



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Programa de Mestrado em Química

Instituto de Química

**Laboratório de Armazenamento de Energia e Tratamento de
Efluente – LAETE**

José Pedro Thompson Junior

**INVESTIGAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAVANDERIA
INDUSTRIAL UTILIZANDO COAGULANTE DE FONTE
RENOVÁVEL: TANINO.**

UBERLÂNDIA – MG

2013

José Pedro Thompson Junior

**INVESTIGAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAVANDERIA
INDUSTRIAL UTILIZANDO COAGULANTE DE FONTE
RENOVÁVEL TANINO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química, do Instituto de Química da Universidade Federal de Uberlândia, como requisito à obtenção do título de mestre em Química.

Orientador: Fábio Augusto do Amaral

Co-Orientadora: Sheila Cristina Canobre

UBERLÂNDIA – MG

2013



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA



Ata da defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO junto ao Programa de Pós-Graduação em Química, do Instituto de Química da Universidade Federal de Uberlândia
DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO, NÚMERO 161/COPGQ.

DATA: 22/02/2013

DISCENTE: José Pedro Thompson Júnior

MATRÍCULA: 11112QMI007

TÍTULO DO TRABALHO: Investigação da flotação por ar dissolvido no tratamento de efluente de lavanderia industrial utilizando coagulante de fonte renovável tanino.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Química

LINHA DE PESQUISA: Química Ambiental

PROJETO DE PESQUISA DE VINCULAÇÃO: Tratamento de efluente gerado em lavanderia industrial por flotação por ar dissolvido e de obtenção de nanocompósitos adsorventes de contaminantes de efluentes industriais.

Às nove horas do dia vinte e dois de fevereiro do ano dois mil e treze, na Sala 316 do Bloco 5R-A do Campus Santa Mônica, reuniu-se a Banca Examinadora composta pelos Professores Doutores José Renato Baptista Lima, da Universidade de São Paulo, Daniel Pasquini, do Instituto de Química da UFU e Fábio Augusto do Amaral, professor(a) orientador(a) e presidente da mesa. Iniciando os trabalhos, o(a) presidente da mesa apresentou o(a) candidato(a) e a Banca Examinadora, agradeceu a presença do público e discorreu sobre as normas e critérios para a realização desta sessão, baseadas na Norma Interna nº 01/2010/COPGQ. Em seguida, o(a) presidente da mesa concedeu a palavra ao(a) candidato(a) para a exposição do seu trabalho e, em sequência, aos examinadores, em ordem sucessiva, para arguir o(a) apresentador(a). A duração da apresentação e o tempo de arguição e resposta deram-se conforme as normas do Programa. Ultimada a arguição, desenvolvida dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu os conceitos finais e Aprovou o(a) candidato(a). Por sugestão da Banca Examinadora, o título do trabalho será INVESTIGAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAVANDERIA INDUSTRIAL UTILIZANDO COAGULANTE DE FONTE RENOVÁVEL: TANINO.

Esta defesa de Dissertação de Mestrado Acadêmico é parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre. O competente diploma será expedido após cumprimento do estabelecido nas normas do Programa, legislação e regulamentação internas da UFU. As correções observadas pelos examinadores deverão ser realizadas no prazo máximo de 30 dias. Nada mais havendo a tratar, deu-se por encerrada a sessão às 10 horas e 30 minutos e lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pela Banca Examinadora.


Prof. Dr. José Renato Baptista Lima – USP


Prof. Dr. Daniel Pasquini – IQUFU


Orientador(a): Prof. Dr. Fábio Augusto do Amaral – IQUFU

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela constante presença na minha vida;

Aos meus Pais e meu irmão, meu profundo reconhecimento ao estímulo sempre demonstrado com carinho;

À Juliana pelo Amor, Paciência, Incentivo e Compreensão;

Ao Amigo e Professor Dr. Fábio Augusto do Amaral, pela confiança e excelente orientação;

A Universidade Federal de Uberlândia, pela infra-estrutura oferecida e disponibilidade de recursos;

A FAPEMIG pelos apoios financeiros aos processos PCE00086-12, APQ2279 e EXA018;

À Rede Mineira de Química (RQ-MG) pelo auxílio financeiro;

À empresa AlSCO Toalheiros do Brasil pelo fornecimento das amostras de efluente;

À empresa TANAC pelo fornecimento de amostras de reagentes (Taninos);

