pela alta velocidade rotacional do fluxo espiral (TERESAKA et al., 2011).

A Figura 2.6 ilustra um gerador de microbolhas tipo venturi, no qual a corrente líquida porta consigo um fluxo de mili-bolhas proporcionado pela entrada no tubo de venturi. O mecanismo de redução de tais mili-bolhas, ou cavitações, é dado pela aceleração do fluxo bifásico através do tubo de venturi, desta forma, a pressão dinâmica sofre repentinas mudanças, ocasionando o fenômeno de produção de microbolhas (TERESAKA et al., 2011).

Figura 2.6 – Gerador de microbolha tipo venturi

Fonte: Teresaka et al. (2011) (Adaptado pelo autor).

A Figura 2.7, mostra o gerador de microbolhas tipo ejetor, no qual canais de fluxo no gerador cilíndrico são desenvolvidos para serem reduzidos e alargados estagiadamente, a fim de que um complexo perfil de pressão seja produzido ao longo do fluxo. O gás é succionado do menor ponto de pressão, e então é “disperso” como microbolhas pela cavitação (TERESAKA et al., 2011).

Figura 2.7 – Gerador de microbolha tipo ejetor

Fonte: Teresaka et al. (2011) (Adaptado pelo autor).

A Figura 2.8 demonstra um gerador de microbolhas tipo dissolução pressurizada, no qual mistura do líquido e do gás é pressurizada no tanque, onde a fase gasosa é dissolvida na concentração de saturação. Microbolhas são então geradas por desprendimento deste líquido

saturado na fase líquida através de uma válvula de redução, ou de constrição de fluxo. O tamanho e o volume das microbolhas é dependente da pressão no tanque pressurizado (TERESAKA et al., 2011).

Figura 2.8 – Gerador de microbolha tipo dissolução pressurizada

Fonte: Teresaka et al. (2011) (Adaptado pelo autor).

A Figura 2.9 demonstra um comparativo da performance na geração de microbolhas através da relação velocidade superficial do gás (U_G) versus hold up (ϵ_G). É possível perceber que para os mesmos valores de U_G , os geradores tipo espiral, venturi, ejetor e dissolução pressurizada proporcionam maiores valores de hold up do que os simples geradores de mili-bolhas, como a placa de fluxo contínuo, a placa porosa e a placa perfurada. É importante ressaltar que para o mecanismo de dissolução pressurizada a velocidade superficial do gás não foi variada devido ao seu *set up*, e, poranto, os valores de hold up foram plotados apenas para a faixa operacional do tanque de pressurização (TERESAKA et al., 2011).

De acordo com Teresaka et al. (2011), quando a velocidade superficial do gás assume valores inferiores a 1,0 mm/s, o hold up proporcionado pelos geradores de microbolhas apresentou-se maior que o hold up resultante dos geradores de mili-bolhas, porém, quando U_G é superior a 1,0 mm/s, o hold up gerado por microbolhas não é divergente dos demais. Com tudo, os geradores de microbolhas são mais eficientes associados a baixos valores de velocidade superficial do gás. Dentre os geradores estudados por Teresaka et al. (2011), os do tipo espiral e dissolução pressurizada exibiram maiores valores de hold up do gás.

Figura 2.9 – Gráfico da performance de diferentes geradores de microbolhas em função da velocidade superficial do gás U_G e do hold up ε_G .

Fonte: Teresaka et al. (2011) (Adaptado pelo autor).

Outra importante avaliação realizada por Teresaka et al. (2011) no estudo de geradores de microbolhas foi a análise do consumo energético. Ao se observar a Figura 2.10, pode-se perceber que o consumo específico de energia (E/V_L) para os geradores de microbolhas é bem superior do que para os outros tipos de geradores para produzir a mesma magnitude do coeficiente de transferência de oxigênio (kLa). Isto deve-se ao fato de os geradores de microbolhas como o espiral, o ejedor, o venturi e tipo dissolução pressurizada exigirem equipamento auxiliar (bomba) e ar pressurizado para a produção de microbolhas. Já os geradores simples, de mili-bolhas, como a placa perfurada e a placa de fluxo contínuo utilizam apenas compressor de ar.

Figura 2.10 – Consumo específico de energia de diversos geradores de microbolhas para a dissolução do ar na água: Consumo específico de energia E/V_L [kW/m³] versus coeficiente de transferência de oxigênio da fase líquida k_{La} [s⁻¹]

Fonte: Teresaka et al. (2011) (Adaptado pelo autor).

Ainda que os geradores de microbolhas apresentem maior consumo específico de energia, e, conseqüentemente maior custo associado a este aspecto, é inegável o fato supracitado de que estes mecanismos realizam a mais rápida dissolução de oxigênio na água. Assim, o uso de geradores de microbolhas permite a redução de aeração no tanque, bem como a redução do tempo de residência da água a ser tratada, o que resulta em maiores taxas de tratamento e reduz o custo global do processo (TERESAKA et al., 2011).

2.5.3 A influência da pressão de saturação e da taxa de reciclo na FAD

Como explicitado nos subitens anteriores, a flotação por ar dissolvido é uma flotação assistida por microbolhas de ar, geradas através da pressurização da água. A quantidade de ar dissolvido na água saturada, considerando completa saturação desta, é diretamente proporcional à pressão no equipamento saturador. A água pressurizada é então alimentada no flotor através de uma válvula. A queda de pressão com o alívio da válvula é responsável

pelo desprendimento de bolhas de ar diretamente no efluente. Se a adesão das bolhas de ar com as partículas é eficiente, os aglomerados, de menor densidade, atingem a superfície, onde são coletados. Um parâmetro de grande influência na ascensão do sistema floco-bolha é a razão ar/sólidos, a qual é definida pela massa de ar precipitada como bolhas pela massa de sólidos na água bruta/efluente, representada na unidade mg.mg^{-1} (BRATBY & MARAIS, 1974). Os parâmetros que exercem influência sob a razão ar/sólidos, por sua vez, são a pressão de saturação e a taxa de reciclo (alimentação do saturador/alimentação de água bruta ou efluente). Sendo assim, obtendo-se as condições ótimas, inclusive de pressão de saturação, a taxa de reciclo depende intimamente do fluxo de água a ser tratada e da concentração de sólidos presentes nesta (BRATBY & MARAIS, 1975).

De acordo com Bratby & Marais (1975), ao operar sistemas de FAD com pressões inferiores a 350 kPa, dificilmente obtém-se completa eficiência do equipamento saturador, variável relevante do ponto de vista econômico, especialmente para o tratamento de águas com alta concentração de sólidos. Sob pressão ótima, ainda há alguma ineficiência no processo de saturação, a qual pode ser reduzida com acréscimo na taxa de reciclo, gerando um aumento na razão ar/sólidos, mas também um aumento nas dimensões da unidade de flotação. Além disto, as dimensões do saturador devem ser ampliadas para se obter maior eficiência de saturação. Com isto, o capital e o custo operacional são elevados a medida que a ineficiência do saturador despende de maior energia. Portanto, é essencial que sejam realizados estudos sobre métodos mais eficientes e econômicos de se gerar microbolhas de ar.

A eficiência do processo de FAD é diretamente influenciada, inicialmente, pelo evento de colisão entre as microbolhas de ar e os flocos suspensos no meio líquido. A distribuição do tamanho de bolhas é fator determinante das chances de colisão e contato entre floco e bolha, visto que a velocidade de ascensão das microbolhas de ar é acrescida proporcionalmente ao quadrado do diâmetro das mesmas, considerando o fluxo da nuvem de microbolhas laminar (Lei de Stokes). Desta forma, maiores bolhas poderão ter menores chances de colisão e desligar-se mais facilmente dos flocos, mesmo se colididos, por apresentarem maior velocidade de ascensão e maior turbulência do sistema (REALI, 1991). Segundo Ettelt (1964), bolhas de ar mais finamente divididas deslocam mais facilmente o líquido da superfície dos flocos, auxiliando a eficiência de adesão e preservação do sistema floco-microbolhas. Devido à sua menor velocidade ascensional, menores bolhas de ar estão submetidas a maiores tempos de residência no interior do flotador, acrescendo a probabilidade de contato com os flocos a serem suspensos.

Sendo a distribuição do tamanho de bolhas determinante na eficiência da FAD, é relevante ressaltar que tal variável é diretamente influenciada pela taxa de aglutinação, que por sua vez depende:

- Da pressão no interior do vaso saturador;
- Da temperatura do líquido a ser saturado e do líquido a ser diluído;
- Do pH da suspensão;
- Do tipo de bocal e válvula de liberação de ar utilizados.

De acordo com os experimentos realizados por Rijk et al. (1994), em relação à distribuição do tamanho de bolhas de ar na FAD, conclui-se que a variação da pressão de saturação resulta em diferentes tamanhos de bolhas. Desta forma, a aplicação de elevados valores de pressão gera bolhas de pequena dimensão, porém, constatou-se que para valores de pressão acima de 5,0 atm não há alteração na distribuição do tamanho de bolhas. Segundo os estudos de Han et al. (2007), quanto menor a pressão de saturação, mais ampla será a distribuição do tamanho de bolhas; com o aumento da pressão de saturação, pode-se obter maior eficiência no processo de FAD através da redução do tamanho das bolhas e do tamanho crítico dos flocos. Com o estudo empírico, realizado com águas sintéticas com turbidez 20 NTU e a partir da análise de imagens geradas por microscópio, foi ponderada a melhoria da eficiência do processo em relação à maior concentração em volume de bolhas, gerado pelo aumento da pressão de saturação.

Desta forma, verifica-se a importância da atuação da nuvem de microbolhas de ar nas unidades de FAD, bem como da distribuição uniforme desta. O papel desempenhado pelas microbolhas de ar no processo de flotação por ar dissolvido é reduzir a densidade do sistema floco-bolha à valores menores que a densidade da água. Sendo assim, quanto maior o volume de bolhas aderidas aos flocos, menor será a densidade relativa do sistema e consequentemente a velocidade de ascensão deste. A função secundária da injeção de microbolhas de ar é o aumento do teor de oxigênio dissolvido na água (AISSE et al., 2001).

Equipamentos utilizados para liberação do fluxo de ar/água vão de bocais especiais à simples válvulas gaveta. Pressões bem superiores à pressão atmosférica devem ser repentinamente reduzidas através destes instrumentos, e o ar deve ser liberado no ponto mais próximo possível da base do flotador, onde a água de reciclo é misturada com a água floculada, a fim de minimizar perdas e coalescência de bolhas. Como supracitado, a concentração de ar pode ser controlada pelo tamanho do instrumento de alívio de pressão (orifício do bocal ou válvula). Por outro lado, a velocidade do fluxo de reciclo deve ser baixa

o suficiente para evitar a quebra dos flocos. O Water Research Centre desenvolveu e patenteou um sistema de injeção de ar que consiste em duas placas com orifícios para redução de pressão e geração de turbulência de maneira a reduzir a velocidade do fluxo de reciclo antes que este encontre a água floculada. O tamanho da primeira placa, que é menor, controla a quantidade de água a ser alimentada no flotador. Mais de 95% das bolhas produzidas por seus orifícios variam de 10 a 120 micrômetros e apresentam diâmetro de aproximadamente 40 micrômetros (ZABEL, 1985).

Como o sistema de saturação compõe cerca de 50% do custo energético do processo de flotação, é essencial a otimização do método e design do sistema para reduzir custos operacionais. Diversos métodos são utilizados para a geração de microbolhas de ar, como a injeção de ar na água em vaso saturador, a passagem de água através de leito poroso, a pulverização da água em um saturador descompactado, a incorporação do ar com ejetores e a injeção de ar no tubo de sucção da bomba de reciclo (ZABEL, 1985).

2.5.4 Interações partícula-bolha de ar na flotação de minérios

A interação físico-química entre flocos ou partículas com bolhas de ar é descrita por três eventos distintos: Colisão, adesão e preservação do sistema partícula-bolha. Tais mecanismos são dados no interior de uma célula ou coluna de flotação de forma sequencial, ou seja, para que ocorra adesão entre partícula e bolha é necessária a ocorrência de colisão previamente. Deerjaguin e Dukhin (1961) desenvolveram o estudo pioneiro sobre a superfície de interação deste sistema, e concluíram sobre a existência de três zonas externas e distintas de uma bolha de ar (Figura 2.11). Posteriormente os estudos foram aprofundados por Dai *et al.* (2000), que incorporaram ao primeiro modelo a descrição das interações físico-químicas constituintes da interface líquido-ar.

Figura 2.11 - Descrição das três zonas externas de uma bolha de ar.

Fonte: Derjaguin e Dukhin (1960). Adaptado pelo autor.

A Zona 1, constituinte do setor mais externo da bolha de ar, é influenciada e gerada pela ação de forças hidrodinâmicas (F_1), viscosas (F_2) e inerciais (F_3). As forças F_1 são responsáveis por permitir que as partículas se aproximem da bolha de ar, porém estas acompanham as linhas de fluxo hidrodinâmicas que a rodeiam, dificultando a colisão partícula-bolha. As forças F_2 atuam retardando o movimento relativo entre a bolha e partícula, por ser de natureza viscosa, reduzindo a probabilidade de colisão.

As forças F_3 , por serem de caráter inercial, atuam favorecendo o movimento das partículas em direção as bolhas, sendo a intensidade destas forças regida pela massa e velocidade das partículas, que são funções de seu volume e densidade (PINI³, 2012 apud DAI et al., 2000).

A Zona 2, intermediária, é onde se encontram íons ou moléculas de surfactantes adsorvidos na interface líquido-gás, que por sua vez são varridos da parte superior da bolha para seu setor inferior. Este evento resulta na geração de um forte campo elétrico na interface líquido-gás, proporcionando certo movimento, influenciado por forças eletroforéticas e difusivas (PINI³, 2012 apud DAI et al., 2000). As Zonas 1 e 2 governam o evento de colisão entre bolhas e partículas, já a Zona 3 é dominada por forças superficiais que governam o processo de adesão. Este fenômeno é controlado pela aceleração ou retardo do rompimento do filme líquido na superfície da partícula circundada por bolhas de ar (RALSTON, 1992).

³DAI, Z.; FORNASIERO, D.; RALSTON, J. Particle-bubble collision models. A review. **Advances in Colloid and Interface Science**. v. 85, p. 231-256, 2000.

Derjaguin e Dukhin (1961) além de proporem as três Zonas de uma bolha de ar, descreveram a interação bolha-partícula classificando-a em três eventos nomeados colisão, adesão e estabilidade do agregado gerado. A cada evento foi associado uma variável estatística que quantifica a probabilidade da ocorrência do mesmo, sendo estas a:

- Eficiência de colisão (E_c) entre partícula e bolha;
- Eficiência de adesão (E_a) entre partícula e bolha;
- Eficiência de estabilidade ou preservação (E_s ou E_p) do agregado partícula-bolha.

A descrição de tais variáveis pode ser vista na Tabela 2.8, a qual define também a variáveis eficiência de coleta (E_{col}), produto das três variáveis citadas (Eficiência de colisão, eficiência de adesão e eficiência de preservação).

Tabela 2.8 - Definição dos eventos de interação partícula-bolha

Eficiências	Definição
Colisão	Razão entre o número de partículas que efetivamente colidem com uma bolha ascendente e o número total de partículas varridas pela área da projeção da bolha em um plano horizontal.
Adesão	Quociente entre o número de partículas que efetivamente aderem a uma bolha e o número total de partículas colididas com a bolha.
Estabilidade e	Razão entre o número de partículas que permanecem aderidas a uma bolha ascendente e o número total de partículas que haviam inicialmente aderido a esta bolha.
Coleta	Número de partículas que colidiram, aderiram e permaneceram aderidas a uma bolha ascendente dividido pelo número total de partículas varridas pela projeção horizontal da área da mesma bolha.

Fonte: Pini (2012). (Adaptado pelo autor).

Portanto, na flotação, a eficiência de coleta (E_{col}) de minerais hidrofóbicos é dependente dos três distintos acontecimentos. Sendo assim, a Equação 9 determina que a eficiência de coleta na flotação resulta do produto dos três eventos citados acima (RALSTON *et al.*, 1999).

$$E_{col} = E_c E_a E_p \quad (9)$$

Sendo as seguintes variáveis expressas na forma percentual:

E_{col} = Eficiência de coleta de partículas;

E_c = Eficiência da colisão partícula-bolha;

E_a = Eficiência de adesão partícula-bolha;

E_p = Eficiência de preservação do agregado partícula-bolha.

Em suma, a eficiência de colisão entre partícula e bolha (E_c) expressa o valor percentual de partículas que deixam as linhas de campo fluido-hidrodinâmicas ao redor da bolha, migrando para a zona de interface líquido-gás. A eficiência de colisão é dependente da densidade da partícula, da velocidade de ascensão do gás (J_g) e do diâmetro das bolhas (RALSTON *et al.*, 1999). A E_c é proporcional à razão entre o diâmetro da partícula (d_p) e o diâmetro da bolha ($D_{3,2}$), conforme a Equação 10:

$$E_c \propto \frac{d_p^2}{D_{3,2}} \quad (10)$$

A Equação 12 demonstra que a redução do diâmetro de bolha contribui para o acréscimo da eficiência de colisão, bem como a redução do tamanho de partículas prejudica a E_c , pois partículas finas reportam-se facilmente às linhas hidrodinâmicas do fluido. Visto o estudo, partículas de diâmetros reduzidos, como rejeitos de flotação e *overflow* da deslamagem, exigem bolhas menores para que a colisão, adesão e preservação do sistema bolha-partícula sejam eficientemente promovidos.

2.5.5 Mecanismos de interação floco-bolha na flotação por ar dissolvido

O processo de flotação por ar dissolvido é certamente influenciado pelos três mecanismos de coleta (colisão, adesão e preservação) promissores da flotação convencional. Porém, além da coleta de partículas, arraste hidrodinâmico e aprisionamento de partículas, a FAD envolve outros quatro mecanismos de interação entre partícula ou floco e microbolhas de ar.

Os mecanismos de captura e transporte dos flocos através das microbolhas de ar, em um sistema de FAD, podem ser explicados pelos fenômenos de nucleação, oclusão ou aprisionamento e arraste pela nuvem de microbolhas (Figura 2.12). A nucleação é um mecanismo que é desenvolvido na interface sólido/líquido, onde parte do ar dissolvido, que não foi convertido em bolhas é nucleado ao redor da superfície da partícula, e então ocorre o crescimento das bolhas por nucleação nesta interface (RODRIGUES e RUBIO, 2007). O fenômeno de oclusão ou aprisionamento é dado pelo posicionamento das microbolhas de ar no interior das partículas floculadas, desta forma a densidade do sistema partícula-bolha é reduzida de maneira significativa. Isto ocorre geralmente com a aplicação de poliacrilamidas sintéticas como auxiliares de floculação (OLIVEIRA et al., 2010). O mecanismo de arraste depende do percentual de bolhas bem como da velocidade de ascensão destas. Como em um sistema de FAD gera-se uma nuvem com grande número de microbolhas de ar, o arraste é dado pelo carregamento de partículas ou flocos e coágulos através do movimento de ascensão das inúmeras bolhas. Desta forma, segundo Rodrigues e Rubio (2007), é possível flotar inclusive elementos hidrofílicos por arraste. Portanto, o fenômeno pode ser diretamente dependente da hidrodinâmica do sistema, da distribuição do tamanho de bolhas, bem como do número de bolhas aderidas aos flocos.

Figura 2.12 -Mecanismos de interação partícula-bolha: a) Coleta de partículas da flotação convencional (colisão, adesão e preservação); b) Nucleação de bolhas na superfície da partícula; c) Aprisionamento de microbolhas pelas partículas; d) Arraste de partículas pelas microbolhas.

Fonte: Rubio et al. (2002a)

Íntrínseco a estes parâmetros, o estudo da velocidade de ascensão das microbolhas de ar através do meio líquido é essencial. O comportamento das microbolhas de ar, em um sistema hidrodinâmico laminar, pode ser descrito pelo comportamento de esferas rígidas obedecendo a lei de Stokes (Equação 11), propondo-se um modelo matemático para descrever a coleta de partículas suspensas em água através dos fenômenos de colisão entre partículas e bolhas em ascensão em uma coluna ou tanque de flotação (EDZWALD; WALSH, 1992).

$$V_a = \frac{g \cdot D_b^2 \cdot \rho_f}{18 \cdot \mu} \quad (11)$$

Em que:

v_a = Velocidade ascensional da bolha;

g = Aceleração da gravidade;

D_f = Diâmetro da bolha;

ρ_f = Densidade da água;

μ = Viscosidade da água;

Edzwald (2007) afirma que flocos com dimensões superiores a 100 micrômetros requerem adesão de inúmeras bolhas de ar para que atinjam a velocidade ideal de ascensão. Em contrapartida, flocos com diâmetro inferior a 100 micrômetros necessitam da adesão de apenas uma bolha de ar em sua superfície para que apresente alta velocidade de ascensão. Desta maneira, o autor destaca que as dimensões ótimas dos flocos variam entre 20 e 50 micrômetros de diâmetro. A Tabela 2.8 fornece os dados obtidos a partir dos estudos de Edzwald (2007).

Tabela 2.9 - Velocidades de ascensão do sistema floco-bolha a 20 ° C

Diâmetro da partícula (μm)	Adesão de uma bolha V_b (mh^{-1})	Adesão de múltiplas bolhas - V_b (mh^{-1})
10	19.5	19.5
30	19.3	19.3
50	17.4	17.4
100	9.9	9.9
150	4.5	16.1
200	0.9	22.5

Fonte: Edzwald (2007).

Os estudos de Reali (1991) revelaram um modelo matemático para compreender a concentração de ar dissolvido requerida para que um determinado floco seja flutuante. De acordo com seu estudo, é necessário que determinado número de microbolhas seja aderido ao floco, resultando em menor densidade do sistema floco-bolha, e proporcionando velocidade ascensional maior que a taxa de aplicação superficial no flutuador. Desta forma, conhecendo-se o tamanho médio de bolhas e o tamanho médio de flocos, a equação de Stokes apresentada na Equação 11 (em relação à velocidade ascensional de bolhas) pode ser escrita de maneira adaptada ao sistema bolha-floco na Equação 12, supondo que as bolhas de ar apresentam tamanho equivalente (Equação 12).

$$V_{bf} = \frac{g}{18 \times \nu_{\text{água}}} \times (d^3 f + N_b \times \Phi^3 \text{bolha})^{2/3} \times \left[1 - \left(\frac{\rho_f \times d^3 f + \rho_{\text{bolha}} \times \Phi^3 \text{bolha} \times N_b}{\rho_{\text{água}} \times (d^3 f + N_b \times \Phi^3 \text{bolha})} \right) \right] \times 10^{-12} \times 86400 \quad (12)$$

Em que:

V_{bf} : Velocidade ascensional do sistema bolha-floco [m.d⁻¹];

g : Aceleração da gravidade (9,81 m.s⁻²);

$\nu_{\text{água}}$: Viscosidade cinemática da água [m².s⁻¹];

d_f : Diâmetro do floco [μm];

N_b : Número de bolhas aderidas ao floco;

Φ_{bolha} : Diâmetro da microbolha de ar [μm];

ρ_f : Massa específica do floco [kg.m⁻³];

ρ_{bolha} : Massa específica da microbolha de ar [kg.m⁻³];

De acordo com os estudos apresentados por Reali (1991), através deste modelo matemático é possível compreender a influência da densidade do sistema bolha-floco na velocidade ascensional do mesmo, bem como como estimar o número de microbolhas de ar de determinado diâmetro que devem aderir com o floco para se obter velocidade ascensional acima da taxa de aplicação superficial de operação do reator.

2.6 Características da água

2.6.1 Turbidez

O fenômeno de turbidez na água pode ser ocasionado pela presença de partículas em suspensão, como argila, detritos sílicoargilosos; partículas orgânicas e inorgânicas em frações finas, compostos orgânicos solúveis e microorganismos. O método tradicionalmente usado para medidas de turbidez é denominado método nefelométrico. Tal método consiste na comparação da intensidade de luz dispersa pela amostra estudada com a intensidade de luz dispersa por uma suspensão de referência padrão submetida às mesmas condições. Quanto maior a intensidade de luz dispersa, maior o valor da turbidez. Atualmente, o polímero formazina é utilizado como suspensão padrão para turbidez de referência. Na análise de águas que apresentam elevados valores de turbidez, com faixas variando entre 40 e 4000 UT, é realizada a medição da atenuação da luz incidente (ISO, 1999).

As medidas de turbidez podem ser efetuadas em qualquer amostra de água livre de decantação e partículas pesadas de rápida sedimentação. Cubetas sujas, presença de bolhas de ar, e efeitos de vibrações que prejudiquem a determinação da superfície da amostra são fatores que podem impedir a obtenção de resultados precisos de turbidez. A cor verdadeira, ou seja, a cor exibida pela água devido a substâncias dissolvidas que absorvem luz também contribui para a alteração das medidas de turbidez. Tal efeito pode não ser relevante para água tratada, mas em água bruta, pode ser fator de grande interferência e deve ser ponderado (CAPANEMA, 2004).

Como visto, a turbidez de uma amostra de água é o grau de enfraquecimento da intensidade de um feixe de luz ao atravessá-la devido à presença de partículas sólidas em suspensão. Os mecanismos de carreamento de tais partículas para as águas de rios envolvem não só o descarte de efluentes de esgotos sanitários e efluentes industriais, bem como a erosão das margens dos rios em estações de maiores índices pluviométricos. O aumento da turbidez na água bruta exige alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares de floculação nas estações de tratamento de água. Nas ETAs, a turbidez, é um parâmetro operacional de essencial controle dos processos de coagulação/floculação, sedimentação e filtração para a remoção dos poluentes. Nos leitos de rios, elevados valores de turbidez resultam na redução de intensidade dos raios luminosos penetrantes no corpo d'água, prejudicando potencialmente as características e atuação dos ecossistemas ali presentes (CETESB, 2007).

2.6.2 Cor aparente e cor verdadeira

A cor aparente é uma característica física que pondera a coloração da amostra de água causada pelas substâncias em solução, bem como resultado de partículas em suspensão (turbidez). Desta forma, a cor aparente é mensurada para amostras originais, sem filtração ou centrifugação, ao passo que a cor verdadeira é determinada para amostras isentas de turbidez, ou seja, após o devido tratamento para a redução do percentual de sólidos suspensos. Para as medidas de cor são usados padrões de Platina Cobalto (escala PtCo), comparando estes à amostra de água. Uma unidade de cor nesta escala é proporcional à cor exibida por uma solução aquosa que contenha 1 miligrama por litro de platina, do cloroplatinato de potássio e cerca de 0,5 miligrama por litro de cobalto, do cloreto cobaltoso hexaidratado. O método utilizado, alternativo ao de comparação visual, é o espectrofotométrico. Desta maneira, ao invés de determinar a cor por comparação visual da amostra com uma solução colorida de concentração conhecida, o segundo método utiliza o espectrofotômetro, que possui sensibilidade muito baixa para valores abaixo de 5mg/l (PtCo), sendo assim a escala é limitada a 500 mg/l (PtCo) (CLESCERI et al., 1998).

Nas estações de tratamento de água o controle da qualidade das águas através da turbidez e da cor é essencial, visto que tal parâmetro pode ser avaliado como um aspecto básico de controle da qualidade da água bruta e da água tratada. A Resolução nº 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente CONAMA, que trata dos níveis de qualidade das águas naturais brasileiras, limita a cor nas águas, pois além de ser associada a problemas estéticos, impacta negativamente na penetração da luz e revela a presença de compostos recalcitrantes (não biodegradáveis e com taxas de decomposição muito baixas) que, em sua maioria, são tóxicos aos seres aquáticos. Embora outros fatores sejam também relevantes e de análise mais complexa para a identificação e quantificação de substâncias tóxicas na água, a presença de cor verdadeira na água pode ser indicadora de toxicidade (PIVELI, 1996).

2.6.3 Série de sólidos

Para fins de caracterização dos efluentes líquidos municipais e industriais, o controle da poluição dos corpos d'água exige a determinação dos níveis de concentração da série de sólidos, que é baseado na quantificação das partículas em relação a seu tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e em relação à sua natureza (sólidos fixos ou minerais e sólidos

voláteis ou orgânicos). Elevadas concentrações de sólidos nos corpos d'água podem resultar em impacto negativo ao ecossistema como um todo, visto que o aumento da turbidez da água leva à redução da fotossíntese, considerando os efeitos de dispersão da luz pelas partículas em suspensão. Além disto, as partículas sólidas podem decantar para o fundo do leito dos corpos d'água, devastando organismos que são fonte de alimento, danificando os leitos de desova de peixes, permitindo a decomposição anaeróbia e provocando assoreamentos que acarretam em inundações e soterramentos de lagos (COUTINHO, 2007).

De acordo com a Norma Técnica Interna da SABESP (1999), as partículas sólidas podem ser classificadas e descritas da seguinte maneira:

- Sólidos totais: São todas as partículas que permaneçam em uma cápsula de porcelana submetida à estufa, após a total secagem de um determinado volume de amostra.
- Sólidos fixos: São representados por todo material sólido particulado que permaneça na cápsula após calcinação em forno mufla na determinação dos sólidos totais.
- Sólidos voláteis: Resultam da operação de subtração entre os sólidos totais e os sólidos fixos, ou seja, todo o material que se volatilizou após a calcinação no forno mufla.
- Sólidos em suspensão: Todo material particulado que após filtração e secagem, permaneçam retidos na membrana de vidro (fibra de vidro com porosidade 1,2 μm).
- Sólidos em Suspensão Fixos: Todas as partículas que permaneçam retidas na membrana (fibra de vidro com porosidade 1,2 μm) após filtração, secagem e calcinação em forno mufla.
- Sólidos em Suspensão Voláteis: Resultado da operação de subtração entre os sólidos em suspensão totais e os sólidos em suspensão fixos, ou seja, todas o material que se volatilizou após a calcinação no forno mufla.
- Sólidos Dissolvidos: Todo e qualquer material que não ficou retido na filtração e permaneceram após total secagem da amostra.
- Sólidos Sedimentáveis: Todas as substâncias existentes em 1 litro de amostra que sedimentem por ação da gravidade, em Cone de Imhoff.

O diagrama apresentado na Figura 2.13 a seguir ilustra resumidamente o processo de determinação da série de sólidos:

Figura 2.13- Condições das análises para determinação da série de sólidos

Fonte: Mecalf & Eddy (1991).

2.7 Diretrizes ambientais para o lançamento de efluentes em corpos d'água

De acordo com a Resolução N° 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional Do Meio Ambiente-CONAMA, a classificação das águas doces, salobras e salinas torna-se essencial para fins de avaliação dos parâmetros de qualidade. Tais parâmetros são mensurados por meio de valores específicos, de maneira a assegurar a saúde e o bem-estar humano, assim como o equilíbrio dos ecossistemas presentes no corpo d'água. A classificação dos corpos de água é um parâmetro primordial, baseado nos níveis de qualidade que as águas devem possuir para atender às necessidades da comunidade local. A partir da classificação do corpo d'água deve-se monitorar o quadro evolutivo da qualidade das águas, em função do enquadramento estabelecido pela classificação do CONAMA. O Artigo 1º da Resolução 357 do CONAMA descreve os parâmetros de classificação, bem como constitui as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

De acordo com o Artigo 4º da Resolução 357, as águas doces de **Classe 2**, classificação designada para as águas da Bacia do Rio Doce, são descritas como as destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

O Artigo 7º descreve os padrões de qualidade das águas de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução 357 do CONAMA. Tais limites são ponderados para cada substância de determinada classe.

De acordo com o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2016), as águas da Bacia do Rio Doce não possuem proposta de enquadramento aprovada. O artigo 42 da Resolução CONAMA nº 357/05 e o artigo 37 da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/08 estabelecem que: “Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2...”. Com isto, as águas da Bacia do Rio Doce e do Rio Gualaxo do Norte são enquadradas na Classe 2. O Art. 14. Determina que as águas doces de **Classe 2** deverão apresentar limiares físico-químicos segundo determinados padrões. Alguns dos parâmetros determinados pelo CONAMA são encontrados na Tabela 2.10:

Tabela 2.10 - Padrões de qualidade da água - Classe 2 CONAMA 357/2005

Parâmetro	Unidade de medida	Valores/Limites
pH	N.A.	6.0 - 9.0
Turbidez	NTU	100
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	500
Sólidos em Suspensão Totais	mg/L	100
Cor Verdadeira	uH	75
DBO 5 dias a 20°C	mg/L O ₂	5
Oxigênio Dissolvido	mg/L O ₂	Superior ou igual a 5
Nitrogênio Amoniacal Total	mg/L	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Alumínio	mg/L Al	0,1
Ferro Total	mg/L Fe	0,3
Manganês	mg/L Mn	0,1

Fonte: Brasil (2005). Adaptado pelo autor.

2.8 Estudo de caso: Redução da turbidez do Rio Gualaxo do Norte via FAD

Este estudo realizado por Daniel; Reali e Sacchi (2017) fundamenta-se na avaliação da FAD em escala de bancada, aplicada ao tratamento da água do Rio Gualaxo do Norte a fim de se avaliar a eficiência do processo na remoção de turbidez, elevada pela presença partículas finas e ultrafinas de rejeito de minério de ferro (lamas) suspensas na água, e com isto obter água que atenda aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA: Turbidez inferior a 100 NTU, (unidade nefelométrica de tubidez) para “Classe 2 – Águas Doces”, categoria na qual o Rio Gualaxo do Norte se enquadra (BRASIL, 2005).

Com isto, o estudo de caso apresenta os resultados de otimização dos parâmetros operacionais, de coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido (FAD), para a amostra de água do Rio Gualaxo do Norte, com emprego do equipamento em escala de laboratório com alimentação por batelada (flotateste). O estudo foi realizado pela equipe do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas –LATAR do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

2.8.1 Água de estudo – Rio Gualaxo do Norte

O rompimento da barragem de Fundão da mineradora Samarco (Mariana, Minas Gerais), em 05 de novembro de 2015, resultou no despejo de aproximadamente 40 bilhões de litros de polpa constituída do rejeito da flotação de minério de ferro e lama, material este rejeitado pelas usinas de concentração do Complexo Germano (GERAQUE, 2015). Conforme ilustra a Figura 2.14, há mais de um ano do acidente, as águas do Rio Gualaxo do Norte apresentam elevados valores de cor e turbidez, ocasionados pela alta concentração das partículas de rejeito em suspensão.

Figura 2.14- Encontro dos Rios do Carmo e Gualaxo do Norte em Barra Longa (MG)

Fonte: Basso (2016).

A faixa granulométrica e a composição mineralógica das partículas sólidas rejeitados na barragem e extravazados para o Rio Gualaxo do Norte são exibidos na Tabela 2.10.

Tabela 2.11- Características do rejeito do Complexo Germano – Samarco.

Material	Granulometria	Mineralogia		Hidrodinâmica das partículas	
		Predominante	Acessório	Óxidos de Ferro ($d= 5,00 \text{ g/cm}^3$)	Quartzo ($d=2,65 \text{ g/cm}^3$)
Overflow da deslamagem	10 μm	Goethita e hematita	Quartzo	Regime de Stokes: $V_s = 0,47 \text{ cm/s}^*$	Regime de Stokes: $V_s = 0,30 \text{ cm/s}^*$
Rejeito da flotação	150 μm	Quartzo	Hematita, Goethita e magnetita	Regime de Transição: $V_s = 3,34 \text{ cm/s}^*$	Regime de Transição: $V_s = 1,77 \text{ cm/s}^*$

* V_s : Velocidade de sedimentação da partícula, considerando partículas perfeitamente esféricas ($\psi= 1$).

Visto as características do rejeito descritas na tabela 2.11, pode-se verificar as condições das partículas em suspensão nas águas do Rio Gualaxo do Norte: Overflow da deslamagem e rejeito da flotação. O *overflow* da operação unitária de deslamagem é predominantemente composto por partículas extremamente finas, com diâmetro equivalente de 10 μm . Este material é constituído majoritariamente por óxidos de ferro (goethita e hematita) além de quartzo e argilominerais, e caracterizado hidrodinamicamente por sedimentar em Regime de Stokes, com velocidades de sedimentação proporcionais a 0,30 cm/s, para o quartzo, ou 0,47 cm/s para os óxidos de ferro. As partículas constituintes do rejeito da flotação de minério de ferro estão presentes em granulometria mais grossa (diâmetro equivalente a 150 μm), e portanto, tem como característica a sedimentação em Regime de Transição com velocidades de 1,77 cm/s para o quartzo ou 3,34 cm/s para os óxidos de ferro.

Com base nos valores apresentados na tabela 2.10, é possível concluir que as partículas mais grossas, contidas no rejeito da flotação, sedimentam com maior velocidade em comparação com as partículas finas e ultrafinas rejeitadas pela deslamagem. Com isto, é esperado que as partículas do rejeito da flotação se depositem primeramente no leito do rio e as partículas de lama muito depois. Considerando-se a dispersão em regime turbulento nos rios Gualaxo do Norte, Rio do Carmo e Rio Doce, a sedimentação torna-se um processo quase que inexistente visto o comportamento hidrodinâmico de tais partículas, carreando-as ao longo dos rios até o oceano atlântico.

Com base neste estudo preliminar, foi proposto o tratamento da água do Rio Gualaxo do Norte por Flotação por Ar Dissolvido (FAD), por apresentar-se como técnica potencialmente aplicável e eficiente no propósito de clarificação das águas altamente turvas, poluídas por partículas finas e até coloidais, com menor consumo de reagentes químicos (FAUSTINO, MATAI e VILLANOVA, 2016).

2.8.2 Amostra e etapas do estudo no equipamento flotateste

Os ensaios de FAD foram realizados com a amostra de água bruta (600L) coletada diretamente no rio Gualaxo do Norte, em ponto situado próximo à saída do último dique de contenção construído para melhoria da qualidade da água do referido rio (coordenadas geográficas 20°17'25''S, 43°3'32''O). A coleta foi realizada em 02/02/2017, sendo a responsabilidade pela coleta e transporte das amostras do ITV (Instituto Tecnológico Vale). No Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas e no Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (LATAR – USP), as amostras foram transferidas para um reservatório de 1.000L (com agitador mecânico) para adequada homogeneização. Após essa operação, a água foi novamente reservada nos galões de 50 litros, os quais foram armazenados em câmara fria (refrigeração em torno de 5°C), a fim de preservar a qualidade da água para utilização nos ensaios subsequentes. Previamente aos ensaios era calculado o volume de água bruta necessário para o período de testes de FAD, e assim uma amostra representativa era retirada da câmara fria até que atingisse a temperatura de 20 ± 1 °C (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Os ensaios foram desenvolvidos em seis etapas, conforme a Tabela 2.12. Na primeira etapa de estudos (Etapa 1), os testes foram conduzidos de modo a se obter as condições de dosagem de cloreto férrico e de cloreto de polialumínio- PAC e os respectivos valores de pH de coagulação visando a coagulação para a flotação. A segunda etapa do estudo (Etapa 2) envolveu ensaios com aplicação de dois tipos de polímero catiônico natural a base de tanino (Tanfloc SL e Tanfloc SG). Como esses coagulantes/floculantes atuam em ampla faixa de pH e praticamente não alteram o pH da água, apenas a dosagem de cada um dos coagulantes foi analisada, sem qualquer dosagem de regulador de pH (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Após a obtenção das condições ótimas de coagulação dos quatro tipos de coagulantes testados, foi iniciada a terceira etapa de estudos (Etapa 3), excluindo desta vez o coagulante Tanfloc SG, pois concluiu-se que este apresentou menor eficiência na coagulação das partículas suspensas na água de estudo. Nesta etapa foram investigadas as condições ótimas

de floculação para cada um dos coagulantes supracitados, sempre mantendo a temperatura constante, em torno de 22 °C. Assim, foram estudados valores adequados para o gradiente médio de velocidade e o tempo de floculação visando a formação de flocos adequados para a flotação, para cada um dos três tipos de coagulante escolhidos (PAC, cloreto férrico e polímero a base de tanino que forneceu melhores resultados na segunda etapa de estudos) (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Sequencialmente, na quarta etapa de estudos (Etapa 4), foi investigada a influência da quantidade de ar fornecido (taxa de reciclo) na eficiência da flotação para os três coagulantes nos ensaios em batelada. Finalmente, na etapa 5, as condições ótimas foram aplicadas para os coagulantes de melhor performance, a fim de se estimar o percentual de sólidos que sedimentam na coluna de FAD (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Tabela 2.12 - Descrição das fases do projeto de FAD aplicada à clarificação das águas do Rio Gualaxo do Norte

Etapa	Descrição
1	Determinação das condições ótimas de coagulação para os coagulantes Cloreto Férrico e Cloreto de Polialumínio: Variação dos parâmetros pH e dosagem.
2	Determinação da dosagem ótima para coagulação com polímero catiônico natural a base de tanino (Tanfloc SL e Tanfloc SG)
3	Determinação das condições ótimas de floculação para os coagulantes Cloreto Férrico, Cloreto de Polialumínio e Tanfloc SL visando a flotação por ar dissolvido.
4	Estimativa da quantidade de ar dissolvido para a eficiência da FAD para cada tipo de coagulante (otimização da taxa de reciclo).
5	Estimativa da fração de flocos/partículas que sedimentam na coluna de FAD

Fonte: Próprio autor.

2.8.3 Desempenho comparativo dos coagulantes testados nas etapas 1 e 2

Na etapa 1 seis valores de dosagem foram analisados para cada coagulante (2,5 mg/L a 15 mg/L para o PAC, e 2,5 mg/L a 10,0 mg/L para o cloreto férrico), submetendo as amostras de água do Rio Gualaxo do Norte a testes de FAD no flotatestes com as dosagens de coagulante associadas a variados valores de pH, controlados através da dosagem de moduladores de pH (Hidróxido de Sódio e Ácido Clorídrico). Ainda, três velocidades de flotação (8, 14 e 21 centímetros por minuto ou 115,2 m/dia, 201,6 m/dia e 302,4 m/dia) foram analisadas através da coleta de amostras em diferentes intervalos de tempo no ponto de coleta. Na Etapa 2 foram realizados ensaios com aplicação do polímero catiônico natural a base de

tanino (Tanfloc SL). Visto que esses coagulante/floculante atua em ampla faixa de pH e não causa alteração no pH da água, apenas a dosagem foi parâmetro variável, sendo o pH natural mantido fixo. Sendo assim, oito valores de dosagem (de 1 a 10 mg/L) foram testados para o coagulante a base de tanino. Os parâmetros fixos nas etapas 1 e 2 do estudo podem ser vistos na tabela 2.13 (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017):

Tabela 2.13 - Parâmetros fixos nas etapas 1 e 2 do estudo no Flotatesto

Parâmetros fixos na Etapa 1	
Gradiente de velocidade de mistura rápida (G_{MR})	800 s^{-1}
Tempo de mistura rápida (t_{MR})	20 s
Gradiente de velocidade de Floculação (G_F)	70 s^{-1}
Tempo de floculação (t_F)	10 min
Volume de recirculação (R%)	12%
Pressão de saturação (P_{SAT})	5 bar
Temperatura de saturação (T_{SAT})	23 a 25° C

Fonte: Próprio autor.