À professora Dra. Sheila C. Canobre pelo apoio e incentivo;

Ao amigo Diego Hernandes, pelo incentivo, companheirismo e colaboração deste mestrado;

Aos alunos de iniciação científica do LAETE (Laboratório de Armazenamento de Energia e Tratamento de Efluentes), Mariana Zóia, Marcela Caixeta, Raphael Gomes, Mariani Resende, Ariane Sbrice, Vilson e Pedro, pela dedicação na realização da parte experimental deste trabalho;

Ao Laboratório da FECiv da UFU em especial, à colega Aline;
Gostaria de agradecer às pessoas e instituições que, na forma de orientação, auxílio e estímulo foram fundamentais para a realização desta dissertação;

Ao amigo Deivid Marques, obrigado pela força;

Enfim, a todos que de alguma forma colaboraram durante a realização desta dissertação.

“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito”

Chico Xavier

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	18
1.1 Legislação Ambiental para o Lançamento de Efluentes.....	19
1.2 Efluentes Industriais.....	19
1.3 Efluentes das lavanderias Industriais.....	21
1.4 Tratamento de Efluentes Industriais.....	24
1.4.1 Pré Tratamento.....	24
1.4.2 Tratamento Primário.....	24
1.4.3 Tratamento Secundário.....	24
1.4.4 Tratamento Terciário.....	25
1.5 Taninos utilizados como coagulantes.....	25
1.6 Decantação.....	27
1.7 Flotação.....	28
1.8 Tipos de Processos de Flotação.....	28
1.8.1 Flotação por Ar Dissolvido - FAD (D_B 20 – 100 μm).....	28
1.8.2 Eletro-Flotação (D_B 10 – 40 μm).....	29
1.8.3 Ar Induzido (D_B 50 – 1500 μm).....	29
1.8.4 Condicionamento em Alta Intensidade - CAI (D_B 10 – 100 μm).....	29
1.8.5 Aspersão ou <i>Nozzle</i> (D_B 400 – 800 μm).....	29
1.8.6 Microcel (D_B 100 – 800 μm).....	29
1.8.7 Gás Aphrons (D_B 10 – 1000 μm).....	29
1.8.8 Jameson ou Á Jato (D_B 100 – 800 μm).....	30
1.8.9 <i>Air Sparged Hydrocyclone</i> (ASH) e <i>Bubble Accelerated Flotation</i> (BAF) (D_B 50 – 1000 μm).....	30
1.8.10 Flotação em Coluna (D_B 50 – 1000 μm).....	30
1.9 Flotação Aplicada em Tratamento de Efluentes Líquidos.....	31
1.10 Processo de Flotação por Ar Dissolvido.....	33
1.11 Fundamentos do Processo de Flotação.....	35
1.11.1 Probabilidade de Flotação - P_f	35
1.11.2 Probabilidade de Colisão – P_c	36
1.11.3 Probabilidade de Adesão – P_a	36
1.11.4 Probabilidade de Permanência (P_p) ou Resistência na Levitação.....	38

1.11.5 Probabilidade de Remoção (P_r) ou Coleta.....	38
1.11.6 Mecanismo partículas/ microbolhas.....	38
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	40
2.1 Flotação por ar dissolvido (FAD).....	40
3. OBJETIVOS.....	45
3.1 Objetivo Principal.....	45
3.2 Objetivos Específicos.....	45
4. METODOLOGIA EXPERIMENTAL.....	46
4.1 Coleta e Preparação de Amostras.....	46
4.2 Determinação do pH das amostras de efluentes.....	46
4.3 Determinação da Turbidez das amostras de efluentes.....	47
4.4 Ensaios de Jarro (<i>Jar Test</i>).....	47
4.4.1 Determinação do pH ótimo de Coagulação.....	49
4.4.2 Determinação da Dosagem ótima de Coagulante.....	49
4.4.3 Investigação do Emprego de Coagulante á base de Tanino na Etapa de Coagulação.....	49
4.4.4 Determinação da Dosagem ótima de Alcalinizante.....	50
4.4.5 Investigação da natureza dos Polieletrólitos na Etapa de Floculação.....	50
4.5 Investigação dos Tipos de Misturadores e Intensidade de Mistura.....	51
4.6 Ensaios de Flotação por Ar Dissolvido.....	52
4.6.1 Construção dos Jarros adaptados para Ensaios de Flotação.....	52
4.6.2 Construção da Câmara de Pressurização.....	55
4.6.3 Método para Saturação da Água com Ar Via Câmara de Pressurização...	57
4.7 Investigação da influência do agente surfactante na água de saturação e variação da pressão da câmara de saturação na produção de micro bolhas.....	57
4.8 Método otimizado para ensaios de coagulação, floculação e flotação utilizando o efluente de lavanderia industrial.....	58
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	60
5.1 Amostragem e Preparação das Amostras.....	61
5.2 Remoção de Óleos e Graxas via Acidulação.....	61
5.3 Ensaios de Jarro (<i>Jar Test</i>).....	62
5.3.1 Investigação do Emprego de Coagulante à base de Tanino Catiônico comparado ao Sulfato de Alumínio.....	62
5.3.1.1 Determinação do pH ótimo de Coagulação.....	63