Os resultados e a eficiência do processo foram monitorados através das medidas turbidez, sendo o resultado final a obtenção da melhor condição de dosagem e pH ótimo de coagulação associado a cada um dos coagulantes. É importante ressaltar que as dosagens dos coagulantes são expressas em termos de concentração de ferro [Fe] para o cloreto férrico, e da concentração do óxido de alumínio [Al_2O_3] para o PAC, sendo estes são os geradores de íons e hidroxocomplexos desestabilizadores de carga superficial (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Na Figura 2.15 é apresentado um gráfico resumo, composto por valores referentes às melhores condições de coagulação dos coagulantes PAC, Cloreto Férrico e Tanfloc SL e Tanfloc SG (pH e dosagem de coagulante), para as três velocidades de flotação analisadas. Nas Figuras 2.16 e 2.17 são exibidas detalhadamente as dosagens de coagulante associadas às faixas de pH de coagulação, para os reagentes PAC e cloreto férrico, respectivamente. Os resultados referentes à dosagem de coagulante e pH de serão discutidos nos tópicos abaixo (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017):

- Ao se avaliar o desempenho dos coagulantes associados às suas condições ótimas de coagulação (dosagem e pH), conclui-se que três destes (PAC, cloreto férrico e Tanfloc SL) demonstraram elevada eficiência de remoção de turbidez, entre 88% a 97%, para velocidades de flotação de 14 cm/min, ou 201,6 m/dia, nos ensaios de FAD no

equipamento Flotatest. Portanto, em todos os ensaios, sob as condições ótimas de coagulação, a remoção dos flocos da água por flotação foi dominante, porém foi verificado que uma pequena parcela dos flocos foram removidos por sedimentação no fundo das colunas do Flotatest, fato analisado na etapa 5 do estudo (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

- As curvas referentes às três velocidades de flotação estudadas, demonstraram que a dosagem de 5,0 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$ do coagulante PAC, em pH em torno de 7,0 (obtido com a dosagem de 3,5 mg/L de soda), resultou na maior eficiência de remoção de turbidez nos ensaios de FAD com o Flotatest (97% de eficiência e turbidez residual de apenas 11 NTU), para a velocidade de flotação de 14 cm/min, ou 201,6 m/dia (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017);
- O cloreto férrico ao ser dosado em 5,0 mg Fe/L promoveu elevada eficiência de remoção de turbidez (94% com velocidade de flotação de 14 cm/min, ou 201,6 m/dia). Embora sua eficiência de remoção de turbidez apresente-se um pouco abaixo dos resultados proporcionados pelo coagulante PAC, a dosagem de cloreto férrico resulta em baixos valores de turbidez residual sem qualquer necessidade de regulagem de pH por alcalinizante ou ácido, o que constitui uma significativa vantagem operacional (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017);
- O Tanfloc SL na dosagem de 4,0 mg/L promoveu alta eficiência de remoção de turbidez de 88% (com velocidade de flotação de 14 cm/min, ou 201,6 m/dia) e remoção de cor aparente de 91% (com velocidade de flotação de 8 cm/min, ou 115,2 m/dia), sem requerer a utilização de álcali ou ácido para ajustar o pH de coagulação. A grande vantagem operacional deste coagulante é a sua atuação em ampla faixa de pH e a não alteração do pH natural da água (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017);
- Dosagens de Tanfloc SG entre 2,2 e 4,3 mg/L conduziram a boas eficiências de remoção de turbidez nos ensaios com o Flotatest (na faixa de 85 a 90% para todas as velocidades de flotação testadas). As dosagens entre 3,2 e 5,4 mg/L conduziram às maiores eficiências de remoção de cor aparente da água de estudo (86 a 87%) (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Figura 2.15 - Melhores condições de coagulação para cada coagulante investigado, sem otimização das condições de floculação e flotação, para as três velocidades de flotação testadas.

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017). (Adaptado pelo autor).

Figura 2.16 - Faixas ótimas de pH para cada dosagem do coagulante PAC (que proporcionaram maiores eficiências de remoção de turbidez, superiores a 90%, na velocidade intermediária de flotação ($V_f = 14$ cm/min)).

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017). (Adaptado pelo autor).

Figura 2.17 - Faixas ótimas de pH para cada dosagem do coagulante Cloreto Férrico (que proporcionaram maiores eficiências de remoção de turbidez, superiores a 90%, na velocidade intermediária de flotação ($V_f = 14$ cm/min)).

Fonte: Daniel; Realí; Sacchi (2017). (Adaptado pelo autor).

No universo da investigação das etapas 1 e 2, concluiu-se que para as próximas etapas, serão fixos os valores de dosagem e pH ótimos obtidos, sendo estes: 5,0 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$ associado ao pH 7,05 para o PAC, 5,0 mg Fe/L associado ao pH 6,70 para o cloreto férrico, e 4,0 mg/L em pH natural para o Tanfloc SL. Dentre os dois coagulantes a base de tanino, apenas o Tanfloc SL foi escolhido para o prosseguimento das etapas de otimização, devido ao melhor desempenho com menor dosagem requerida (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

2.8.4 Curvas de potencial zeta versus de pH para os coagulantes PAC e cloreto férrico

A fim de complementar a investigação da influência do pH no processo de coagulação envolvendo os reagentes PAC e cloreto férrico, o valor do Potencial Zeta (PZ) das partículas presentes na água de estudo (coagulada) com a aplicação das dosagens ótimas de PAC (5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$) e de cloreto férrico (5 mg Fe/L). O gráfico da Figura 2.18 exhibe os resultados dos valores de potencial zeta (mV) em função do pH.

Figura 2.18 – Curvas do potencial zeta em função do pH para as dosagens ótimas de coagulantes PAC e cloreto férrico

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017).

Ao se analisar as curvas exibidas na Figura 2.18 pode-se verificar que:

- Para o coagulante PAC, a faixa de pH de 7 a 7,4 (a qual proporcionou os menores residuais de turbidez para a dosagem 5 mg Al₂O₃/L, conforme a Figura 2.16) resultou em valores de potencial zeta ligeiramente positivos (pH próximo de 7) a próximos de zero (atingindo valor nulo próximo ao pH 7,3);
- Referente ao coagulante cloreto férrico, a faixa de pH de 6,2 a 6,7 (a qual proporcionou os menores residuais de turbidez para a dosagem de 5 mg Fe/L, conforme a Figura 2.17) resultou também em valores de potencial zeta ligeiramente positivos, e tendendo a zero (atingindo valor nulo próximo ao pH 6,6).

Com tudo, foi possível constatar que o processo de FAD apresentou maior eficiência com a presença de partículas que apresentaram potencial zeta ligeiramente positivos ou próximos de zero. Este fato comprova que a faixa de pH ótima escolhida é efetiva no processos de aglomeração das partículas com as microbolhas de ar, visto que estas, quando geradas a partir da saturação de águas para abastecimento, apresentam carga elétrica superficial negativa. Poranto, os valores de ótimos pH de coagulação, que proporcionaram potencial zeta positivo e próximo de zero, promoveram boas condições para a agregação (coagulação) das partículas coloidais entre si, além de boas condições para a agregação das microbolhas de ar com as partículas coaguladas.

2.8.5 Etapa 3: Estudo das condições de floculação visando a FAD

Posteriormente à determinação das condições ótimas de coagulação para cada um dos coagulantes estudados nas etapas 1 e 2, as dosagens e pH de coagulação ótimos para o PAC, Cloreto Férrico e Tanfloc SL passaram a ser tratados como parâmetros fixos nos estudos subsequentes. A etapa 3 objetivou a avaliação das condições adequadas de floculação para que cada um dos coagulantes gere flocos de tamanho adequado para a flotação assistida por microbolhas de ar. Para este fim, foram mantidas fixas as dosagens de coagulante e moduladores de pH (caso necessário), bem como as condições de mistura rápida aplicadas nas etapas anteriores. As variáveis estudadas nesta etapa foram o tempo de floculação (t_F), testado em 5; 7,5; e 10 minutos associados a duas diferentes condições de gradiente médio de velocidade de floculação ($G_F = 90 \text{ s}^{-1}$ e 110 s^{-1}). Portanto, a etapa 3 proporcionou a obtenção de nove amostras de água tratada para cada um dos três coagulantes testados. Os resultados foram monitorados em função da turbidez e pH, sendo que os maiores percentuais de remoção de turbidez indicaram os valores ótimos de gradiente médio de velocidade e tempo de floculação (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

A análise dos resultados permite concluir que o tempo de floculação de 7,5 minutos proporcionou os menores valores residuais de turbidez para ambos os valores de gradiente médio de velocidade de floculação investigados (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Nos testes com o coagulante PAC o $G_F 110 \text{ s}^{-1}$ associado ao t_F equivalente a 7,5 minutos promoveu os menores valores de turbidez residual. Em relação ao coagulante cloreto férrico, ao se avaliar os resultados referentes ao gradiente médio de velocidade de floculação, concluiu-se que o valor de G_F equivalente a 110 s^{-1} promoveu menores valores de turbidez residual comparativamente a qualquer tempo de floculação associado ao gradiente de velocidade G_F de 90 s^{-1} . Dentre os tempos de floculação testados para o valor de G_F de 110 s^{-1} , observou-se que o t_F equivalente a 5 minutos proporcionou valores de turbidez residual menores que os outros valores de tempo de floculação estudados. Sendo assim, concluiu-se que a condição de floculação mais vantajosa para a floculação da água de estudo com aplicação de cloreto férrico como coagulante foi a combinação do gradiente médio de velocidade de floculação G_F equivalente a 110 s^{-1} associado ao tempo de floculação t_F de 5 minutos. Os resultados referentes aos testes com o coagulante Tanfloc SL revelaram que para os três valores de velocidade de flotação testados, o G_F equivalente a 110 s^{-1} associado ao t_F de 7,5 minutos resultou nos menores valores residuais de turbidez. Sendo assim, para este

gradiente de médio de velocidade de floculação, o tempo de floculação ótimo é de 7,5 minutos (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

2.8.6 Etapa 4: Otimização da taxa de reciclo

Na Tabela 2.14 são apresentados os resultados dos ensaios com o flotatestes com vistas à otimização das condições de flotação (parâmetro operacional taxa de reciclo) com emprego de PAC como coagulante.

Tabela 2.14– Otimização da taxa de reciclo para a FAD com o coagulante PAC.

Razão de recirculação	Turbidez residual (NTU)			% Remoção Turbidez			Cor residual (uC)	% Remoção Cor
	8 cm/min	14 cm/min	21 cm/min	8 cm/min	14 cm/min	21 cm/min	8 cm/min	8 cm/min
6%	7,7	10,0	10,8	97,8	97,2	97,0	11,8	97,2
8%	9,8	9,1	11,8	97,3	97,5	96,7	14,9	96,5
10%	8,3	7,2	8,7	97,7	98,0	97,6	10,0	97,7
12%	6,8	6,9	8,9	98,1	98,1	97,5	10,3	97,6
15%	10,7	8,5	9,7	97,0	97,6	97,3	12,1	97,2
18%	7,1	7,7	8,6	98,0	97,8	97,6	12,0	97,2

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017). (Adaptado pelo autor).

Os resultados apresentados na Tabela 2.14 demonstram que, para as três velocidades de flotação testadas, as taxas de reciclo de 10% e 12% forneceram os menores valores residuais de turbidez (na faixa de 6,9 a 7,2 NTU para a velocidade de flotação de 14 cm/min, por exemplo) e ainda, que a taxa de 12% apresentou resultados ligeiramente melhores que a taxa de 10% para os valores de Vf de 8 cm/min e 14 cm/min. Para a maior velocidade de flotação investigada (21 cm/min, ou 302,4 m/dia), o residual de turbidez foi ligeiramente inferior (8,7 NTU) àquele obtido no ensaio com 12% de recirculação (8,9 NTU). Verificou-se ainda que os melhores resultados de remoção de cor também foram obtidos para R% entre 10 e 12%. Sendo que, a cor residual no ensaio com R% equivalente a 10% (10,0 uC) foi próxima àquela obtida no ensaio com R% equivalente a 12% (10,3 uC). O aumento da taxa de reciclo para valores até 18% não resultou em queda significativa na eficiência de remoção de turbidez e cor nos ensaios em bancada com alimentação por batelada e emprego de PAC como coagulante. Portanto, a faixa de valores de fração de recirculação entre 10 a 12% seria a mais

indicada para testes de flotação com equipamento de bancada com regime de alimentação por batelada, utilizando o coagulante PAC (DANIEL; REALI, SACCHI, 2017).

Na Tabela 2.15 são apresentados os resultados dos ensaios com o flotatestes com vistas à otimização das condições de flotação com emprego do reagente coagulante cloreto férrico.

Tabela 2.15 – Otimização da taxa de reciclo para a FAD com o coagulante cloreto férrico.

Razão de recirculação	Turbidez residual (NTU)			% Remoção Turbidez			Cor residual (uC)	% Remoção Cor
	8 cm/min	14 cm/min	21 cm/min	8 cm/min	14 cm/min	21 cm/min	8 cm/min	8 cm/min
6%	11,8	10,7	28,5	96,7	97,0	92,0	15,2	96,4
8%	10,0	8,7	14,5	97,2	97,6	95,9	17,3	95,9
10%	10,4	14,1	25,7	97,1	96,1	92,8	16,5	96,1
12%	10,0	11,1	19,3	97,2	96,9	94,6	18,5	95,7
15%	15,6	13,6	22,0	95,6	96,2	93,9	18,7	95,6
18%	12,3	13,0	17,9	96,6	96,4	95,0	16,4	96,2

Fonte: Daniel; Realí; Sacchi (2017). (Adaptado pelo autor).

Os resultados apresentados na Tabela 2.15 indicam que para os três valores de Vf testados, as taxas de recirculação entre 8% e 12% forneceram boas condições de flotação, com baixos valores residuais de turbidez (na faixa de 8,7 e 11,1 NTU) para a Vf de 14 cm/min, por exemplo. Pode-se concluir ainda que as taxas de recirculação entre 8% e 12% forneceram boas condições de flotação, com baixos valores residuais de cor aparente (na faixa de 16,5 e 18,5 uC). Verificou-se também que o aumento de R para valores até 18% não causou queda na eficiência de remoção de turbidez e cor nos ensaios com o emprego de cloreto férrico como coagulante. Portanto, com a aplicação do coagulante cloreto férrico, a faixa de valores de R% entre 8 a 12% seria a mais indicada para testes de flotação com equipamento de bancada com regime de alimentação por batelada, sendo mais segura a faixa de 10 a 12% (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Na Tabela 2.16 são apresentados os resultados referentes à otimização das condições de flotação com emprego de polímero a base de tanino (Tanfloc SL) como coagulante.

Tabela 2.16 – Otimização da taxa de reciclo para a FAD com Tanfloc SL.

Razão de recirculação	Turbidez residual (NTU)			% Remoção Turbidez			Cor residual (uC)	% Remoção Cor
	R%	8 cm/min	14 cm/min	21 cm/min	8 cm/min	14 cm/min	21 cm/min	8 cm/min
	6%	51,6	53,2	68,2	85,6	85,1	80,9	90,0
	8%	43,3	40,8	56,3	87,9	88,6	84,3	68,4
	10%	27,0	42,9	59,7	92,5	88,0	83,3	53,8
	12%	40,9	41,6	58,9	88,6	88,4	83,5	81,0
	15%	50,8	46,0	71,3	85,8	87,2	80,1	55,8
	18%	36,2	33,4	49,1	89,9	90,7	86,3	55,0

Fonte: Daniel; Realí; Sacchi (2017). (Adaptado pelo autor).

Os resultados apresentados na Tabela 2.16, demonstram que, para os três valores de Vf testados, as taxas de reciclo entre 8% e 18% resultaram em similar desempenho de flotação, apresentando valores residuais de turbidez na faixa de: 27 e 51 NTU para a Vf de 8 cm/min, 33 e 53 NTU para a Vf de 14 cm/min, e 49 e 71 NTU para a Vf de 21cm/min. Verifica-se ainda que as frações de recirculação entre 8% e 18% proporcionaram também condições próximas de flotação, resultando em valores residuais de cor aparente na faixa de 55 e 81 NTU. Portanto, taxas de reciclo entre 10 a 18% apresentam-se adequadas para testes de flotação com equipamento de bancada com regime de alimentação por batelada, com a aplicação do coagulante a base de tanino (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

De maneira geral, conclui-se que para os três tipos de coagulante investigados, as condições ótimas de fornecimento de ar dissolvido (taxa de reciclo) para a flotação com alimentação por batelada foram semelhantes quando foram empregados os coagulantes PAC e cloreto férrico, sendo suficientes taxas de reciclo na faixa de 10 a 12%, proporcionando baixos residuais de turbidez (na faixa entre 7 e 11 NTU) e de cor aparente (na faixa entre 10 e 20 uC). É importante ressaltar que o aumento da taxa de reciclo de 10% para 18%, no caso dos coagulantes metálicos, não causou queda na eficiência da flotação. Para o coagulante a base de tanino, por sua vez, os ensaios no flotatestes resultaram em melhores resultados associados à taxas de reciclo entre 10% e 18%. Além disto, em comparação com os ensaios com PAC e cloreto férrico, os resultados de remoção de turbidez foram ligeiramente inferiores (residuais de turbidez entre 33 e 46 NTU para Vf de 14 cm/min), bem como os residuais de cor aparente (entre 53 e 81 uC) (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

2.8.7 Etapa 5: Estimativa de flocos que sedimentam na coluna de FAD

Em ensaios de flotação em colunas com alimentação por batelada, quando se tem águas com elevada turbidez, como é o caso da água de estudo, torna-se muito importante se estimar a parcela de partículas não flotáveis acumuladas no fundo das colunas após a etapa de flotação. Como neste estudo, a sedimentação ocorreu em todos os ensaios com o flotatestes, mesmo após as etapas de otimização do processo, pode-se afirmar que as medidas da turbidez residual das amostras de água após a flotação são resultado da eficiência de remoção de partículas tanto por flotação quanto por sedimentação (relacionada à massa de flocos que não se aderem às microbolhas de ar e acabam sedimentando no fundo da coluna após a etapa de flotação). É importante ressaltar que a avaliação mais segura dessa parcela deve ser realizada através de ensaios com instalações piloto com escoamento contínuo e, que contenha dispositivos adequados para retenção, acumulação e descarte controlado dessa massa de partículas não flotáveis (resíduo sedimentável) (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

A fim de se analisar, mesmo que superficialmente, a eficiência de clarificação (remoção de partículas em suspensão) exclusivamente por flotação, na etapa 5 foi realizada uma estimativa da parcela de partículas causadoras de turbidez que ficou depositada no fundo das colunas após o término de ensaios com o flotatestes operando nas condições ótimas obtidas para os três tipos de coagulante estudados. Para essa quantificação, foi necessário a realização de um balanço de massas sem muito rigor de procedimento, de modo a levar em conta: i) a massa total presente na coluna antes da etapa de flotação (determinando-se a concentração de SST na água coagulada); ii) a massa total de partículas presentes na água após a etapa de flotação e sedimentação conjuntas, devido à presença de partículas no fundo (através da determinação de SST na água clarificada após a etapa de flotação, e; iii) a massa de partículas depositada no fundo da coluna após a etapa de flotação. Na Tabela 2.16 são apresentados os dados de concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) encontrados nas seguintes situações: i) na água coagulada, antes da etapa de flotação; ii) no volume de líquido retirado do fundo das colunas após a fase de flotação; e, iii) no volume de líquido que continha o material flotado, após a fase de flotação. Dados esses obtidos para cada tipo de coagulante testado e sempre com aplicação das condições otimizadas de coagulação, floculação e quantidade de ar fornecida (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Com base nos dados de SST das amostras dessas diferentes situações, foi possível a realização de um balanço de massas aproximado para a estimativa da fração de flocos removidos por flotação e por sedimentação nas colunas do flotatestes, em cada um dos ensaios

finais realizados com os três diferentes tipos de coagulante. Tais resultados encontram-se na Tabela 2.17 para cada tipo de coagulante estudado, em termos de fração (em porcentagem) da massa total de partículas floculadas que foi removida por flotação, por sedimentação e fração que não foi removida (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Tabela 2.17 – Balanço de massa: Fração de partículas removidas por flotação e por sedimentação.

Variável	PAC	Cloreto férrico	Tanfloc SL
Sólidos Suspensos Totais (mg/L) – água clarificada	6,67	11	7
Volume de água coagulada mais água recirculada (L)	2	2	2
Massa seca remanescente na água clarificada (mg)	13,34	22	14
Sólidos Suspensos Totais (mg/L) – água coagulada	270,5	215,5	223,3
Volume de água coagulada (L)	1,79	1,82	1,82
Massa seca na água coagulada (mg)	484,2	391,8	406,4
Massa de sólidos flotados (estimativa) (mg)	112,3	126,9	114,2
Massa de sólidos sedimentados (estimativa) (mg)	358,56	242,9	278,2
Percentual de sólidos removidos por flotação	74%	62%	68%
Percentual de sólidos removidos por sedimentação	23%	32%	28%

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017). (Adaptado pelo autor).