5.3.1.2 Determinação da Dosagem ótima de Coagulante.....	65
5.3.1.3 Conclusões Parciais.....	68
5.3.2 Determinação da Dosagem ótima de Alcalinizante.....	69
5.3.2.1 Conclusões Parciais.....	75
5.3.3 Determinação dos Polieletrólitos da Etapa de Floculação.....	76
5.3.3.1 Conclusões Parciais	78
5.4 Investigação da Intensidade de Mistura e Tipos de Agitadores.....	78
5.4.1 Intensidade da Mistura.....	79
5.4.2 Tipos de Agitadores.....	83
5.4.3 Conclusões Parciais.....	88
5.5 Flotação Por Ar Dissolvido.....	89
5.5.1 Investigação das Condições de Produção de Água Saturada.....	90
5.6 Comparação da Flotação por Ar Dissolvido com o processo de decantação.....	97
6. CONCLUSÕES.....	103
7. AGRADECIMENTOS.....	105
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106
9. APÊNDICES.....	114
9.1 Laudo de Caracterização Analítica do Efluente Bruto da Lavanderia Alsco Toalheiros do Brasil – Unidade Arujá – SP.....	115

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Ilustrações das máquinas de lavagens utilizadas nos processos industriais.

Figura 2: Representação esquemática da estrutura básica dos taninos em solução e possíveis interações moleculares indicadas por P.

Figura 3: Representação esquemática de a) Captura de uma partícula sólida por uma bolha de ar ascendente na flotação, juntamente com o filme líquido formado entre as mesmas durante as mesmas (colisão + adesão) e, b) Fenômeno de “captura” (colisão + adesão) de partículas de diâmetro d_p por bolhas de diâmetro d_b dentro de um raio crítico r_c .

Figura 4: Fluxograma das etapas investigadas nos ensaios de jarro (*Jar Test*) para determinação da metodologia de tratamento.

Figura 5: Ilustração dos modelos de agitadores investigados em diferentes intensidades. a) palheta padrão, b) palheta inclinada, c) palheta do tipo âncora, d) impulsionador de parafuso (d) e e) hélice.

Figura 6: Vistas superiores dos jarros com canaleta principal de injeção de água saturada (a) e conector tipo engate rápido (b).

Figura 7: Esquema adaptado (a) para construção da placa de distribuição de água saturada com ar para os ensaios de flotação e ilustração da placa depois de confeccionada (b).

Figura 8: Ilustrações dos jarros adaptados após colocação da placa de distribuição de água saturada com ar (a) e depois de concluída sua instalação (b).

Figura 9: Ilustração dos componentes da câmara de pressurização.

Figura 10: Conjunto câmara de pressurização e *jar test* com jarros adaptados para ensaios de flotação.

Figura 11: Fluxograma das etapas investigadas para o emprego da flotação por ar dissolvido (FAD).

Figura 12: Fluxograma da metodologia desenvolvida para o tratamento de efluente de lavanderia industrial visando a investigação do método de separação sólido-líquido via flotação por ar dissolvido.

Figura 13: Ilustrações: a) da amostra do efluente bruto coletada do tanque de recebimento de águas residuárias dos processos de lavagens e b) do Jarro com amostra de efluente após a etapa de acidulação com ácido sulfúrico.

Figura 14: Variação do índice de turbidez em função de a) pH e b) dosagem de coagulante; Condições de misturas: Alcalinização com Hidróxido de Cálcio ($Gm= 120\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$), Coagulação ($Gm= 50\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10\text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min; Turbidez inicial: 1101 NTU.