Com base nos resultados da Tabela 2.17, observa-se de maneira geral, considerando-se os três tipos de coagulante, uma fração próxima de 28% (na média) das partículas em suspensão foram removidas por sedimentação nos ensaios com o flotatestes, sendo que cerca de 68% (na média) dessas partículas foram removidas por flotação propriamente dita. Esses dados indicam que a água de estudo, com turbidez muito elevada (em torno de 360 NTU), apresentou sempre (para todos os coagulantes testados) fração considerável de partículas não flotáveis, as quais, por apresentarem facilidade para sedimentação, acabavam permanecendo no fundo da coluna de flotação ao final dos ensaios com o Flotatestes (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

2.8.8 Conclusões do estudo

Os três tipos de coagulantes testados no estudo promoveram boas condições de coagulação e floculação, e excelentes resultados de flotação no equipamento Flotateste. Pôde-se confirmar a relevância de se otimizar as condições operacionais adequadas para a coagulação (pH e dosagem de coagulante) e para a floculação (G_F e t_F). As amostras de água tratada apresentaram elevados percentuais de eficiência de remoção de turbidez (na faixa de 88% a 97%) nos ensaios com o emprego do equipamento Flotateste em escala de bancada e alimentação por batelada. Embora os coagulantes de sais metálicos (PAC e cloreto férrico) tenham promovido eficiências levemente superiores àquelas proporcionadas pelo coagulante a base de tanino, nas três velocidades de flotação testadas (turbidez residual entre 10 e 14 NTU), o Tanfloc SL apresenta vantagens operacionais, econômicas e ambientais relevantes, promovendo, de mesmo modo, alta eficiência de remoção de turbidez (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

O coagulante Tanfloc SL forneceu resultados adequados para a flotação e recuperação da qualidade de água de estudo, sendo que a pequena dosagem de 4,0 mg/L (nas condições ótimas de floculação e flotação) do mesmo proporcionou alta eficiência de remoção de turbidez, resultando em residuais de turbidez entre 33 e 46 NTU, para a velocidade de flotação de 14 cm/min (201,6 m/d). Do mesmo modo, obteve-se elevada remoção de cor aparente, com residuais em torno de 50 uC, considerando o valor inicial de 426 uC. Os resultados ótimos foram obtidos sem necessidade de quaisquer dosagens de ácido ou álcali para ajuste de pH, o que, constitui vantagem operacional significativa, além disto, pôde-se observar que nas três velocidades de flotação a eficiência mantém-se alta (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

De maneira geral, levando em conta os três tipos de coagulante investigados, verifica-se que a condição de floculação definida pela associação de um G_F de 110 s^{-1} com um t_F de 7,5 min resultou em situação vantajosa em termos de maior eficiência de remoção de turbidez da água de estudo nas colunas do Equipamento de Flotateste.

Em todos os ensaios com o Flotateste, mesmo após otimização das condições de coagulação, de floculação e de flotação, foi sempre detectada uma parcela significativa de flocos não flotáveis que sedimentavam no fundo das colunas do flotatestes. Uma estimativa aproximada dessa parcela indicou que, na melhor situação, algo em torno de 23% das partículas em suspensão foram removidas por sedimentação nos ensaios com o Flotateste. Isso indicou que os resultados de remoção de turbidez (e demais parâmetros analisados)

obtidos nos ensaios com o Flotateste, para essa água de estudo, representaram remoções devidas conjuntamente à flotação e à sedimentação. Para a avaliação mais segura dessa parcela e de dispositivos para sua remoção é recomendável a realização de ensaios com instalação piloto com escoamento contínuo que contenha dispositivos adequados para retenção, acumulação e descarte controlado dessa massa de partículas não flotáveis (resíduo sedimentável) (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017).

Os valores ótimos obtidos no estudo realizado pela equipe do laboratório LATAR (DANIEL; REALI; SACCHI, 2017), serviram de base para os ensaios a serem executados neste trabalho, possibilitando a redução de variáveis a serem testadas. Sendo assim, os gradientes de velocidade, bem como os tempos de detenção hidráulica (de mistura rápida e lenta), a pressão de saturação, e os valores de pH de coagulação foram consideradas variáveis fixas, justificadas pela otimização alcançada no estudo de caso apresentado. Portanto, os valores ótimos obtidos para a clarificação da água do Rio Gualaxo do Norte via FAD em equipamento de bancada (flotateste) foram:

➤ Cloreto férrico:

- Dosagem: 5,0 mg/L
- pH de coagulação: 6,70
- G_{MR} : 800 s^{-1}
- T_{MR} : 20 s
- G_F : 110 s^{-1}
- T_F : 7,5 min
- Taxa de reciclo (R%): 10%
- Pressão de saturação: 5,0 atm

➤ PAC:

- Dosagem: 5,0 mg/L
- pH de coagulação: 7,05
- G_{MR} : 800 s^{-1}
- T_{MR} : 20 s
- G_F : 110 s^{-1}
- T_F : 7,5 min
- Taxa de reciclo (R%): 12%
- Pressão de saturação: 5,0 atm

➤ Tanfloc SL:

- Dosagem: 4,0 mg/L
- pH de coagulação: Natural (em torno de 7,63 com a dosagem do coagulante)
- G_{MR} : 800 s^{-1}
- T_{MR} : 20 s
- G_F : 110 s^{-1}
- T_F : 7,5 min
- Taxa de reciclo (R%): 10%
- Pressão de saturação: 5,0 atm

➤ Tanfloc SG:

- Dosagem: 4,3 mg/L
- pH de coagulação: Natural (em torno de 7,57 com a dosagem do coagulante)
- G_{MR} : 800 s^{-1}
- T_{MR} : 20 s
- G_F : 110 s^{-1}
- T_F : 7,5 min
- Taxa de reciclo (R%): 12%
- Pressão de saturação: 5,0 atm

CAPÍTULO 3 : MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Considerações gerais

Este estudo fundamenta-se no estudo da FAD em escala de laboratório, aplicada ao tratamento da água do Rio Gualaxo do Norte a fim de se avaliar a eficiência do processo na remoção de turbidez, causada por partículas finas e ultrafinas de rejeito de minério de ferro (lamas) suspensas na água, e com isto obter água que atenda aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA (turbidez inferior a 100 NTU, (unidade nefelométrica de tubidez) para “Classe 2 – Águas Doces”, categoria na qual o Gualaxo do Norte se enquadra (BRASIL, 2005).

É importante ressaltar que o presente trabalho foi baseado no estudo de caso apresentado no capítulo anterior (subitem 2.8), o qual apresentou os valores ótimos do estudo de tratabilidade via coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido (FAD), da água bruta proveniente também do rio Gualaxo do Norte, com emprego de equipamento em escala de laboratório com alimentação por batelada (Flotatest), realizado no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas –LATAR do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP. Baseado neste estudo, a metodologia e simulação da variação dos parâmetros de qualidade cor e turbidez, foi desenvolvida. A estratégia adotada e os valores operacionais fixos, bem como os resultados alcançados baseados nos estudos desenvolvidos no LATAR serão apresentados nos capítulos 3 e 4.

3.2 Equipamento de FAD em escala laboratorial: Flotatest

Os ensaios de flotação por ar dissolvido foram realizados no LATAR–USP, usufruindo do reator em escala de laboratório desenvolvido pelo Prof. Marco Antonio Penalva Reali em 1991. O reator com alimentação por batelada é nomeado flotatest. Este é constituído por quatro colunas independentes de flotação, confeccionadas em acrílico. Cada coluna de FAD conta com haste e agitador removíveis, operando como unidades de floculação e flotação. As quatro colunas do flotatest possuem pontos de coleta de amostras posicionados em diferentes alturas, permitindo a análise de diversas velocidades de flotação. A câmara de saturação pressurizada é uma unidade ligada às quatro colunas de FAD. Nesta, a água é comprimida e o ar borbulhado, à altas pressões, até o sistema atinja o ponto de

saturação para determinada temperatura e pressão de aplicada. A Figura 3.1 apresenta o equipamento Flotatest e suas unidades auxiliares.

Figura 3.1 - Flotatest utilizado para ensaios de FAD em escala de laboratório

Fonte: Sacchi (2015).

Cada coluna de flotação possui volume útil de dois litros e contém o agitador de paletas giratórias. A regulação do gradiente médio de velocidade é feito através do inversor de frequência, que por sua vez controla a rotação das paletas giratórias. É importante ressaltar que o equipamento Flotatest é configurado para a realização das etapas de flocculação (mistura lenta) e flotação. A primeira etapa, de mistura rápida (coagulação) é realizada em um reator batelada (*jar test*) separadamente e previamente à alimentação no Flotatest. Imediatamente após a promoção da mistura rápida do coagulante, a água coagulada era alimentada nas colunas do Flotatest para a realização das etapas de flocculação e flotação. A Figura 3.2 apresenta o equipamento em escala de laboratório.

Figura 3.2 - Equipamento de mistura rápida

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017).

As Figuras 3.3 e 3.4 ilustram, respectivamente, os equipamentos utilizados para determinação da cor aparente das águas bruta e tratada (Espectrofotômetro HACH modelo DR-4000), e para a determinação de turbidez das amostras (Turbidímetro HACH modelo 2100 B).

Figura 3.3 - Espectrofotômetro da marca HACH modelo DR-4000, utilizado para as determinações de cor aparente das amostras.

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017).

Figura 3.4 - Turbidímetro de bancada marca HACH modelo 2100 B utilizado para determinação da turbidez das amostras.

Fonte: Daniel; Reali; Sacchi (2017).

É importante ressaltar que as análises físico-químicas foram executadas segundo as normas do *Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater* (2012).

3.3 Reagentes químicos

Os reagentes químicos adequados para a desestabilização das cargas negativas presentes na superfície das partículas foram coagulantes (sais metálicos), coagulante a base de tanino e polímero catiônico. Além destes, reagentes auxiliares como moduladores de pH foram utilizados. Os reagentes químicos aplicados no pré-tratamento de FAD (coagulação e floculação) estão descritos na Tabela 3.1 a seguir:

Tabela 3.1 - Descrição dos reagentes químicos utilizados no tratamento por FAD

Reagente	Fabricante/Fornecedor	Função	Fórmula química	[Ativo]
Cloreto Férrico	Synth	Coagulante	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	4,14 g/L Fe
Tanfloc SG	Tanac	Coagulante/Floculante	-	32% em massa
Tanfloc SL	Tanac	Coagulante/Floculante	-	25% em massa
Hidróxido de Sódio	-	Regulador de pH	NaOH (PA)	-

Para os fins deste estudo, os coagulantes naturais selecionados (à base de tanino) foram o Tanfloc SG e o Tanfloc SL, os quais, de acordo com a empresa TANAC, são polímeros orgânico-catiônico de baixo peso molecular, de origem vegetal, que podem atuar como coagulante, floculante ou auxiliar de coagulação no tratamento de águas em geral e de efluentes industriais (TANAC, 2018). Estes reagentes foram escolhidos para o estudo visando a possibilidade de tratar a água do Rio Gualaxo do Norte com reagentes limpos, ou seja, naturais e biodegradáveis, visto que, comparativamente aos reagentes tradicionalmente utilizados (cloreto férrico, PAC e sulfato de alumínio), os reagentes à base de tanino são degradados, incorporando-se à natureza do rio no processo de autodepuração. Já os sais metálicos podem deixar residuais de metais dissolvidos na água tratada, o que pode prejudicar a fauna, a flora e a saúde humana.

3.4 Etapas de otimização dos parâmetros de FAD frente à variação de turbidez

Os ensaios de FAD foram realizados com amostra de água bruta (400 L) coletada no rio Gualaxo do Norte, em ponto situado próximo à saída do último dique de contenção construído para melhoria da qualidade da água do referido rio (coordenadas geográficas 20°17'25''S, 43°3'32''O), sendo a coleta foi realizada em 22/08/2017. Os galões de 50 litros contendo as amostras foram homogeneizados e após essa operação, foram armazenados em câmara fria (refrigeração em torno de 5°C) para a preservação da qualidade da água e para utilização nos ensaios subsequentes. Todos os ensaios foram realizados no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas e no Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – USP. Antes dos ensaios era calculado o volume de água bruta necessário para o período o qual era retirado da câmara fria e deixado fora, até atingir a temperatura de 20±1 °C.

Os ensaios dividiram-se em cinco etapas, como demonstra a Tabela 3.2, sendo os resultados expressos em função da turbidez residual da amostra, bem como da eficiência de remoção de turbidez (Equação 13).

$$\text{eficiência de remoção de turbidez} = \frac{\text{turbidez inicial} - \text{turbidez residual}}{\text{turbidez inicial}} \times 100 \quad (13)$$

Para as medidas de turbidez residual, as amostras de água tratada eram coletadas nos pontos de coleta em três diferentes velocidades (8 cm/min, 14 cm/min e 21 cm/min). Aproximadamente 50 mL destas amostras eram inseridas no recipiente de vidro do

turbidímetro (exibido na Figura 3.4), devidamente livre de quaisquer impurezas e gorduras (para que não houvesse interferência nos valores medidos). Após 15 segundos cronometrados a turbidez era anotada, sendo o resultado multiplicado pelo fator de correção (Equação 14), devido à diluição da água tratada com água limpa, pois o processo de FAD utilizou entre 6% e 32% de taxa de recirculação (razão percentual entre a vazão de água saturada inserida na coluna de FAD e a vazão de alimentação do efluente – Equação 15).

$$Turbidez_{residual} = Turbidez_{medida} * f \quad (14)$$

Onde, f = fator de correção/diluição associado ao valor da taxa de reciclo.

$$R\% = \frac{Q_{\text{água saturada}}}{Q_{\text{alimentação}}} \times 100 \quad (15)$$

Na primeira etapa de estudos (Etapa 1), os testes foram conduzidos de modo a se adequar a dosagem de cloreto férrico associado a sua faixa de pH de coagulação visando a flotação. Foi empregado o coagulante metálico cloreto férrico em pó ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ - Synth-PA) na faixa de pH ótima (pH entre 6,0 a 7,0) determinada no estudo de FAD previamente realizado no LATAR (Figura 4.11). A Etapa 1 foi subdividida em Etapa 1A, 1B, 1C e 1D, pois a otimização da dosagem de cloreto férrico foi realizada para amostras de água com variados valores de turbidez, de acordo com a Tabela 3.2. Poranto, as letras A, B, C e D são referentes às amostras de água.

Tabela 3.2 - Descrição das amostras de água bruta a serem tratadas via FAD

Amostra	Sólidos totais (mg/L)	Turbidez (NTU)	Cor (Pt-Co)
A	450	1412	1100
B	170	419	409
C	240	785	700
D	762	3517	2450

É importante ressaltar que as amostras de água (A, B, C e D) foram preparadas com a água coletada no Rio Gualaxo do Norte, com turbidez inicial de 60 NTU. Portanto, os valores de turbidez simulados, de acordo com a Tabela 3.2, foram obtidos através da preparação da

água com diferentes massas da lama coletada na barragem de rejeitos da mineradora Samarco, de maneira que fossem obtidos os valores de sólidos totais e turbidez acima apresentados.

A segunda etapa do estudo (Etapa 2) envolveu ensaios com aplicação de dois tipos de polímero catiônico natural a base de tanino (Tanfloc SL e Tanfloc SG) em pH natural, visto que sua ação coagulante independente do pH. A Etapa 2 foi subdividida em Etapa 2A, 2B, 2C e 2D, pois a otimização da dosagem de reagentes foi realizada para amostras de água com variados valores de turbidez, de acordo com a Tabela 3.2.

Após a obtenção da dosagem ótima dos tipos de coagulantes testados (primeira e segunda etapas de estudo), foi iniciada a terceira etapa de estudos (Etapa 3). Nesta etapa, foi investigada a influência da quantidade de ar fornecido para os ensaios em batelada na eficiência da flotação, para cada tipo de coagulante investigado, bem como para cada amostra de água, definindo as Etapas 3A, 3B, 3C e 3D. Na etapa 4, foram repetidos os testes nas condições ótimas encontradas para cada amostra de água, a fim de se determinar o percentual mássico que sedimenta no fundo da coluna de FAD, o percentual mássico que flota e o percentual mássico remanescente na água clarificada. Finalmente, na Etapa 5 do estudo foram feitos os ensaios nas condições otimizadas nas fases anteriores, para cada tipo de coagulante, com vistas à caracterização final da Amostra B, para fins de comparação com a água previamente estudada no LATAR (subitem 2.8), visto que esta apresenta turbidez mais próxima à esta amostra.

Tabela 3.3 - Descrição das fases do projeto de FAD aplicada à clarificação das águas do Rio Gualaxo do Norte

Etapa	Descrição
1	Determinação da dosagem ótima de cloreto férrico para as amostras A, B, C e D.
2	Determinação da dosagem ótima de polímero catiônico natural a base de tanino (Tanfloc SL e Tanfloc SG) para as amostras A, B, C e D.
3	Estimativa da quantidade de ar dissolvido para a eficiência da FAD para cada tipo de coagulante e para cada amostra de água (otimização da taxa de reciclo).
4	Estimativa da fração de flocos/partículas que sedimentam na coluna de FAD.
5	Repetição das condições ótimas de coagulação, floculação e flotação obtidas nas etapas anteriores para cada um dos coagulantes em teste e caracterização da qualidade da água clarificada (caracterização da Amostra B tratada).

3.5 Parâmetros fixos na Etapa 1

Na Etapa 1 apenas a dosagem do coagulante cloreto férrico foi variada. As dosagens testadas variaram de 5 mg/L a 15 mg/L. Os parâmetros fixos foram os parâmetros ótimos obtidos no estudo previamente realizado no LATAR (subitem 2.8), com excessão da taxa de reciclo, que foi testada em maior valor (18%), visto que as amostras de água estudadas apresentavam elevada turbidez. A Tabela 3.4 apresenta os parâmetros fixos para a Etapa 1 de estudos.

Tabela 3.4 – Parâmetros fixos na Etapa 1

Parâmetros fixos – Etapa 1	Valores
GMR (1/s)	800
TMR (s)	20
G_F (1/s)	110
T_F (min)	7,5
Volume de amostra	1000 mL
pH de coagulação	6 - 7
pH inicial	7,5
% ar-água (R%)	18%
Tempo de saturação (min)	10
Pressão de Saturação (atm)	5

3.6 Parâmetros fixos na Etapa 2

Na Etapa 2 apenas as dosagens dos coagulantes Tanfloc SG e Tanfloc SL foram variadas. As dosagens testadas variaram de 1 mg/L a 15 mg/L. Os parâmetros fixos foram os mesmos utilizados na estudo previamente realizado no LATAR (subitem 2.8), com excessão da taxa de reciclo, que foi testada em maior valor (18%), visto que as amostras de água estudadas apresentavam elevada turbidez. A Tabela 3.4 apresentada previamente exhibe os parâmetros fixos para a Etapa 2 de estudos.

3.7 Parâmetros fixos na Etapa 3

Na Etapa 3 a taxa de reciclo foi variada, assumindo os valores 11%, 18%, 25% e 32%. As dosagens ótimas dos coagulantes, obtidas nas etapas 1 e 2 passaram a ser parâmetros fixos. Sendo assim, a Tabela 3.5 apresenta os valores dos parâmetros fixos na Etapa 3.

Tabela 3.5 - Parâmetros fixos na Etapa 3

Parâmetros fixos - Etapa 3	Valores
GMR (1/s)	800
TMR (s)	20
G_F (1/s)	110
T_F (min)	7,5
Volume de amostra	1000 mL
pH de coagulação	6 - 7
pH inicial	7,5
Tempo de saturação (min)	10
Pressão de Saturação (atm)	5
Dosagem de cloreto férrico (mg/L)	2,5 - 7,5
Dosagem de Tanfloc SG (mg/L)	3,0
Dosagem de Tanfloc SL (mg/L)	2,0 - 4,0

3.8 Parâmetros fixos na Etapa 4 e na Etapa 5

A etapas 4 e 5 foram realizadas reproduzindo todas as condições ótimas obtidas para a flotação das partículas (lamas) de rejeito de minério de ferro. As condições ótimas serão apresentadas no Capítulo 4, visto que os resultados das etapas anteriores servem como base para os testes das etapas 5 e 6, que visam estimar o percentual de sólidos que sedimentam na coluna de FAD e caracterizar a qualidade da água tratada.

3.8.1 Determinação da fração de sólidos sedimentados (Etapa 4)

Em ensaios de flotação em reatores batelada, como o Flotatest, quando se tem águas com turbidez muito elevada, torna-se necessário avaliar o percentual de partículas que sedimentam na base das colunas do equipamento ao final do processo de flotação. Para tanto, a etapa 5 visou estimar esta fração através da coleta de todo o volume sedimentado (através da

válvula de descarte (*Ball valve*), da medida dos volumes da alimentação (volume de água bruta) e do material sedimentado (volume de sedimentado), bem como da medida dos sólidos totais (mg/L) de ambos. Desta forma, a massa de sólidos na alimentação (água bruta) e no produto sedimentado foi calculada através da equação 16, e o percentual sedimentado foi obtido a partir da equação 17.

$$m_{\text{sólidos}} = ST \times V \quad (16)$$

$$\% \text{ sedimentado} = \frac{m_{\text{sólidos sedimentado}}}{m_{\text{sólidos alimentação}}} \times 100 \quad (17)$$

Onde:

$m_{\text{sólidos}}$ = Massa de sólidos calculada (para alimentação ou para o sedimentado);

ST = Sólidos totais (mg/L) da alimentação ou do sedimentado;

V = Volume da alimentação ou volume coletado de material sedimentado;

$m_{\text{sólidos sedimentado}}$ = Massa de sólidos no sedimentado;

$m_{\text{sólidos alimentação}}$ = Massa de sólidos na alimentação.