Figura 15: Variação da dosagem de coagulante em função de a) Índice de Turbidez e b) eficiência de remoção do índice de turbidez.

Figura 16: Índice de turbidez em função da variação de dosagem de diferentes alcalinizantes. Condições de misturas: Alcalinização ($Gm= 120\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$), Coagulação ($Gm= 50\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10\text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min; Turbidez inicial: 1101 NTU.

Figura 17: Resultados de volume de lodo sedimentável após 30 minutos obtidos nos ensaios para determinação das dosagens dos alcalinizantes Hidróxido de Sódio, Hidróxido de Cálcio e Aluminato de Sódio; Condições de misturas: Alcalinização ($Gm= 120\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$), Coagulação com Sulfato de Alumínio ($Gm= 50\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10\text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min.

Figura 18: Ilustrações dos ensaios de coagulação e floculação com emprego de alcalinizantes diferentes a) NaOH, b) NaAlO_2 e c) Ca(OH)_2 .

Figura 19: Valores de Índices de turbidez (NTU), do efluente tratado, avaliados para os coagulantes, a) Sulfato de alumínio e b) tanfloc SL, com polieletrólito aniônico, em função da variação dos gradientes de mistura e tempos de misturas.

Figura 20: Fotos do efluente proveniente da lavanderia industrial em diferentes intensidades de agitações aplicadas no tratamento físico-químico utilizando sulfato de alumínio e polieletrólito aniônico.

Figura 21: Agitador padrão (a), palheta inclinada (b), palheta do tipo âncora (c), impulsor de parafuso (d) e hélice (e).

Figura 22: Valores de índice de turbidez do efluente tratado para cinco tipos de agitadores utilizando o sulfato de alumínio como agente coagulante e o polieletrólito aniônico como agente floculante.

Figura 23: Valores de índice de turbidez do efluente tratado para cinco tipos de agitadores utilizando o Tanino como agente coagulante e o polieletrólito catiônico como agente floculante.

Figura 24: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores padrão (a), hélice (e) e palheta inclinada (b).

Figura 25: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores palheta do tipo âncora (c) e impulsionador de parafuso (d).

Figura 26: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores hélice (e), impulsionador de parafuso (d) e o agitador padrão (a).

Figura 27: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores palheta do tipo âncora (c) e palheta inclinada (b).

Figura 28: Fluxograma simplificado das duas fases distintas deste estudo.

Figura 29: Resultados de volume de lodo anotado após ensaio de Flotação por Ar Dissolvido com injeção de água saturada produzida com diferentes pressões de saturação. Condições Otimizadas do tratamento: Alcalinização com 150 ppm de Hidróxido de Cálcio ($Gm= 120 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$), Coagulação com 400 ppm de Sulfato de Alumínio ($Gm= 50 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10 \text{ min}$).

Figura 30: Ilustrações dos processos de separação sólido-líquido via Flotação por Ar Dissolvido com injeção de água saturada produzida com diferentes pressões de saturação, sendo: a) $2,5 \text{ Kgf/cm}^2$, b) $4,0 \text{ Kgf/cm}^2$ e c) $5,0 \text{ Kgf/cm}^2$.

Figura 31: Resultados de volume de lodo anotado após ensaio de Flotação por Ar Dissolvido com injeção de água saturada produzida com diferentes pressões de saturação e diferentes concentrações de SDS.

Figura 32: Redução do volume de lodo em função da pressão de saturação para diferentes concentrações de surfactante.

Figura 33: Variação do Índice de Turbidez (média) em função da pressão de saturação para diferentes concentrações de surfactante.

Figura 34: Ilustrações dos ensaios de coagulação e floculação em condições otimizadas, com emprego de coagulantes diferentes, sendo: a) Sulfato de Alumínio e b) Tanfloc SL.

Figura 35: Variação de a) índice de turbidez e b) volume de lodo; em função da dosagem de coagulante, para os ensaios de decantação, representado como resíduo sedimentável (RS), e FAD.

Figura 36: Ilustrações dos processos de separação sólido-líquido dos ensaios com emprego de coagulantes diferentes, sendo: a) Sulfato de Alumínio (Sedimentação), b) Sulfato de Alumínio (Flotação por Ar Dissolvido, c) Tanfloc SL (Sedimentação e d) Tanfloc SL (Flotação por Ar Dissolvido).

Figura 37: Variação do volume de lodo em função do tempo de separação por diferentes métodos.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Consumo médio de água em diversos tipos segmentos industriais

Tabela 2: Composição Típica de Efluentes Gerados em Lavanderias Industriais

Tabela 3: Diferenças entre Flotação no processamento mineral e no tratamento de Efluentes

Tabela 4: Aplicações da técnica de flotação como processo unitário ou de pré-tratamento associado a outros métodos

Tabela 5: Valores típicos o gradiente (G) e tempo de mistura de cada etapa do tratamento de efluentes

Tabela 6: Cronograma de coletas de amostras dos efluentes brutos das lavanderias AlSCO Toalheiros do Brasil Ltda

Tabela 7: Resultados dos testes realizados no tratamento de efluente bruto de lavanderia industrial com 1101 NTU de turbidez inicial, na etapa de floculação com adição de polieletrólitos com diferentes caracteres iônicos. Condições de misturas: Alcalinização com Hidróxido de Cálcio ($Gm=120\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$), Coagulação ($Gm= 50\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$) e Floculação ($Gf= 20\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10\text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min.

Tabela 8: Resultados obtidos nos ensaios para determinação da intensidade de mistura rápida na etapa de coagulação (Sulfato de Alumínio= 400 ppm e Tanfloc SL= 770 ppm). Condições do ensaio: Alcalinização($Gm= 500\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 60\text{ s}$) e Floculação com 1,5 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10\text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min.

Tabela 9: Variação dos gradientes de velocidades de agitação nas etapas de coagulação e floculação, utilizando sulfato de alumínio e polieletrólito aniônico.

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

EPI	Equipamento de Proteção Individual
FAD	Flotação por Ar Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
NBR	Norma Brasileira
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
PAC	Policloreto de Alumínio
AMD	Drenagem Ácida de Minérios
D_B	Diâmetro da Bolha
D_P	Diâmetro da Partícula
r_c	Raio crítico
RS	Resíduos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SDS	Dodecil Sulfato de Sódio
P_f	Probabilidade de flotação
P_c	Probabilidade de colisão
P_a	Probabilidade de adesão
P_p	Probabilidade de permanência
P_r	Probabilidade de remoção
F_c	Força de cisalhamento
CAI	Condicionamento em Alta Intensidade
ASH	Air Sparged Hydrocyclone
BAF	Bubble Accelerated Flotation
G	Gradiente de Mistura
Gm_r	Gradiente de mistura rápida
G_f	Gradiente de floculação
T_m	Tempo de mistura
t_r	Tempo de ruptura
t_i	Tempo de indução
t_d	Tempo de deslocamento

RESUMO

Os efluentes de lavanderias industriais, de maneira geral, contêm sujeiras removidas das roupas, uniformes e EPIs e substâncias adicionadas nos processos de lavagens, que normalmente são tratados por processos físico-químicos de coagulação/floculação e sedimentação. Neste trabalho foram realizados ensaios de bancada objetivando a determinação de uma metodologia otimizada para formação de flocos nas etapas de coagulação/floculação com formatos e densidades propícios para separação do lodo por flotação por ar dissolvido para um efluente proveniente de uma lavanderia industrial. Os ensaios foram realizados em aparelho "*jartest*" com jarros adaptados para a injeção de água saturada, utilizando o tanino como agente coagulante e polieletrólito aniônico como agente floculante. Esta metodologia buscou também aperfeiçoar a etapa de separação sólido-líquido com o emprego da flotação por ar dissolvido, alternativa esta, não muito comum para esta característica de efluente (elevada concentração de sólidos). Os melhores resultados de remoção de turbidez foram obtidos com 400 ppm de sulfato de alumínio e 770 ppm de Tanfloc SL, sendo 1,5 e 2,9 NTU ou eficiência de remoção de 99,9 e 99,7%, respectivamente. Neste trabalho também foram investigadas as condições de produção de água saturada com ar, variando as pressões de saturação em 2,5, 4,0 e 5,0 Kgf/cm² e variando-se a concentração de surfactante Dodecil Sulfato de Sódio na água saturada com ar em 0, 10 e 20 ppm. Os parâmetros de controle foram: volume de lodo formado, índices de turbidez do efluente tratado e tempo de separação sólido-líquido. Os resultados apresentados nos ensaios com água saturada com as pressões ajustadas em 4,0 Kgf/cm² e 5,0 Kgf/cm² foram melhores em todos os parâmetros observados nesta etapa, sendo, a capacidade no transporte do lodo para a superfície do jarro, a estabilidade e o volume de lodo (assentamento ou compactação). Quanto a produção de água saturada, os menores índices de turbidez e volume de lodo formado foram obtidos quando adicionado 10 e 20 ppm de surfactante Dodecil Sulfato de Sódio na água saturada, pressão ajustada em 2,5 Kgf/cm² e aplicada em proporção de 17,5% (água saturada/efluente). Observou-se também que, no processo de separação sólido/líquido via flotação por ar dissolvido foram obtidas remoções de turbidez na ordem de 99,8% e 99,7% para os coagulantes sulfato de alumínio (inorgânico) e tanino catiônico (orgânico biodegradável), respectivamente. Quanto ao tempo de separação, a FAD