3.9 Caracterização da qualidade da água e dos sólidos em suspensão

A caracterização da água bruta, bem como das amostras de água submetidas ao tratamento por FAD foi realizada quanto a: Potencial hidrogeniônico, temperatura, cor aparente, turbidez, Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), sólidos totais e sólidos suspensos totais, ferro e alumínio residuais. É importante relatar que todas as análises físico-químicas necessárias foram realizadas previamente e posteriormente ao tratamento por FAD, segundo as normas do *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012). Os resultados utilizados para a seleção dos parâmetros ótimos foram referentes à turbidez residual das amostras tratadas, medida realizada através do método nefelométrico de turbidez, de acordo com o procedimento supracitado no subitem 3.4.

A caracterização das partículas em suspensão na água (lama de minério de ferro da barragem de Fundão – Samarco), foi realizada no Laboratório de Caracterização Tecnológica da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Os métodos utilizados, bem como a descrição dos equipamentos pode ser visto na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Técnicas de caracterização das partículas minerais presentes na água de estudo

Análise	Técnica	Medida	Determinação	Equipamento
Distribuição do tamanho de partículas	Difração de laser	Tamanho da partícula	0.01 a 3500 (µm)	Mastersizer - Malvern
Análise química	Fluorescência de raios-X	Elementos químicos*	Quantitativo	Bruker -S8 Tiger
Análise mineralógica	Difração de raios-X	Fases minerais	Qualitativo	Bruker – D8 Endeavor
Ferro e alumínio	ICP-OES**	Íons dissolvidos	Quantitativo	Espectrômetro Horiba Ultima Expert

CAPÍTULO 4 : RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Considerações gerais

Os resultados apresentados neste capítulo são referentes ao estudo de tratabilidade visando a clarificação da água do Rio Gualaxo do Norte, apresentando elevados valores de turbidez, por flotação por ar dissolvido através do equipamento flotatest. A pesquisa foi baseada no estudo de otimização dos parâmetros operacionais da FAD para a água do Rio Gualaxo do Norte realizado no LATAR (subitem 2.8), visto que a amostra estudada é proveniente do mesmo rio e poluída pela mesma natureza de sólidos (lamas de rejeito de minério de ferro da barragem de Fundão da mineradora Samarco).

Os resultados a serem apresentados enfatizam a necessidade de otimização principalmente dos parâmetros dosagem de coagulante e taxa de reciclo, visando a adequação do percentual ar/sólidos, visto que estes parâmetros podem ser dependentes da concentração de sólidos da área superficial das partículas, bem como das características da água bruta. Portanto, é importante ressaltar que no presente estudo foram analisadas as respostas de diferentes amostras à FAD, amostras estas contendo diferentes massas de sólidos e valores de turbidez, objetivando investigar e prever a tendência de valores dos parâmetros supracitados (dosagem de coagulante e taxa de reciclo) para a água do Rio Gualaxo do Norte via FAD frente à picos e baixas de turbidez, eventualmente ocasionados pela variação do índice pluviométrico, pois o IGAM (2017), concluiu o seguinte:

Dos resultados dos parâmetros analisados no último intervalo considerado, chamam a atenção as médias de turbidez, sólidos em suspensão total, ferro dissolvido, manganês total e alumínio dissolvido, uma vez que, de forma geral, ainda estão acima do limite legal e das médias históricas. Esses resultados devem-se, sobretudo, à acumulação do rejeito no sedimento do rio e em bancos das margens, que continuam a ser revolvidos, natural ou artificialmente.

Portanto, embora a água coletada apresentasse turbidez reduzida e inferior a 100 NTU, o período chuvoso irá eventualmente revolver o material sedimentado no leito do rio, ocasionando flutuações nas concentrações de sólidos suspensos totais e nos valores de turbidez, os quais são considerados fatores de essencial controle para uma eficiente operação de uma planta de tratamento de flotação por ar dissolvido, pois um de seus principais parâmetros operacionais, a razão ar/sólidos, é diretamente dependente da concentração de sólidos em suspensão. Sendo assim, este parâmetro deve ser adequado para cada variação de

turbidez através do ajuste da taxa de reciclo. Os subcapítulos a seguir irão demonstrar a influência da variabilidade composicional de sólidos nos parâmetros de pré-tratamento e de flotação.

4.2 Características da água de estudo e dos sólidos suspensos

As amostras estudadas foram quatro, de acordo com o descrito na Tabela 3.2. As partículas em suspensão nas amostras de água são provenientes da mesma fonte, a barragem de rejeitos de Fundão, da mineradora Samarco. A caracterização do rejeito de minério de ferro foi realizada quanto à composição química, por fluorescência de raios-X (FRX), quanto à mineralogia, por difração de raios-X (DRX), quanto à distribuição do tamanho de partículas, por difração de laser (Mastersizer – Malvern), bem como quanto à concentração de ferro e alumínio totais, segundo o descrito na Tabela 3.6. Os laudos de tais análises encontram-se nos Anexos A, B, C e D deste trabalho.

Os teores apresentados pela análise química via FRX, relativos à análise quantitativa elementar por comparação com materiais de referência certificados, indicaram elevado teor de ferro (51,8%), e 14,7% de sílica (SiO_2) e 2,99% de alumina (Al_2O_3), como pode ser verificado no laudo do Anexo A. O material analisado é constituído exclusivamente por uma amostra de rejeito de minério de ferro da mineradora Samarco, embora o percentual de ferro seja elevado para a caracterização do material como rejeito, a Samarco apresenta uma média de 52% de ferro (PIRES et al., 2003) em sua barragem devido à fina granulometria do material (Anexo C), e principalmente devido à presença do mineral goethita (Anexo B), portador de ferro que, ao contrário da hematita (mineral de ferro de interesse), não é concentrado pelo processo de flotação.

A identificação das fases cristalinas, realizada por difração de raios-X através do método do pó e mediante o emprego de difratômetro de raios-X, revelou também o esperado, basicamente quatro minerais predominantes no rejeito analisado e que explicam a concentração dos elementos exibidos na análise química. Sendo assim, os resultados, que podem ser conferidos no Anexo B, foram identificados os minerais de ferro goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$) e hematita (Fe_2O_3), bem como o quartzo (SiO_2) e o argilomineral caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), e como discutido acima, espera-se que o elevado teor de ferro no rejeito é devido à altas concentrações de goethita e não de hematita. O mineral de interesse hematita deve-se apresentar em maior teor no produto concentrado do processo de flotação. Para afirmar o exposto seria necessária a realização de uma análise mineralógica semi-quantitativa

a fim de se confirmar o percentual de cada fase mineral no rejeito, porém, visualmente foi possível verificar uma menor porção do mineral hematita, de cor cinza metálico, e alta concentração de goethita, de cor avermelhada.

Por fim, no Anexo C encontra-se o laudo referente à análise de distribuição de tamanho de partículas via difração de laser no equipamento Mastersizer da Malvern. Os resultados demonstram que 90% das partículas analisadas apresentam diâmetro inferior a 30,661 μm , 50% das partículas estão abaixo de 8,610 μm e 10% estão abaixo de 2,642 μm . Embora estudos sobre FAD indiquem que a faixa granulométrica adequada para eficaz recuperação de sólidos suspensos seja inferior a 13 μm (RODRIGUES; RUBIO, 2007; EDZWALD; HAARHOFF, 2011), o presente trabalho identificou a necessidade de demonstrar que é possível a flotação de partículas de até 30 μm , pois o rejeito extravasado da barragem da Samarco apresenta dimensões que variam nesta faixa e precisam ser removidos da água do Rio Gualaxo do Norte para que a turbidez e a cor deste rio seja devidamente reduzida, de acordo com a legislação vigente. Uma explicação que comprova que a FAD é eficiente para a remoção de partículas com diâmetros superiores a 13 μm é que este processo não remove a partícula em estado natural, e sim a partícula floculenta, com diâmetros médios de até 500 μm (MAIA; REALI; PIOLTINE, 2016; PIOLTINE; REALI, 2015).

O Anexo D exibe os resultados referentes aos teores de alumínio e ferro dissolvidos na água coletada no Rio Gualaxo do Norte, determinados por análise quantitativa na amostra líquida por espectrômetro de emissão atômica (ICP-OES). A água bruta apresentou teor inferior a 0,10 mg/L de alumínio e teor inferior a 0,20 mg/L de ferro, concentrações já adequadas à classe do Rio Gualaxo do Norte de acordo com a resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005).

4.3 Etapa 1: Otimização da dosagem de cloreto férrico

4.3.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU)

Os dados obtidos com a realização dos ensaios de flotação para a Amostra A (descrita na Tabela 3.2 do Capítulo 3) são referentes à variação da dosagem dos coagulantes estudados na faixa de pH ótima de coagulação, faixa esta obtida do estudo de caso apresentado no subitem 2.8 do Capítulo 2. A água tratada no estudo de caso é proveniente da mesma fonte (Rio Gualaxo do Norte) da água bruta analisada neste trabalho. Sendo assim, as faixas de pH ótimas obtidas no estudo de caso, bem como as condições de coagulação e floculação

(gradientes de velocidade), foram replicadas para os testes apresentados neste trabalho, visto que o objetivo deste é variar os valores de turbidez da água bruta através da variação da concentração de sólidos suspensos totais na água. Com isto, os resultados a seguir demonstram valores obtidos em relação à turbidez residual e à eficiência de remoção de turbidez, a fim de se verificar a eficácia do tratamento no cumprimento da legislação vigente (obtenção de água tratada com turbidez inferior a 100 NTU), bem como o percentual de remoção de turbidez, objetivando a análise da eficiência da FAD frente à elevados valores de turbidez.

Os resultados de turbidez residual obtidos (multiplicados pelo fator de diluição $f = 1,18$ – associado à taxa de reciclo 18%) com a dosagem de cloreto férrico para a Amostra A são apresentados no gráfico da Figura 4.1. As curvas exprimem os resultados da flotação realizada após a coagulação e floculação e FAD com dosagens variando de 5,0 a 15,0 mg/L de ferro (princípio ativo do cloreto férrico), e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,5 e 7,0, taxa de recirculação ($R\%$) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm. É importante ressaltar que, assim como no estudo de caso apresentado, foram estudadas três velocidade de flotação, que, como visto no gráfico da Figura 4.1 são: $V1 = 8\text{ cm/min}$, $V2 = 14\text{ cm/min}$ e $V3 = 21\text{ cm/min}$.

Figura 4.1 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra A (Turbidez inicial = 1412 NTU).

*pH de coagulação = 6,5 – 6,9 (ver tabela descritiva no Apêndice A).

Ao se analisar as curvas do gráfico apresentado na Figura 4.1, referentes aos valores de fração residual de turbidez em função da dosagem de coagulante, verifica-se que a dosagem de cloreto férrico equivalente a 5,0 mg Fe/L resultou em valores de turbidez residual de 53,6 NTU (para V1), 75,5 NTU (para V2) e 125 NTU (para V3) nos ensaios com o equipamento flotatest. Portanto, com esta dosagem apenas nas duas menores velocidades de flotação foi possível atingir turbidez residual inferior a 100 NTU (valor permitido por lei segundo a resolução 357/2005 do CONAMA), e na maior velocidade de flotação (21 cm/min), o tratamento por FAD não é eficaz. É importante ressaltar que na dosagem 5,0 mg Fe/L não foi necessária a dosagem de regulador de pH, visto que o coagulante nesta dosagem proporcionou o pH já dentro da faixa ótima (pH = 6,9).

Para as demais dosagens foi necessária a dosagem do alcalinizante hidróxido de sódio, pois com o acréscimo da dosagem de cloreto férrico, a alcalinidade do meio é consumida. Sendo assim, a dosagem de cloreto férrico equivalente a 7,5 mg Fe/L associada à reduzida dosagem de $5,4 \times 10^{-4}$ mg/L de NaOH resultou em valores de turbidez residual de 32,2 NTU (para V1), 39,9 NTU (para V2) e 79,7 NTU (para V3), sendo esta a dosagem ótima para a Amostra A, visto que os valores de turbidez residual foram satisfatórios nas três velocidades de flotação analisadas. Com o aumento extremo da dosagem de cloreto férrico para 15,0 mg Fe/L verificou-se que houve excesso de coagulante, fazendo com que ocorresse o efeito contrário da coagulação, a saturação de cargas positivas do hidrocomplexo metálico resultou na repulsão das partículas, levando a uma baixa eficiência de flotação, gerando elevados valores de turbidez residual: 569 NTU (para V1), 650 NTU (para V2) e 688 NTU (para V3).

As curvas exibidas no gráfico abaixo, da Figura 4.2, demonstram a eficiência de remoção de turbidez para o tratamento da Amostra 1 via FAD. Ao analisa-lo é possível constatar que a eficiência do processo foi elevada, atingindo valores 98,0% a 89,4% para as dosagens de 5,0 mg/L a 12,5 mg/L. Apenas para a dosagem 15,0 mg/L a eficiência de remoção de turbidez apresentou brusca queda, atingindo valores em torno de 50%, visto à reversão do mecanismo de coagulação, como discutido acima.

Figura 4.2 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra A.

*pH de coagulação = 6,5 – 6,9 (ver tabela descritiva no Apêndice A).

4.3.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU)

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem de cloreto férrico para a Amostra B são apresentados no gráfico da Figura 4.3. As três curvas ilustram os resultados da flotação realizada em três velocidades (V1 = 8 cm/min, V2 = 14 cm/min e V3 = 21 cm/min) após a coagulação e floculação com dosagens variando de 2,5 a 10,0 mg/L de ferro (princípio ativo do cloreto férrico), e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,6 e 6,9, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm.

Figura 4.3 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra B (Turbidez inicial = 419 NTU).

*pH de coagulação = 6,6 – 6,9 (ver tabela descritiva no Apêndice B).

Ao se analisar as curvas dos gráfico apresentados nas Figuras 4.3 e 4.4, referentes aos valores de fração residual de turbidez em função da dosagem de coagulante, verifica-se que todas as dosagens testadas promoveram excelente remoção de sólidos em suspensão, levando a valores de turbidez residual entre 42,2 NTU até 2,48 NTU, resultando em eficiências de remoção de turbidez superiores a 89,9%, percentual que proporciona valores de turbidez abaixo de 100 NTU, considerando que esta amostra apresentava turbidez inicial de 419 NTU. A dosagem ótima de cloreto férrico foi a equivalente a 2,5 mg Fe/L, a qual resultou em valores de turbidez residual de 16,6 NTU (para V1), 29,9 NTU (para V2) e 42,2 NTU (para V3) nos ensaios com o equipamento flotatest. Portanto, com esta dosagem foi possível atingir turbidez residual bem inferior a 100 NTU (valor permitido por lei segundo a resolução 357/2005 do CONAMA). É importante ressaltar, ainda, que para a dosagem 2,5 mg Fe/L não foi necessária a dosagem de regulador de pH, visto que o coagulante nesta dosagem proporcionou o pH já dentro da faixa ótima (pH = 6,8).

Foi possível então constatar que a redução relativa da turbidez de 1412 NTU (Amostra A) para 419 NTU (Amostra B) proporcionou que a flotação resultasse em menores valores de turbidez da água tratada. Com menor concentração de sólidos totais (170 mg/L da Amostra B versus 450 mg/L da Amostra A, a Amostra B foi tratada com maior eficiência de remoção de turbidez.

Figura 4.4 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra B (Turbidez inicial = 419 NTU).

*pH de coagulação = 6,6 – 6,9 (ver tabela descritiva no Apêndice B).

4.3.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem de cloreto férrico para a Amostra C são apresentados no gráfico da Figura 4.5. As três curvas ilustram os resultados da flotação realizada em três velocidades após a coagulação e floculação com dosagens variando de 2,5 a 10,0 mg/L de ferro (princípio ativo do cloreto férrico), e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,8 e 7,0, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm.

Figura 4.5 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra C (Turbidez inicial = 785 NTU).

*pH de coagulação = 6,8 – 7,0 (ver tabela descritiva no Apêndice C).

Ao se analisar as curvas dos gráfico apresentados nas Figuras 4.5 e 4.6, referentes aos valores de fração residual de turbidez em função do pH ótimo de coagulação, verifica-se que todas as dosagens testadas promoveram excelente remoção de sólidos em suspensão, levando a valores de turbidez residual entre 60,6 NTU a 5,68 NTU, resultando em eficiências de remoção de turbidez superiores a 92,3%, considerando que a turbidez inicial era de 785 NTU. A dosagem ótima de cloreto férrico foi a equivalente a 5,0 mg Fe/L, a qual resultou em valores de turbidez residual de 8,56 NTU (para V1), 8,43 NTU (para V2) e 17,3 NTU (para V3) nos ensaios com o equipamento flotateste. Portanto, com esta dosagem foi possível atingir turbidez residual bem inferior a 100 NTU (valor permitido por lei segundo a resolução 357/2005 do CONAMA). É importante ressaltar, ainda, que para a dosagem 2,5 mg Fe/L não foi necessária a dosagem de regulador de pH, visto que o coagulante nesta dosagem proporcionou o pH já dentro da faixa ótima (pH = 7,0).

Figura 4.6 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico para a Amostra C (Turbidez inicial = 785 NTU).

*pH de coagulação = 6,8 – 7,0 (ver tabela descritiva no Apêndice C).

4.3.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem de cloreto férrico para a Amostra D são apresentados no gráfico da Figura 4.7. As três curvas ilustram os resultados da flotação realizada em três velocidades após a coagulação e floculação com dosagens variando de 2,5 a 10,0 mg/L de ferro (princípio ativo do cloreto férrico), e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,5 e 6,9, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm. É importante ressaltar que para o caso específico da Amostra D, foram testados, posteriormente ao tempo de floculação de 7,5 minutos, os tempos de floculação 2 e 3 minutos. O tempo de floculação foi reduzido apenas para esta amostra, pois verificou-se que com o tempo de 7,5 minutos, grande parte dos flocos e/ou partículas haviam sedimentando no fundo das colunas de FAD, visto que esta amostra apresentava elevada turbidez (com 762 mg/L de sólidos totais e 3517 NTU de turbidez). Durante o teste também foi verificado que com a maior concentração de sólidos, e consequentemente maior concentração de flocos, foi necessário reduzir a velocidade de flotação, promovendo o teste de intervalos de tempo suficientes para a ascensão dos sistemas floco-bolha, considerando que estes apresentavam-se em alta concentração na Amostra D.

O gráfico da Figura 4.7 demonstra os resultados obtidos nas condições normais, inicialmente apresentadas. Posteriormente a Tabela 4.1 apresenta os resultados obtidos para os diferentes tempos de floculação e diferentes velocidades de flotação.

Figura 4.7 – Curvas de turbidez residual em função da dosagem de cloreto férrico* para a Amostra D (Turbidez inicial = 3517 NTU).

*pH de coagulação = 6,5 – 6,9 (ver tabela descritiva no Apêndice D).

Ao se analisar as curvas do gráfico apresentado na Figura 4.7, referentes aos valores de fração residual de turbidez em função do pH ótimo de coagulação, verifica-se que as dosagens de cloreto férrico equivalentes 2,5 e 7,5 mg Fe/L resultaram em valores de turbidez residual inferiores a 100 NTU nos ensaios com o equipamento flotatest, porém apenas nas menores velocidades de flotação (8 cm/min para a primeira dosagem e 8 cm/min e 14 cm/min para a segunda dosagem). As demais dosagens resultaram em valores de turbidez extremamente elevados, de até 1298 NTU. Mesmo resultando em elevados valores de turbidez residual, é possível verificar, ao se analisar o gráfico da Figura 4.8, que a eficiência de remoção de turbidez para a Amostra D é elevada para as dosagens 2,5; 5,0 e 7,5 mg Fe/L, acima de 80%, pois, considerando que a turbidez inicial da Amostra D era de 3517 NTU, mesmo uma turbidez residual de 455 NTU representa uma eficiência de remoção de turbidez elevada (87%). Com tudo, conclui-se que a dosagem 7,5 mg/L do coagulante, associada ao pH 6,6 pode ser considerada a condição ótima, visto a obtenção dos menores valores de turbidez residual, ao menos para as mais baixas velocidades de flotação (V1 e V2).

Figura 4.8 – Curvas da eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de cloreto férrico para a Amostra D (Turbidez inicial = 3517 NTU).

*pH de coagulação = 6,5 – 6,9 (ver tabela descritiva no Apêndice D).

Como exposto anteriormente, a Tabela 4.1 apresenta os resultados sob as mesmas condições já testadas, com exceção do tempo de floculação, desta vez testado em 2 e 3 minutos ao invés de 10 minutos, e da velocidade de flotação, desta vez testada em 14 cm/min, 9,3 cm/min e 6,2 cm/min.

Tabela 4.1 – Turbidez residual em função da variação do tempo de floculação e da velocidade de flotação (Turbidez inicial = 3517 NTU).

Turbidez residual (NTU)			
Amostra D	V1 = 14 cm/min	V2 = 9,3 cm/min	V3 = 6,2 cm/min
T _F = 2 min	48,8	51,4	76,2
T _F =3 min	46,2	49,1	94,5
Amostra D	V1 = 8 cm/min	V2 = 14 cm/min	V3 = 21 cm/min
T _F = 7,5 min	78,2	103	240,7

Ao analisar a Tabela 4.1 é possível perceber que com a redução do tempo de floculação (T_F) de 7,5 minutos dos testes anteriores para 2 e 3 minutos exerceu grande influência no desempenho da flotação, especificamente para a Amostra D. Visto que tal amostra apresenta elevado conteúdo de sólidos totais e valor extremo valor de turbidez (3517 NTU), verificou-se que houve a formação de flocos adequados ao processo de FAD sem que os mesmos sedimentassem, pois, como 52% dos sólidos suspensos contém densos minerais

portadores de ferro (goethita e hematita), uma alta concentração destes ocasiona a eventual sedimentação perante grandes tempos de floculação.

Verificou-se também que por estes flocos estarem presentes em maior concentração (elevada concentração de sólidos totais e sólidos suspensos totais) e por serem densos, a capacidade de flotação das microbolhas (lifting power) foi reduzida. Como verificado na Tabela 2.1 do subitem 2.8.1, os minerais de ferro apresentam densidade $d = 5,00 \text{ g/cm}^3$, associada a um comportamento hidrodinâmico caracterizado pelo regime de Stokes e apresentando velocidade de sedimentação $V_s = 0,47 \text{ cm/s}$. Tal comportamento influi fortemente na eficiência da FAD, visto que o sucesso da técnica tem sido explorado no âmbito de tratamento de efluentes orgânicos e para a remoção de sólidos suspensos de baixa densidade, pois considera-se que o lifting power das microbolhas isoladas é baixo. Sendo assim, partículas densas, como as de óxidos de ferro, apresentam alto potencial de sedimentar e não flotar, pois, comparativamente, como exposto na Tabela 2.1, a velocidade de sedimentação das partículas de quartzo (constituente secundário das partículas suspensas na água de estudo) é de $0,30 \text{ cm/s}$, proporcional à sua menor densidade ($d = 2,65 \text{ g/cm}^3$).

Portanto, foi identificada a necessidade de redução da velocidade de flotação para $V_1 = 14 \text{ cm/min}$, $V_2 = 9,3 \text{ cm/min}$ e $V_3 = 6,2 \text{ cm/min}$, essencialmente para a Amostra D, pois esta apresentava não somente minerais densos como a hematita e goethita (óxidos de ferro), mas ainda uma alta concentração de sólidos suspensos totais, exigindo portanto alta razão ar/sólidos, a fim de aumentar a capacidade de elevação dos flocos, bem como reduzir a velocidade de flotação, para que o tempo de detenção na coluna de FAD fosse o suficiente para a total flotação dos inúmeros agregados floco-microbolhas. Posto isto, a eficiência de remoção de turbidez atingiu valores entre 97,3% e 98,7%, apresentando um significativo sucesso no tratamento considerando que a turbidez inicial da amostra era de 3517 NTU.

4.4 Etapa 2A: Otimização da dosagem de Tanfloc SG para a Amostra A

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem do coagulante/floculante a base de tanino Tanfloc SG para a Amostra A são apresentados no gráfico da Figura 4.9. As colunas exprimem os resultados de turbidez do produto da flotação realizada após a coagulação e floculação em função de dosagens variando entre 1,0 e 10,0 mg/L de Tanfloc SG, e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH

de coagulação entre 5,8 e 7,0, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm. É importante ressaltar que, assim como no estudo de caso apresentado, foram estudadas três velocidade de flotação, que, como visto no gráfico da Figura 4.9 são: V1 = 8 cm/min, V2 = 14 cm/min e V3 = 21 cm/min.

Figura 4.9 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 1412 NTU).

Como já exposto no estudo de caso (subitem 2.8 do Capítulo 2), os coagulantes a base de tanino (Tanfloc SG e Tanfloc SL) atuam em ampla faixa de pH, e, portanto, o desempenho destes no processo de coagulação e floculação independe do pH. Sendo assim, a aplicação do Tanfloc SG e do Tanfloc SL constitui uma vantagem operacional, visto que não há a necessidade de dosar reguladores de pH, reagentes químicos de alto custo.

Portanto, os resultados apresentados no gráfico da Figura 4.9 são em função da variação da dosagem de Tanfloc SG em pH natural, que manteve-se na faixa de 5,8 a 7,0, pois verificou-se que este apresenta uma pequena flutuação dependendo da dosagem do coagulante a base de tanino. Ao se analisar os gráficos das Figuras 4.9 e 4.10, percebe-se que embora foi possível atingir eficiência de remoção de turbidez de até 90%, nenhum valor de turbidez residual apresentou-se abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA (100 NTU). A dosagem de Tanfloc SG que proporcionou melhor desempenho da FAD para a Amostra A foi a de 3 mg/L, resultando em turbidez residual de 144 NTU (para V1), 153 NTU (para V2) e 193 NTU (para V3). Em vista destes valores insuficientes, houve ainda a tentativa de otimizá-los ao variar a taxa de reciclo. Os resultados seguem no subitem 4.6.

Visto que o desempenho deste reagente foi insatisfatório, optou-se por não realizar testes para as demais amostras (B, C e D) com o Tanfloc SG. Como pode ser visto nos

subitem a seguir, o Tanfloc SL apresentou melhor desempenho entre os coagulantes a base de tanino, assim como concluído no estudo de caso apresentado no subitem 2.8.

Figura 4.10 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 1412 NTU).

4.5 Etapa 2B: Otimização da dosagem de Tanfloc SL

4.5.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU)

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem do coagulante/floculante a base de tanino Tanfloc SL para a Amostra A são apresentados no gráfico da Figura 4.11 em função das velocidades de flotação $V1 = 8 \text{ cm/min}$, $V2 = 14 \text{ cm/min}$ e $V3 = 21 \text{ cm/min}$. As colunas exprimem os resultados de turbidez do produto da flotação realizada após a coagulação e floculação em função de dosagens variando entre 1,0 e 15,0 mg/L de Tanfloc SL, e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,3 e 7,8, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm.

Figura 4.11 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 1412 NTU).

Os resultados apresentados no gráfico da Figura 4.11 são em função da variação da dosagem de Tanfloc SL em pH natural, que manteve-se na média de 6,5, sendo verificado que este apresenta uma pequena flutuação em função da dosagem do coagulante a base de tanino. Ao se analisar os gráficos das Figuras 4.11 e 4.12, percebe-se que embora apenas a dosagem 3 mg/L de Tanfloc SL proporcionou turbidez abaixo do limite de 100 NTU estabelecido pelo CONAMA (94,6 NTU), a eficiência de remoção de turbidez foi elevada, atingindo valores de até 93%, considerando a alta turbidez da Amostra A bruta (1412 NTU). A dosagem de 3 mg/L de Tanfloc SL proporcionou desempenho satisfatório da FAD apenas na menor velocidade de flotação, sendo que os valores de turbidez residual resultantes foram de 94,6 NTU (para V1), 125 NTU (para V2) e 146 NTU (para V3).

Figura 4.12 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 1412 NTU).

4.5.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU)

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem do coagulante/floculante a base de tanino Tanfloc SL para a Amostra B são apresentados no gráfico da Figura 4.13 em função das velocidades de flotação $V1 = 8$ cm/min, $V2 = 14$ cm/min e $V3 = 21$ cm/min. As colunas exprimem os resultados de turbidez do produto da flotação realizada após a coagulação e floculação em função de dosagens variando entre 1,0 e 4,0 mg/L de Tanfloc SL, e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,3 e 6,7, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm.

Figura 4.13 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 419 NTU).

Ao se analisar os gráficos das Figuras 4.13 e 4.14, percebe-se que a maior parte dos valores encontra-se abaixo do limite de 100 NTU, porém com eficiência de remoção de turbidez abaixo de 86%. Isto deve-se ao fato de que a turbidez inicial da Amostra B era relativamente baixa comparada às demais amostras, apresentando um valor de 419 NTU. A dosagem de 2 mg/L de Tanfloc SL proporcionou desempenho satisfatório da FAD nas três velocidades de flotação, resultando em valores de turbidez residual de 58,0 NTU (para V1), 52,7 NTU (para V2) e 96,4 NTU (para V3).

Figura 4.14 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 419 NTU).

4.5.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem do coagulante/floculante a base de tanino Tanfloc SL para a Amostra C são apresentados no gráfico da Figura 4.15 em função das velocidades de flotação $V1 = 8 \text{ cm/min}$, $V2 = 14 \text{ cm/min}$ e $V3 = 21 \text{ cm/min}$. As colunas exprimem os resultados de turbidez do produto da flotação realizada após a coagulação e floculação em função de dosagens variando entre 1,0 e 4,0 mg/L de Tanfloc SL, e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,3 e 6,7, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm.

Figura 4.15 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 785 NTU).

Ao se analisar os gráficos das Figuras 4.15 e 4.16, percebe-se apenas a dosagem de 2 mg/L do Tanfloc SL proporcionou valores de turbidez abaixo do limite de 100 NTU nas menores velocidade de flotação, e eficiência de remoção de turbidez acima de 90%, pois com o aumento da turbidez e da concentração de sólidos totais, a Amostra C já apresenta maior dificuldade no tratamento via FAD com o coagulante a base de tanino. Observa-se também que com o aumento da dosagem de Tanfloc SL a eficiência de remoção de turbidez decai a valores abaixo de 70%. Portanto, a dosagem de 2 mg/L de Tanfloc SL foi a ótima, a qual proporcionou desempenho satisfatório da FAD nas três velocidades de flotação, resultando em valores de turbidez residual de 68,4 NTU (para V1), 69,9 NTU (para V2) e 104 NTU (para V3).

Figura 4.16 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SG (Turbidez inicial = 785 NTU).

4.5.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)

Os resultados de turbidez residual obtidos com a dosagem do coagulante/floculante a base de tanino Tanfloc SL para a Amostra D são apresentados no gráfico da Figura 4.17 em função das velocidades de flotação V1 = 8 cm/min, V2 = 14 cm/min e V3 = 21 cm/min. As colunas exprimem os resultados de turbidez do produto da flotação realizada após a coagulação e floculação em função de dosagens variando entre 1,0 e 4,0 mg/L de Tanfloc SL, e sob as condições fixas: Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{MR}) equivalente a 800 s^{-1} , tempo de mistura rápida (T_{MR}) de 20 segundos, gradiente médio de velocidade de floculação (G_F) equivalente a 110 s^{-1} , tempo de floculação de 7,5 minutos, pH de coagulação entre 6,3 e 6,7, taxa de recirculação (R%) de 18%, tempo de saturação de 10 minutos e pressão de saturação de 5 atm.

Figura 4.17 – Turbidez residual em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 3517 NTU).

Ao se analisar os gráficos das Figuras 4.17 e 4.18, percebe-se que o tratamento da Amostra D via FAD com o coagulante Tanfloc SL é inviável, embora a eficiência de remoção de turbidez seja elevada, todos os valores de turbidez residual apresentaram-se acima de 200 NTU, como pode ser visto na Figura 4.17. A Amostra D representa o extremo da concentração de sólidos para o tratamento por FAD no equipamento flotateste, os coagulantes a base de tanino não são eficientes para a remoção de tamanha quantidade de material particulado e de alta densidade (minerais portadores de ferro).

Figura 4.18 – Eficiência de remoção de turbidez em função da dosagem de Tanfloc SL (Turbidez inicial = 3517 NTU).

4.6 Etapa 3A: Otimização da taxa de reciclo - Tratamento com Tanfloc SG

4.6.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU)

Nos gráficos das Figuras 4.19 e 4.20 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotatest com vistas à otimização das condições de flotação com emprego de Tanfloc SG como coagulante.

Figura 4.19 – Turbidez residual em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SG.

Ao se analisar os resultados mostrados na Figura 4.19, observa-se que, mesmo utilizando a dosagem ótima do coagulante, as frações de recirculação de 11%, 18%, 25% e 32% foram insuficientes para promover valores de turbidez abaixo de 100 NTU. Analisando também a Figura 4.20, pode-se afirmar que a eficiência de remoção de turbidez com o coagulante Tanfloc SG não apresenta significativa variação nas diferentes taxas de recirculação. Isto demonstra que, independente da otimização das condições de processo, como foi verificado no estudo de caso do item 2.8 e no presente estudo, o coagulante Tanfloc SG não é adequado para gerar flocos para a remoção via FAD dos sólidos presentes na água.

Figura 4.20 – Eficiência de remoção de turbidez em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SG

4.7 Etapa 3B: Otimização da taxa de reciclo - Tratamento com cloreto férrico

4.7.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU)

No gráfico da Figura 4.21 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotatest com vistas à otimização das condições de flotação com emprego de cloreto férrico como coagulante. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se que o coagulante cloreto férrico é altamente eficiente no tratamento da Amostra A via FAD, visto que mesmo utilizando o menor valor de taxa de reciclo (11%), é possível se obter valores de turbidez abaixo de 100 NTU nas três velocidades de flotação estudadas. É relevante a observação de que a turbidez inicial da Amostra A é elevada, atingindo 1412 NTU. Portanto, considera-se a taxa de reciclo 11% a condição ótima, pois promove uma alta eficiência do processo com o menor consumo de insumos.

Figura 4.21 – Turbidez residual da Amostra A em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.

4.7.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU)

No gráfico da Figura 4.22 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotateste com vistas à otimização das condições de flotação com emprego coagulante cloreto férrico. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se que o coagulante cloreto férrico é altamente eficiente no tratamento da Amostra B via FAD, visto que mesmo utilizando o menor valor de taxa de reciclo (11%), é possível se obter valores de turbidez abaixo de 100 NTU nas três velocidades de flotação estudadas. Portanto, considera-se a taxa de reciclo 11% a condição ótima, pois promove uma alta eficiência do processo com o menor consumo de insumos. Verifica-se o maior percentual de remoção de turbidez para esta amostra do que para a Amostra A, pois a turbidez inicial da Amostra B é significativamente inferior (419 NTU).

Figura 4.22 – Eficiência de remoção de turbidez para a Amostra B em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.

4.7.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)

No gráfico da Figura 4.23 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotatest e com vistas à otimização das condições de flotação com emprego coagulante cloreto férrico. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se que o coagulante cloreto férrico é altamente eficiente no tratamento da Amostra C via FAD, visto que a turbidez inicial da Amostra é de 785 NTU. Mesmo utilizando o menor valor de taxa de reciclo (11%), é possível se obter valores de turbidez abaixo de 100 NTU nas três velocidades de flotação estudadas. Portanto, considera-se a taxa de reciclo 11% a condição ótima, pois promove uma alta eficiência do processo com o menor consumo de insumos. Verifica-se o maior percentual de remoção de turbidez para esta amostra do que para a Amostra A, pois a turbidez inicial da Amostra C é ainda inferior (785 NTU).

Figura 4.23 – Turbidez residual da Amostra C em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.

4.7.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)

No gráfico da Figura 4.24 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotatest com vistas à otimização das condições de flotação com emprego coagulante cloreto férrico. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se que o coagulante cloreto férrico é altamente eficiente inclusive no tratamento da Amostra D via FAD, visto que a turbidez inicial da Amostra D é elevada (3517 NTU). Visto este elevado valor de turbidez, verificou-se a necessidade de aumentar o valor da taxa de reciclo. Com isto, o menor valor de taxa de reciclo testado para Amostra D (18%), proporcionou a obtenção de valores de turbidez abaixo de 100 NTU nas três velocidades de flotação estudadas.

É importante ressaltar o fenômeno de decaimento da eficiência do processo com o aumento da taxa de reciclo. Visto a elevada concentração de sólidos totais nesta amostra, esperava-se a necessidade de maior número de bolhas, maior taxa de recirculação para a promoção da clarificação da água. Porém, com o aumento da taxa de reciclo, observou-se o aumento da turbidez, visualmente, o excessivo número de flocos e excessivo número de bolhas (nas maiores taxas de reciclo), proporcionou instabilidade do sistema, ocasionando o desligamento das bolhas e flocos, assim como a “ruptura” de tais flocos, fazendo com que as partículas voltassem a se comportar como colóides. Portanto, considera-se a taxa de reciclo 18% a condição ótima, pois promove uma alta eficiência do processo com o menor consumo de insumos.

Figura 4.24 – Turbidez residual da Amostra D em função da taxa de reciclo para o coagulante cloreto férrico.

4.8 Etapa 3C: Otimização da taxa de reciclo - Tratamento com Tanfloc SL

4.8.1 Amostra A (Turbidez inicial: 1412 NTU)

No gráfico da Figura 4.25 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotatest e com vistas à otimização das condições de flotação com emprego coagulante Tanfloc SL. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se o coagulante a base de tanino pode ser eficiente no tratamento da água altamente turva (1412 NTU), porém apenas ao utilizar taxas de reciclo superiores a 18%. Observa-se que a taxa de reciclo ótima é a de 32%, que proporcionou elevada eficiência de remoção de turbidez, embora na menor velocidade de flotação tenha resultado em um valor de turbidez superior a 100 NTU.

Figura 4.25 – Turbidez residual da Amostra A em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.

4.8.2 Amostra B (Turbidez inicial: 419 NTU)

No gráfico da Figura 4.26 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotateste com vistas à otimização das condições de flotação com emprego coagulante Tanfloc SL. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se que o coagulante Tanfloc SL é altamente eficiente no tratamento da Amostra B via FAD, porém devido ao fato de que a turbidez inicial desta amostra é de 419 NTU. Considerando o menor valor de turbidez entre as amostras brutas, verifica-se que mesmo a taxa de reciclo de 6% proporciona valores de turbidez inferiores a 100 NTU. Este resultado é relevante, destaca-se que é possível clarificar a água poluída por rejeito de minério de ferro com um coagulante orgânico, natural e biodegradável, com a aplicação de uma pequena dosagem (2 mg/L) e baixa taxa de reciclo (6%).

Figura 4.26 – Turbidez residual da Amostra B em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.

4.8.3 Amostra C (Turbidez inicial: 785 NTU)

No gráfico da Figura 4.27 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotateste com vistas à otimização das condições de flotação com emprego coagulante Tanfloc SL. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se o coagulante a base de tanino pode ser eficiente no tratamento da água de mediana turbidez (785 NTU), porém apenas ao utilizar taxas de reciclo superiores a 11%. Observa-se que a taxa de reciclo ótima é a de 18%, que proporcionou elevada eficiência de remoção de turbidez, embora na menor velocidade de flotação tenha resultado em um valor de turbidez ligeiramente superior a 100 NTU.

Figura 4.27 – Turbidez residual da Amostra C em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.

4.8.4 Amostra D (Turbidez inicial: 3517 NTU)

No gráfico da Figura 4.28 são apresentados os resultados dos ensaios com o Flotatest e com vistas à otimização das condições de flotação com emprego coagulante Tanfloc SL. Através da análise dos valores de turbidez residual observa-se o coagulante a base de tanino é ineficiente para a Amostra D, de elevada turbidez (3517 NTU). Para esta amostra, verificou-se que apenas o coagulante cloreto férrico é capaz de promover a formação de flocos adequados para a remoção via FAD. Mesmo obtendo elevados valores de turbidez da água tratada, de até 730 NTU, é possível observar, na Figura 4.29, que a eficiência de remoção de turbidez via FAD para uma amostra apresentando extremos valores de turbidez atinge 93%, o que indica alta eficiência do processo, muito embora, para os objetivos deste estudo de tratabilidade não seja suficiente.

Figura 4.28 – Turbidez residual da Amostra D em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.

Figura 4.29 – Eficiência de remoção de turbidez para a Amostra D em função da taxa de reciclo para o coagulante Tanfloc SL.

4.9 Condições ótimas do tratamento via FAD

Os parâmetros otimizados neste trabalho foram a dosagem de coagulante, a taxa de reciclo, e, apenas para a Amostra D, com a aplicação do cloreto férrico, o tempo de floculação e a velocidade de flotação foram otimizados. Sendo assim, a Tabela 4.2 e a Tabela 4.3 a seguir demonstram os valores ótimos obtidos, bem como os parâmetros fixos mantidos e os valores de turbidez inicial e os obtidos para a água tratada na menor velocidade (V1) e na

maior velocidade (V2) de flotação para cada amostra. É importante ressaltar que para a Amostra D o coagulante Tanfloc SL não apresentou boa performance, e, portanto foi desconsiderado como alternativo ao coagulante metálico cloreto férrico. Frente à sua elevada turbidez (3517 NTU), apenas o coagulante cloreto férrico permitiu a obtenção de valores de turbidez inferiores a 100 NTU. É possível perceber que quanto maior a concentração de sólidos suspensos na amostra (e maior a turbidez), maiores taxas de reciclo são requeridas, e, ainda, que o coagulante Tanfloc SL exige maiores valores de R% para a clarificação das amostras altamente turvas.

Tabela 4.2 – Condições ótimas obtidas com a aplicação do coagulante cloreto férrico na FAD

Parâmetro/Amostra	Amostra A	Amostra B	Amostra C	Amostra D
Dosagem (mg/L)	7,5	2,5	5,0	7,5
pH de coagulação	6,5 - 7,0			
$G_{MR} (s^{-1})$	800			
$T_{MR} (s)$	20			
$G_F (s^{-1})$	110			
$T_F (min)$	7,5	7,5	7,5	2
Taxa de reciclo (R%)	11	6	6	18
Pressão de saturação (atm)	5,0			
Turbidez inicial (NTU)	1412,0	419,0	785,0	3517,0
Turbidez residual V1 (NTU)	47,3	20,2	17,2	57,6
Turbidez residual V3 (NTU)	91,5	44,7	63,2	89,9

Tabela 4.3 – Condições ótimas obtidas com a aplicação do coagulante/floculante Tanfloc SL na FAD

Parâmetro/Amostra	Amostra A	Amostra B	Amostra C	Amostra D
Dosagem (mg/L)	3,0	2,0	2,0	2,0
pH de coagulação	Natural			
$G_{MR} (s^{-1})$	800			
$T_{MR} (s)$	20			
$G_F (s^{-1})$	110			
$T_F (min)$	7,5	7,5	7,5	7,5
Taxa de reciclo (R%)	32	6	18	25
Pressão de saturação (atm)	5,0			
Turbidez inicial (NTU)	1412,0	419,0	785,0	3517,0
Turbidez residual V1 (NTU)	99,8	69,0	80,7	300,0
Turbidez residual V3 (NTU)	153,1	99,9	122,7	543,8

O coagulante Tanfloc SG apresentou desempenho insuficiente, pois nenhum valor de turbidez residual apresentou-se abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA (100 NTU).

Observou-se que, mesmo utilizando a dosagem ótima do coagulante, as frações de recirculação de 11%, 18%, 25% e 32% foram insuficientes para promover valores de turbidez abaixo de 100 NTU. Isto demonstra que, independente da otimização das condições de processo, como foi verificado no estudo de caso do item 2.8 e no presente estudo, o coagulante Tanfloc SG não é adequado para gerar flocos para a remoção via FAD dos sólidos presentes na água.

Em relação ao coagulante Tanfloc SL, através da análise dos valores de turbidez residual observa-se que o coagulante a base de tanino foi eficiente no tratamento da água altamente turva (1412 NTU), porém apenas ao utilizar taxas de reciclo superiores a 18%. No tratamento da Amostra B, considerando o menor valor de turbidez entre as amostras brutas (419 NTU), verifica-se que mesmo a taxa de reciclo de 6% proporciona valores de turbidez inferiores a 100 NTU. Este resultado é relevante, afirmando que é possível clarificar a água poluída por rejeito de minério de ferro com um coagulante orgânico, natural e biodegradável, com a aplicação de uma pequena dosagem (2 mg/L) e baixa taxa de reciclo (6%). Em relação ao tratamento da Amostra D via FAD com o coagulante Tanfloc SL é inviável, embora a eficiência de remoção de turbidez seja elevada, todos os valores de turbidez residual apresentaram-se acima de 200 NTU. A Amostra D representa o extremo da concentração de sólidos para o tratamento por FAD no equipamento flotateste, os coagulantes a base de tanino não são eficientes para a remoção de tamanha quantidade de material particulado e de alta densidade (minerais portadores de ferro).

4.10 Etapa 4: Determinação da fração de flocos sedimentáveis e flotáveis

Na Etapa 4, foi realizada uma superficial avaliação, da eficiência de clarificação (remoção de partículas em suspensão) exclusivamente por flotação. Portanto, uma estimativa da parcela de partículas causadoras de turbidez (massa de flocos) que ficou depositada no fundo das colunas após o término de ensaios com o Flotateste foi realizada para cada uma das condições ótimas (Tabela 4.2 e Tabela 4.3) obtidas para as quatro amostras (A, B, C e D) com os coagulantes cloreto férrico e Tanfloc SL, os coagulantes que apresentaram melhor performance para as amostras estudadas.

Para tal estimativa, foi necessário a realização de um simples balanço de massas, de modo a levar em conta: i) a massa total de sólidos presentes na água bruta (sólidos totais) e ii) a massa de partículas depositada no fundo da coluna após a etapa de flotação, estimada

através da determinação dos sólidos totais presentes no volume de sedimentado coletado no fundo das colunas de FAD.

Nas Tabelas 4.4, 4.5, 4.6 e 4.7 são apresentados os dados de concentração de Sólidos Totais (ST) encontrados na água bruta que alimentava o flotateste e no volume de líquido retirado do fundo das colunas após a fase de flotação. Com base nos dados apresentados nas tabelas foi possível a realização de um balanço de massas aproximado para obtenção de estimativa grosseira da fração de flocos removidos por sedimentação nas colunas do Flotateste. Os resultados encontram-se apresentados nas tabelas a seguir, em termos de fração (em porcentagem) da massa total de partículas floculadas que foi removida por sedimentação.

Tabela 4.4 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra A.

Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD - Cloreto férrico		
Variáveis	Alimentação	Sedimentado
Sólidos Totais (mg/L)	440	630
Volume (L)	1	0,2
Massa de sólidos (mg)	440	126
Percentual sedimentado (%)	-	28,6
Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD - Tanfloc SL		
Variáveis	Alimentação	Sedimentado
Sólidos Totais (mg/L)	440	590
Volume (L)	1	0,2
Massa de sólidos (mg)	440	118
Percentual sedimentado (%)	-	26,8

Tabela 4.5 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra B.

Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD - Cloreto férrico		
Variáveis	Alimentação	Sedimentado
Sólidos Totais (mg/L)	200	380
Volume (L)	1	0,15
Massa de sólidos (mg)	200	57
Percentual sedimentado (%)	-	28,5
Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD - Tanfloc SL		
Variáveis	Alimentação	Sedimentado
Sólidos Totais (mg/L)	200	300
Volume (L)	1	0,15
Massa de sólidos (mg)	200	45
Percentual sedimentado (%)	-	22,5

Tabela 4.6 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra C.

Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD - Cloreto férrico		
Variáveis	Alimentação	Sedimentado
Sólidos Totais (mg/L)	280	600
Volume (L)	1	0,15
Massa de sólidos (mg)	280	90
Percentual sedimentado (%)	-	32,1
Fração de sólidos que flutam e sedimentam - Tanfloc SL		
Variáveis	Alimentação	Sedimentado
Sólidos Totais (mg/L)	280	350
Volume (L)	1	0,2
Massa de sólidos (mg)	280	70
Percentual sedimentado (%)	-	25,0

Tabela 4.7 – Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD para a Amostra D.

Fração de sólidos que sedimentam na coluna de FAD - Cloreto férrico		
Variáveis	Alimentação	Sedimentado
Sólidos Totais (mg/L)	690	570
Volume (L)	1	0,2
Massa de sólidos (mg)	690	114
Percentual sedimentado (%)	-	16,5

Como verificado no estudo de caso apresentado no item 2.8 e como esperava-se, em todos os ensaios com o flotatestes, mesmo após otimização das condições operacionais, foi sempre detectada uma parcela significativa de flocos não flotáveis que sedimentavam no fundo das colunas do flotatestes. Para a Amostra B, de menor turbidez (419 NTU), o tratamento via FAD com o coagulante cloreto férrico resultou em 28,5% de material sedimentado no fundo das colunas de FAD, já o tratamento com o coagulante Tanfloc SL resultou em 22,5% de material sedimentado. Em geral, para todas as amostras estudadas, o coagulante Tanfloc SL permitiu maior flotabilidade dos flocos, enquanto o coagulante cloreto férrico levou a maiores taxas de sedimentação destes.

Uma estimativa aproximada dessa parcela indicou que, na melhor situação, para a amostra de maior turbidez, algo em torno de 16,5% das partículas em suspensão foram removidas por sedimentação nos ensaios com o coagulante cloreto férrico no flotatestes. A Amostra D, de elevada turbidez (3517 NTU) apresentou o menor percentual de sólidos sedimentados dentre todas as amostras. A hipótese que pode justificar o ocorrido é que, como

a amostra apresentava excessiva quantidade de partículas/flocos, percebeu-se que o tempo de floculação 7,5 min resultava em sedimentação dos flocos enquanto estes estavam sendo formado, e, por isso, o tempo de floculação foi otimizado para 2 min, como descrito no subitem 4.3.4. Portanto, conclui-se que o tempo de floculação para as densas partículas de rejeito de minério de ferro (principalmente hematita, goethita e quartzo), necessita ser reduzido para que não ocorra sedimentação destas durante o período de floculação.

Além da limitação em relação à excessivos valores de turbidez, as particularidades e dificuldades em flotar os sólidos suspensos nas amostras estudadas são função de suas características. Partículas minerais, especialmente as portadoras de ferro, apresentam elevada densidade, representando um desafio para a ascensão e permanência dos flocos na superfície do equipamento de flotação. Minerais de ferro apresentam densidade $d = 5,00 \text{ g/cm}^3$, associada a um comportamento hidrodinâmico caracterizado pelo regime de Stokes e apresentando velocidade de sedimentação $V_s = 0,47 \text{ cm/s}$. Tal comportamento influi fortemente na eficiência da FAD, visto que o sucesso da técnica tem sido explorado no âmbito de tratamento de efluentes orgânicos e para a remoção de sólidos suspensos de baixa densidade, pois o *lifting power* das microbolhas isoladas é baixo. Sendo assim, partículas densas, como as de óxidos de ferro, apresentam alto potencial de sedimentar e não flotar, visto que, comparativamente, como exposto na Tabela 2.1, a velocidade de sedimentação das partículas de quartzo (constituente secundário das partículas suspensas na água de estudo) é de $0,30 \text{ cm/s}$, proporcional à sua menor densidade ($d = 2,65 \text{ g/cm}^3$).

É importante ressaltar que o estudo de sedimentação não foi realizado com o coagulante Tanfloc SL para a Amostra D, visto que este foi totalmente ineficiente para este caso. Isso indicou que os resultados de remoção de turbidez (e demais parâmetros analisados) obtidos nos ensaios com o Flotatest, para essa água de estudo, representaram remoções devidas conjuntamente à flotação e à sedimentação. Para a avaliação mais segura dessa parcela e de dispositivos para sua remoção é recomendável a realização de ensaios com instalação piloto com escoamento contínuo que contenha dispositivos adequados para retenção, acumulação e descarte controlado dessa massa de partículas não flotáveis (resíduo sedimentável).

4.11 Etapa 5: Caracterização da água clarificada (Amostra B)

Após a realização das etapas de otimização dos principais parâmetros de coagulação e de flotação foi realizada uma bateria final de ensaios, com aplicação de todos os parâmetros

otimizados. Tais ensaios objetivaram a obtenção de caracterização qualitativa das amostras de água tratadas com a aplicação dos dois melhores coagulantes testados (cloreto férrico e Tanfloc SL). A Tabela 4.8 demonstra os resultados referentes às diversas determinações físico-químicas efetuadas para fornecer idéia das características de qualidade da água tratada por coagulação, floculação e flotação no equipamento Flotateste.

Tabela 4.8 – Parâmetros de qualidade da Amostra B bruta e tratada.

Parâmetro	Unidade	Amostra B	FeCl ₃	Tanfloc SL
Cor aparente	PtCo	433,5	< L.D.	57,5
Turbidez	NTU	419	44,7	69,0
Carbono Orgânico Total (COT)	mgC/L	6,7	3,1	4,8
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mgO ₂ /L	21,2	19,1	21,2
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	128	28	24
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	mg/L	112	22	18
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/L	16	6	6
Alumínio (dissolvido)	mg/L	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Ferro (dissolvido)	mg/L	< 0,20	1,15	< 0,10

L.D.: Limite de detecção

Ao se observar os resultados da Tabela 4.8, verifica-se ambos os coagulantes, desde que aplicados nas condições ótimas de processo, forneceram bons resultados de remoção conjunta por flotação e sedimentação nas colunas do equipamento de Flotateste, produzindo um efluente clarificado com baixa turbidez, com 46 NTU e 59,2 NTU para os coagulantes cloreto férrico e Tanfloc SL, respectivamente. Além disto, o tratamento proporcionou baixo valor de cor aparente para o coagulante cloreto férrico (abaixo do limite de detecção) e próximo a 58 uC para o Tanfloc SL. Os valores de DBO apresentaram-se baixos, considerando que a água bruta já apresentava um valor baixo, visto as características naturais da água de rio. Da mesma forma, as concentrações de ferro e alumínio eram inicialmente baixas. Após o tratamento com o coagulante cloreto férrico, a concentração de ferro dissolvido na água foi elevada, inclusive a valores superiores ao limite estabelecido pelo CONAMA, de 0,30 mg/L (BRASIL, 2005). Em contrapartida, o coagulante Tanfloc SL manteve baixa concentração de metais dissolvidos na água, o que reforça a vantajosa aplicação de um coagulante orgânico, natural e biodegradável.

CAPÍTULO 5 : CONCLUSÕES

A turbidez da água do rio Gualaxo do Norte pode ser reduzida para valores inferiores a 100 NTU através da aplicação da Flotação por Ar Dissolvido (FAD). Em geral, os três reagentes avaliados promoveram condições adequadas para a coagulação, floculação e flotação, promovendo redução de turbidez. O cloreto férrico, reagente que apresentou maior potencial de coagulação para amostras mais turvas, proporcionou a redução de 1412 NTU (amostra A) para 47,3 NTU, de 419 NTU (amostra B) para 20,2 NTU, de 785 NTU (amostra C) para 17,2 NTU e de 3517 NTU (amostra D) para 57,6 NTU. Dentre os reagentes à base de tanino, o Tanfloc SL demonstrou-se o mais adequado. Ainda que o reagente natural tenha sido ineficiente na remoção de partículas para a amostra de maior turbidez (3517 NTU), para as amostras de menor turbidez o Tanfloc SL proporcionou valores de turbidez abaixo de 80 NTU.

Dentro do universo desta investigação, pode-se concluir que:

1. Nas mesmas condições fixas de gradiente médio de velocidade e tempo de floculação para as demais amostras, os valores de turbidez residual da Amostra D (3517 NTU), foram insatisfatórios, apresentando médias de turbidez distantes do permitido pela legislação quando tratava-se da velocidade de flotação mais elevada (em torno de 650 NTU). Portanto, para o caso específico da Amostra D, o tempo de floculação foi readequado para 2 minutos e as velocidades de flotação foram readequadas para 14 cm/min, 9,3 cm/min e 6,2 cm/min, promovendo um valor ótimo de turbidez residual de 48,8 cm/min com a aplicação de 7,5 mg/L de cloreto férrico, associada ao pH em torno de 6,8 a 7. Portanto, o tempo de floculação para as densas partículas de rejeito de minério de ferro (principalmente hematita, goethita e quartzo), necessita ser reduzido para que a sedimentação dos flocos ocorra de maneira diminuta durante o período de floculação. Para a avaliação mais segura dessa parcela e de dispositivos para sua remoção é recomendável a realização de ensaios com instalação piloto com escoamento contínuo que contenha dispositivos adequados para retenção, acumulação e descarte controlado dessa massa de partículas não flotáveis (resíduo sedimentável).
2. Em relação à concentração de ar dissolvido (taxa de reciclo), verificou-se que com o uso do coagulante cloreto férrico os percentuais requeridos são inferiores aos percentuais ótimos com a aplicação do Tanfloc SL, para todas as amostras estudadas. A FAD associada à dosagem ótima de cloreto férrico exigiu taxas de reciclo de 11% para a amostra A, 6% para as amostras B e C e 18% para a amostra D. Já para o processo

associado ao uso do Tanfloc SL requereu taxas de reciclo de 32% para amostra A, 6% para a amostra B, 18% para a amostra C e 25% para a amostra D. Ao adequar a relação ar/sólidos na FAD foi possível obter residuais de turbidez inferiores a 100 NTU.

3. Referente à avaliação de flocos flotáveis e sedimentáveis, verificou-se que em todos os ensaios com o flotatestes, mesmo após otimização das condições operacionais, foi sempre detectada uma parcela significativa de flocos não flotáveis, que sedimentavam no fundo das colunas do flotatestes. Para a Amostra B, de menor turbidez (419 NTU), o tratamento via FAD com o coagulante cloreto férrico resultou em 28,5% de material sedimentado no fundo das colunas de FAD, já o tratamento com o coagulante Tanfloc SL resultou em 22,5% de material sedimentado. Em geral, para todas as amostras estudadas, o coagulante Tanfloc SL permitiu maior flotabilidade dos flocos, enquanto o coagulante cloreto férrico levou a maiores percentuais de sedimentação destes.

Por fim, conclui-se que é essencial o pré-estabelecimento dos parâmetros operacionais de FAD, prevendo a variabilidade composicional da água, visto que os valores médios de turbidez, sólidos em suspensão total, ferro e alumínio dissolvidos, se analisados periodicamente, se encontram acima do limite legal e das médias históricas, devido ao revolvimento do rejeito sedimentado no leito do rio e nos bancos das margens. É importante ressaltar que o coagulante Tanfloc SL proporcionou elevada eficiência de remoção de turbidez, tanto quanto o coagulante cloreto férrico, porém, exigindo taxas de reciclo superiores. Portanto, a viabilidade do processo, com a aplicação de Tanfloc SL, quanto às condições operacionais (principalmente energéticas) deverá ser avaliada. Entretanto, como o projeto visa propor uma solução ecoeficiente ao dano ambiental causado pelo rompimento da barragem de rejeitos da Samarco, a possibilidade de utilizar um reagente natural, biodegradável e não tóxico, para tratar a água do Rio Gualaxo do Norte pode ser viabilizada.

Para a avaliação mais segura do desempenho dos reagentes e da FAD, é recomendável a realização do estudo em instalação piloto, em regime contínuo, a fim de se verificar se a sedimentação é um processo recorrente, bem como analisar a possibilidade de uma rota combinada do processo de sedimentação com o processo de flotação, visando promover a remoção das partículas minerais com elevada taxa e eficiência.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGARWAL, A.; NG, W. J.; LIU, Y. Principle and applications of microbubble and nanobubble technology for water treatment. **Chemosphere**, v. 84, n. 9, p.1175-1180, 2011.

AISSE, M. M. et. al. Avaliação do sistema reator ralf e flotação por ar dissolvido no tratamento de esgoto sanitário. In: CHEMICHARO, C. A. L.(Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. (Coletânea de artigos técnicos-ABES, v.2).

AL-ZOUBI, H. et al. A. Removal of heavy metals from wastewater by economical polymeric collectors using dissolved air flotation process. **Journal of Water Process Engineering**, v. 8, p. 19-27, 2015.

APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: American Public Health Association, 2012. 1360 p.

APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

AWWA. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**, 4th ed. New York: McGraw Hill, 1990. 1194 p.

AZEVEDO; A. et al. Raw water clarification by flotation with microbubbles and nanobubbles generated with a multiphase pump. **Water Science & Technology**, v. 10, p. 2342-2349, 2017.

AZEVEDO, A. C. **Estudos de flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) e sedimentação lamelar (SL) no tratamento de água bruta para abastecimento público (Canoas – RS)**. 2013. 163 f. Dissertação (mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2013.

BASSO, G. Um ano depois, a poluição no Rio Gualaxo do Norte. **VICE**, 2016. Disponível em <https://www.vice.com/pt_br/article/a-poluicao-no-rio-gualaxo-do-norte>. Acesso em: 08 mar. 2016.

BONGIOVANI, M. C. et al. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para obtenção de água potável. **Acta Scientiarum. Technology**, v.32, n. 2, p. 167-170, 2010.

BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da Moringa oleífera lam no tratamento simplificado de água para pequenas comunidades**. 2001. 92 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Resolução CONAMA nº 357. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58-63.

BRATBY J., MARAIS G. V. R. Saturator performance in dissolved-air (pressure) flotation. **Water Research**, v.9, p. 929-936, 1975.

BRATBY J.; MARAIS G. V. R. Dissolved air flotation. **Filtration and Separation**, v.11, n. 6, p. 614-624, 1974.

BRUNING, H.; KOOPAL, L. K. Remediation of fine fractions of dredged sediments by flotation. **Environmental Technology**, v. 23, n. 877, p. 877-887, 2002.

CAPANEMA, S. P. **Instrumentação e Controle em uma Estação De Tratamento De Água**. 2004. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

CLESCERI, L. S., GREENBERG, A. E., EATON, A. D. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20 ed. Oakland: American Public Health Association, 1998. 1220 p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **SABESP: Norma Técnica Interna NTS 013 - Sólidos, Método de Ensaio**. São Paulo, 1999.

COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: Apêndice A – Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**, 2007. 44 p. Relatório Técnico. São Paulo: CETESB, 2007. 44 p.

CORAL L. A. et al. **Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo humano**. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 2., 2009, São Paulo. **Proceedings...**São Paulo, UNIP, 2009. Disponível em: <www.advancesincleanerproduction.net/second/ptbr/site/home.htm>. Acesso em: 22 nov. 2017.

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. 118 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

DANIEL, L. A.; REALI, M. A. P.; SACCHI, G. D. **Relatório final: Realização de ensaios de laboratório tipo flotatestes visando estudo de tratabilidade por flotação por ar dissolvido de água de rio contaminada com particulados da mineração**. São Carlos: Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas, 2017. 75 p.

DERJAGUIN, B.V.; DUKHIN, S.S. Theory of flotation of small and medium size particles. **Bulletin of the Institute of Mining and Metallurgy**, n. 651, 1961.

DESMOND, F. et al. Integral Water Treatment Plant Design. From Particle Size to Plant Performance. In: KAVANAUGH, M. C. et al. **Particulates in Water - Advances in Chemistry**. Washington: American Chemical Society, 1980. p. 353- 388.

DI BERNARDO, L. et al. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: RIMA, p. 80-81, 2002.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos: RIMA, 2005. v. 1.

DIAZ, A. et al. A preliminar evaluation of turbidity removal by natural coagulants indigenous to Venezuela. **Process Biochemistry**. v. 35, p. 391-395, 1999.

ECKENFELDER JR, et al. **Industrial water quality**, 4 ed, New York: McGraw Hill, 2009, 956 p.

ECKENFELDER JR, W.W. **Industrial water pollution control**. 2nd ed. New York: McGraw Hill, 1989. 400 p.

EDZWALD, J. K. **Water quality & treatment : a handbook on drinking water**. 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 2011. v. 1.

EDZWALD, J. K. et al. Flocculation and air requirements for dissolved air flotation. **Journal of American Water Works Association**. v. 84, n. 3, p. 92-100, 1992.

EDZWALD, J. K.; HAARHOFF, J. **Dissolved Air Flotation for Water Clarification**, 1st edn, McGraw-Hill and American Water Works Association, Denver, Colorado, 2011.

EDZWALD, J. K. The Science and engineering of dissolved air flotation for drinking water treatment. In: The 5th international conference on flotation in water and wastewater systems. **Proceedings...** Seul: Flotation, 2007.

EDZWALD, J.K.; WALSH, J. P. **Dissolved Air Flotation: Laboratory and Pilot Plant Investigation**, Denver: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 1992.

ETCHEPARE, R. et al. Nanobubbles: their role in dissolved air flotation. In: The 7th International Conference on Flotation for Water and Wastewater Systems, 2016, Toulouse. **Proceedings...** Toulouse: Flotation, 2016.

ETTEL, G.A. Activated Sludge Thickening by Dissolved Air Flotation. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE. **Proceedings...** Purdue University, Lafayette, Indiana, 1964.

FAN, M. et al. Nanobubble generation and its application in froth flotation (part I): nanobubble generation and its effects on properties of microbubble and millimeter scale bubble solutions. **Mining Science and Technology (China)**, v.20, n.1, p.1-19, 2010.

FAUSTINO, L. M.; MATAI, P. H. L. S.; VILLANOVA, I. **Redução da turbidez do Rio Gualaxo do Norte por flotação por ar dissolvido**. São Paulo: Laboratório de Físico-Química de Interfaces e Fenômenos de Transporte, 2016. 38 p. Relatório parcial.

GERAQUE, E. et al. Rastro de lama. **Folha de São Paulo**, São Paulo, 22 nov. 2015. Disponível em: <<http://arte.folha.uol.com.br/cotidiano/2015/11/22/rastro-lama/>>. Acesso em: 03 mar. 2016.

GORGA, F. R., 2007. **Van der Walls Interaction**. Disponível em <http://webhost.bridgew.edu/fgorga/proteins/van_der_walls.htm>. Acesso em 11 nov. 2016.

HAN, M. Y. et al. Development and application of tailored bubble size generator for dissolved air flotation. **Journal of Korean Society of Water Science and Technology**, v. 15, n. 7, p. 13-23, 2007.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS. **Encarte especial sobre a qualidade das águas do Rio Doce após 2 anos do rompimento de barragem de Fundão – 2015/2017**. Belo Horizonte: IGAM, 2017. 35 p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 7027: Water quality – Determination of turbidity**. Geneva, 1999. 10 p.

JÜRGENSEN, D. et al. Avaliação do sistema reator ralf e flotação por ar dissolvido no tratamento de esgoto sanitário. **Revista Técnica da Sanepar**, Rio de Janeiro, p.49-58, 2002.

KARAGÜZEL, C. Selective separation of fine albite from feldspathic slime containing colored minerals (Fe-Min) by batch scale dissolved air flotation (DAF). **Minerals Engineering**, v. 23, pp. 17-24, 2010.

KAWAMURA, S. **Integrated design and operation of water treatment facilities**. 2 ed. New York: John Wiley e Sons, 2000.

LEME, F. P. **Teoria e técnicas de tratamento de água**. São Paulo: CETESB, 1979. 424 p.

LIBÂNIO, M. et al. Avaliação do emprego de sulfato de alumínio e do cloreto férrico na coagulação de águas naturais de turbidez média e cor elevada. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

LIMA VAZ, L. G., et al. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v. 35, n.4, pp. 45-54, 2010.

LOPES, M. A. **Avaliação de diferentes coagulantes para remoção de sólidos por flotação e sedimentação de água residuária de uma indústria metal-mecânica**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MAIA, K. A.; REALI, M. A. P.; PIOLTINE A. Evaluation of the effects of varying the water velocity at the entrance of the contact zone on the performance of a dissolved air flotation (DAF) unit using the image analysis method. **Water Science and Technology: Water Supply (Print)**, v.16, p. 802-809, 2016.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

NIQUETTE, P. et al. Impacts of substituting Aluminu based-coagulants in drinking water treatment. **Water Quality Research Journal of Canada**, v.39, n. 3, p. 303-310, 2004.

ODEGAARD, H. Chemical floc formation in wastewater treatment: an introduction. **Progress of Water Technology**, Suppl.1, p. 103-110, 1979.

OLIVEIRA, C.; RODRIGUES, R.T.; RUBIO, J. A new technique for characterizing aerated flocs in a flocculation-microbubble flotation system. **International Journal of Mineral Processing**. v. 96, p. 36-44, 2010.

PERRIN, J. **Brownian Movement and Molecular Reality**. London: Taylor and Francis, 1910.

PIANTÁ, C. A.V. **Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água**. 2008. 78 p. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Civil) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

PINI, R. A. **Caracterização da matéria orgânica de um ácido fosfórico industrial com vistas a sua remoção por flotação**. 2012. 119 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2012.

PIOLTINE, A. **Influência do tamanho de partículas floculadas na eficiência da clarificação de águas para abastecimento por flotação**. 2013. 120 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2013.

PIRES, J. M. M. et al. Potencial poluidor de resíduo sólido da Samarco Mineração: estudo de caso da barragem de Germano. **Revista Árvore**, v. 27, n. 3, p. 393-397, 2003.

PIVELI, R. P. **Qualidade da Água**. Apostila do Curso de Especialização em Engenharia em Saúde Pública e Ambiental da Fac. Saúde Pública – USP, 1996.

RALSTON, J. et al. Bubble particle attachment and detachment in flotation. **International Journal of Mineral Processing**, v. 56, p-133-164, 1999.

RALSTON, J. The influence of particle size and contact angle in flotation. In: LASKOWSKI, J. S.; RALSTON, J. **Colloidal chemistry in mineral processing**. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1992. 428 p.

REALI, M. A. P. **Concepção e Avaliação de um Sistema Compacto para Tratamento de Águas de Abastecimento Utilizando o Processo de Flotação por Ar Dissolvido e Filtração com Taxa Declinante**. 1991. 427 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1991.

REALI, M. A. P.; DOMBROSKI, S. A. G. Influência da floculação sobre a flotação por ar dissolvido. In: XXV Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental – 96, 1996, Cidade do México. **Anais...** Cidade do México: XXV Congresso da AIDIS/96, 1996.

REALI, M. A. P.; PATRIZZI, L. J. The influence of the contact zone configuration on the performance of a DAF pilot plant applied to water treatment. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 16, n. 186, p. 186-192, 2016.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: Tecnologia Atualizada**. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 1 ed., 1991.

RIJK, S.E.; VAN DEER GRAAF, J.H.J.M.; BLANKEM, J.G. Bubble size in flotation thickening. **Water Research**, v. 28, n. 2, p. 465-473, 1994.

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

RUBIO, J. et al. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals Engeneering**, v. 15, n. 1, p. 139-155, 2002a.

RUBIO, J. et al. Advances in flotation of minerals fines. In: XXII International Mineral Processing Congress, 2003, Cape-Town. Cape-Town: **Proceedings...** XXII International Mineral Processing Congress, 2003. pp. 1002-1014.

RUBIO, J. et al. Flotación como proceso de remoción de contaminantes : Avances y aplicaciones en la flotación por aire disuelto. **Jornal de Mineralogia**, v. 57, n. 243, p. 21–28, 2002b.

RUBIO, J.; CARISSSIMI, E. Flotation in Water and Wastewater Treatment and Reuse: Recent Trends in Brazil. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 30. n. 2, p. 193-207, 2007.

RUDOLFS, W.; BALMAT, J.L. Colloids in sewage – I. Separation of sewage colloids aid of the electron microscope. **Sewage and Industrial Wastes**, v.24, n.3, p.248-256, 1952.

SACCHI, G. D. **Flotação por ar dissolvido aplicado à separação de microalgas cultivadas em fotobiorreator, alimentado com vinhaça pré-tratada físico-quimicamente, com vistas à exploração de seu potencial bioenergético**. 2015. 305 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2015.

SANTOS FILHO, J. D.; RITA, E. S. S. **Gerenciamento do resíduo gerado na clarificação de água da RLAM**. 2002. 54 f. Monografia (Gerenciamento e Tecnologia Ambientais na Indústria) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2002.

SIVAMOHAN, R. The problem of recovering very fine particles in mineral processing - a review. **International Journal of Mineral Processing**. p. 247–288. 1990.

SIVAMOHAN, R.; FORSSBERG, E. Recovery of heavy minerals from slimes. **International Journal of Mineral Processing**. p. 297-314, 1985.

TANAC S.A. Tratamento de águas. Disponível em: <<http://www.tanac.com.br/pt-br/produtos/aguas>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

TEMESGEN, T. et al. Micro and nanobubble Technologies as a new horizon for water-treatment techniques: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 246, p.40-51, 2017.

TERESAKA, K. et al. Development of microbubble aerator for waste water treatment using aerobic activated sludge. **Chemical Engineering Science**, v.66, p.3172-3179, 2011.

VALENCIA, J. A. **Teoria, diseno y control de los procesos de clarificacion del agua**. Lima: Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), 1973. 558 p.

WU, Z. et al. Cleaning using nanobubbles: Defouling by electrochemical generation of bubbles. **J Colloid and Interface Science**, v.328, n.1, p.10–14, 2008.

XU, Q. et al. A comparative study of microbubble generation by mechanical agitation and sonication. **Innovative Food Science & Emerging Technology**, v.9, n.4, p.489-494, 2008.

ZABEL, T. The advantages of dissolved air flotation for water treatment. **Journal - AWWA**, v. 77, n. 5, p. 42-46, 1985.

ANEXOS

ANEXO A – Difração de raios-X

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo
Laboratório de Caracterização Tecnológica
Av. Prof. Mello Moraes, 2373 CEP 05508-030 São Paulo - SP www.lct.poli.usp.br
Tel: 11 3091-5151 e-mail: lct@lct.poli.usp.br

RESULTADO DE IDENTIFICAÇÃO DE FASES POR DIFRATOMETRIA DE RAIOS X**RELATÓRIO:** DRX 435-17**DATA:** 13/09/17**CLIENTE:** ASSOCIAÇÃO INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE - ITV**AMOSTRA:** 012511**IDENT. LCT:** 296-6827.EVA**1. MÉTODO**

O estudo foi efetuado através do método do pó, mediante o emprego de difratômetro de raios X, marca Bruker, modelo D8 Endeavor, com detector sensível a posição.

A identificação das fases cristalinas, abaixo discriminadas, foi obtida por comparação do difratograma da amostra com os bancos de dados PDF2 do ICDD - International Centre for Diffraction Data e ICSD - Inorganic Crystal Structure Database.

2. RESULTADOS

Os resultados obtidos estão listados na tabela abaixo:

ICDD	Nome do composto	Fórmula Química	Obs
81-0464	Goethita	FeO(OH)	
87-1164	Hematita	Fe ₂ O ₃	
89-8934	Quartzo	SiO ₂	
74-1784	Caulinita	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	pp

Nota: pp = possível presença.

O difratograma obtido (cor preta), onde são assinaladas as linhas de difração correspondente(s) à(s) fase(s) identificada(s) (cada fase em uma cor distinta) é apresentado anexo.

Profa. Dra. Carina Ulsen
Coordenadora do LCT

Dra. Maria Manuela Tassinari
Pesquisadora do LCT

M.Sc. Juliana Lívi Antoniassi
Pesquisadora do LCT

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo
Laboratório de Caracterização Tecnológica
Av. Prof. Mello Moraes, 2373 CEP 05508-030 São Paulo - SP www.lct.poli.usp.br
Tel: 11 3091-5151 e-mail: lct@lct.poli.usp.br

DIFRATOGRAMA DE RAIOS X

ANEXO B – Fluorescência de raios-X

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo
Laboratório de Caracterização Tecnológica
Av. Prof. Mello Moraes, 2373 CEP 05508-030 São Paulo - SP www.lct.poli.usp.br
Tel: 11 3091-5151 e-mail: lct@lct.poli.usp.br

RESULTADOS DE ANÁLISE QUÍMICA**RELATÓRIO:** FRX 558-17**REQ:** 0716-17**DATA:** 18/09/2017**CLIENTE:** ASSOCIAÇÃO INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE - ITV

1. MÉTODO: Os teores apresentados foram determinados em amostra fundida com tetraborato de lítio anidro, na calibração FER-2 (Minérios de ferro), relativa a análise quantitativa por comparação com materiais de referência certificados, em espectrômetro de fluorescência de raios X, marca Bruker, modelo S8 Tiger.

2. RESULTADOS:

Nº LCT	Amostra	Fe (%)	SiO ₂ (%)	Al ₂ O ₃ (%)
6829	012510	51,8	14,7	2,99

Profa. Dra. Carina Ulsen
Coordenadora do LCT

Prof. Dr. Henrique Kahn
Pesquisador do LCT

Saulo Colenci
Pesquisador do LCT
CRQ 04262337-4ªR

NOTA: Os resultados expostos acima referem-se apenas à(s) alíquota(s) enviada(s) ao LCT; a representatividade da(s) mesma(s) é de inteira responsabilidade do cliente.

Relatório FRX 558-17

Página 1 de 1

ANEXO C – Distribuição do tamanho de partículas

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo

Laboratório de Caracterização Tecnológica
Av. Prof. Mello Moraes, 2373 CEP 05508-030 São Paulo - SP www.lct.poli.usp.br
Tel: 11 3091-5151 e-mail: lct@lct.poli.usp.br

RESULTADOS DE DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHO DE PARTÍCULAS

Relatório: MAL 6830-17	POP:	Data da medida: terça-feira, 19 de setembro de 2017 14:01:15
Cliente: ASSOCIAÇÃO INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE - ITV - BAUXITA	Analista: Lucas	Data da análise: terça-feira, 19 de setembro de 2017 14:47:37
Amostra: 012512	Fonte de resultados: Edited	
Notas: Vel.Bomba:2500rpm Meio de dispersão:água deionizada Ultrassom:1min.		

Código I.R.: 1.729_0.0001	Amostrador: Hydro 2000MU (A)	Tipo de análise: General purpose	Sensitividade: Normal
I.R. da partícula: 1.729	Absorção: 0.0001	Faixa de tamanho: 0.020 to 2000.000 µm	Obscurecimento: 9.10 %
Dispersante: Water	I.R. do dispersante: 1.330	Resíduo: 0.529 %	Result Emulation: Off

Concentração: 0.0068 %Vol	Span : 3.254	Uniformidade: 1.11	Tipo de distribuição: Volume
Área superf. espec.: 1.02 m²/g	D[3,2]: 5.894 µm	D[4,3]: 14.268 µm	
d(0.1): 2.642 µm	d(0.5): 8.610 µm	d(0.9): 30.661 µm	

Size (µm)	Vol Under %	Size (µm)	Vol Under %	Size (µm)	Vol Under %	Size (µm)	Vol Under %	Size (µm)	Vol Under %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.19	7.096	41.52	50.238	95.15
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.56	7.962	46.54	56.368	96.03
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	1.11	8.934	51.63	63.246	96.83
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	1.87	10.024	56.71	70.963	97.55
0.032	0.00	0.224	0.00	1.589	2.84	11.247	61.66	79.621	98.19
0.036	0.00	0.252	0.00	1.783	4.03	12.619	66.39	89.337	98.75
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	5.45	14.159	70.81	100.237	99.20
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	7.14	15.887	74.86	112.468	99.55
0.050	0.00	0.356	0.00	2.518	9.10	17.825	78.49	126.191	99.81
0.056	0.00	0.399	0.00	2.825	11.35	20.000	81.68	141.589	99.94
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	13.93	22.440	84.44	158.866	100.00
0.071	0.00	0.502	0.00	3.557	16.84	25.179	86.79	178.250	100.00
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	20.11	28.251	88.78	200.000	100.00
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	23.74	31.698	90.46	224.404	100.00
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	27.73	35.566	91.88	251.785	100.00
0.112	0.00	0.796	0.00	5.637	32.05	39.905	93.11	282.508	100.00
0.126	0.00	0.893	0.00	6.325	36.67	44.774	94.19	316.979	100.00

Profa. Dra. Carina Ulsen
Coordenadora do LCT

Dra. Maria Manuela Tassinari
Pesquisadora do LCT

M.Sc. Guilherme Nery
Pesquisador do LCT

**ANEXO D – Espectrometria de emissão óptica com acoplamento indutivo de plasma (ICP) –
Amostra de água bruta**

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo
Laboratório de Caracterização Tecnológica
 Av. Prof. Mello Moraes, 2373 CEP 05508-030 São Paulo - SP www.lct.poli.usp.br
 Tel: 11 3091-5151 e-mail: lct@lct.poli.usp.br

RESULTADOS DE ANÁLISE QUÍMICA

RELATÓRIO: ICP 180-17

REQ: 173-17

DATA: 18/09/2017

CLIENTE: ASSOCIAÇÃO INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE

1. MÉTODO: Os teores apresentados foram determinados por análise quantitativa em amostra líquida e dosado em espectrômetro de emissão atômica (ICP-OES).

2. RESULTADOS:

Nº LCT	Amostra	Al (mg/l)	Fe (mg/l)
6828	012513	<0,10	0,20

Profa. Dra. Carina Ulsen
Coordenadora

Prof. Dr. Henrique Kahn
Pesquisador

Saulo Colenci
Pesquisador
CRQ 04262337-4ºR

NOTA: Os resultados expostos acima referem-se apenas à(s) alíquota(s) enviada(s) ao LCT; a representatividade da(s) mesma(s) é de inteira responsabilidade do cliente.

Relatório ICP 180-17

Página 1 de 1

**ANEXO D – Espectrometria de emissão óptica com acoplamento indutivo de plasma (ICP) –
Amostras de água tratada**

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo
Laboratório de Caracterização Tecnológica
 Av. Prof. Mello Moraes, 2373 CEP 05508-030 São Paulo - SP www.lct.poli.usp.br
 Tel: 11 3091-5151 e-mail: lct@lct.poli.usp.br

RESULTADOS DE ANÁLISE QUÍMICA

RELATÓRIO: ICP 186-17

REQ: 172-17

DATA: 09/10/2017

CLIENTE: ASSOCIAÇÃO INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE

1. MÉTODO: Os teores apresentados foram determinados por análise quantitativa em amostra líquida e dosado em espectrômetro de emissão atômica (ICP-OES).

2. RESULTADOS:

Nº LCT	Amostra	Al (mg/l)	Fe (mg/l)
7289	012518	<0,10	<0,10
7290	012519	<0,10	1,09

Profa. Dra. Carina Ulsen
Coordenadora

Prof. Dr. Henrique Kahn
Pesquisador

Saulo Colenci
Pesquisador
CRQ 04262337-4ªR

NOTA: Os resultados expostos acima referem-se apenas à(s) alíquota(s) enviada(s) ao LCT; a representatividade da(s) mesma(s) é de inteira responsabilidade do cliente.

Relatório ICP 186-17

Página 1 de 1

APÊNDICE

Apêndice A – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante cloreto férrico para a Amostra A

Cloreto férrico	Volume (mL)	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	NaOH	Coagulação	V1	V2	V3
5,0	0	6,9	53,6	75,5	125,0
7,5	0,54	6,8	32,2	39,9	79,7
10,0	1,1	6,8	24,6	28,1	39,8
12,5	2,8	6,9	29,6	48,3	149,0
15,0	2,4	6,5	569,0	650,0	688,0

Apêndice B – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante cloreto férrico para a Amostra B

Cloreto férrico	Volume (mL)	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	NaOH	Coagulação	V1	V2	V3
2,5	0	6,8	16,6	22,9	42,2
5,0	0	6,9	6,56	8,01	8,08
7,5	0,54	6,6	5,88	4,9	9,49
10,0	1,1	6,9	2,76	2,48	4,36

Apêndice C – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante cloreto férrico para a Amostra C

Cloreto férrico	Volume (mL)	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	NaOH	Coagulação	V1	V2	V3
2,5	0	7,0	27,30	32,50	60,60
5,0	0	6,9	8,56	8,43	17,30
7,5	0,54	6,8	9,36	10,90	20,40
10,0	1,1	6,9	5,68	6,59	9,14

Apêndice D – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante cloreto férrico para a Amostra D

Cloreto férrico	Volume (mL)	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	NaOH	Coagulação	V1	V2	V3
2,5	0	6,9	92,4	139,0	622,0
5,0	0	6,9	177,0	230,0	455,0
7,5	0,54	6,6	66,3	87,3	204,0
10,0	1,1	6,5	148,0	1075,0	1298,0

Apêndice E – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante Tanfloc SG para a Amostra A

Tanfloc SG	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	Coagulação	V1	V2	V3
1,0	7,0	178	225	318
2,0	6,8	222	229	230
3,0	6,7	144	153	193
5,0	6,5	263	296	352
7,0	6,2	418	594	752
10,0	5,8	641	759	874

Apêndice F – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante Tanfloc SL para a Amostra A

Tanfloc SL	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	Coagulação	V1	V2	V3
1,0	6,3	160	173	257
2,0	6,3	144	190	182
3,0	6,7	94,6	125	146
5,0	6,3	131	158	181
7,0	7,6	189	223	198
15,0	7,8	302	329	346

Apêndice G – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante Tanfloc SL para a Amostra B

Tanfloc SL	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	Coagulação	V1	V2	V3
1,0	6,3	84	86,4	136
2,0	6,3	58	52,7	96,4
3,0	6,7	99,4	97,4	108
4,0	6,3	187	186	192

Apêndice H – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante Tanfloc SL para a Amostra C

Tanfloc SL	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	Coagulação	V1	V2	V3
2,0	6,3	68,4	69,9	104
3,0	6,3	104	110	144
4,0	6,7	184	187	214
5,0	6,3	232	251	284

Apêndice I – Turbidez residual em função da dosagem do coagulante Tanfloc SL para a Amostra D

Tanfloc SL	pH	Turbidez residual (NTU)		
Dosagem (mg/L)	Coagulação	V1	V2	V3
2,0	6,3	358	475	656
3,0	6,3	235	311	394
4,0	6,7	224	279	357
5,0	6,3	277	310	400