apresentou menores tempos de separação para ambos os coagulantes comparada à decantação convencional.

PALAVRAS-CHAVE: Flotação por ar dissolvido, Tratamento de efluente de lavanderias industriais, Coagulante orgânico, Tanino catiônico.

ABSTRACT

This work investigated the technique of flotation by dissolved air for effluent treatment generated by Industrial Laundries. Effluents from industrial laundries, as a whole, contain dirt removed from clothes, outfits and IPE's, and substances added in the washing processes, which are normally treated in the coagulation/flocculation and sedimentation physical-chemical processes. In this work, bench tests were made aimed at finding an optimized methodology for the formation of flakes in the coagulation/flocculation phases with formats and densities suitable for the separation of sludge by flotation by dissolved air into an effluent from an industrial laundry. The tests were made in a "*jar test*" equipment with jars adapted for injection of saturated water, using tannins as coagulating agent and anionic polyelectrolyte as flocculating agent. This methodology also searched to improve the solid-liquid separation phase by using flotation by dissolved air, a not very common alternative for this type of effluent (high concentration of solids). The best results of turbidity removal were obtained with 400 ppm of Aluminum Sulphate and 770 ppm of Tanfloc SL, with 1.5 and 2.9 NTU, or removal efficiency of 99.9% and 99.7%, respectively. This work investigated the production conditions of air saturated water, by varying the saturation pressures at 2.5, 4.0, and 5.0 Kg/cm², by varying the surfactant concentration Sodium Dodecyl Sulphate in air saturated water at 0, 10, 20 ppm. The control parameters were: volume of formed sludge, turbidity indexes of the treated effluent and solid-liquid separation time. The results shown in the tests with saturated water with pressures adjusted at 4.0 Kg/cm² and 5.0 Kg/cm² were the best ones on all parameters seen in this phase, with the transportation capacity of the sludge to the jar surface, the stability, and sludge volume (settling or compaction). As regards the saturated water production, the lowest turbidity indexes and formed sludge volume were obtained when 10 ppm and 20 ppm of surfactant Sodium Dodecyl Sulphate were added in the saturated water, pressure set at 2.5 Kg/cm² and applied at the proportion of 17.5% (saturated water/effluent). It was also observed that in the solid/liquid separation phase via flotation by dissolved water turbidity removals were obtained at the range of 99.8% and 99.7% for the coagulants, Aluminum Sulphate (inorganic) and cationic tannin (biodegradable organic), respectively. As regards the separation time, the FDA presented lower separation times for both coagulants, as compared with conventional decantation.

KEYWORDS: Dissolved air flotation, Treatment of effluent, industrial laundries, Coagulant organic, Cationic tannin.

1. INTRODUÇÃO

A escassez da água é uma questão cada vez mais preocupante em todo mundo. O esgotamento dos recursos hídricos tornou-se realidade em algumas regiões do planeta, de modo que muitos países já sofrem extremamente com este problema. Estima-se que 18% da população mundial não tenham água disponível para suprir suas necessidades e em 2050 as estimativas são ainda mais catastróficas: caso a situação atual não se altere, três quartos dos habitantes da Terra não terão acesso a este recurso essencial à vida (VAZ e LIMA, 2009).

Claro que existe muita água no planeta, mas cerca de 97,5% dessa água é salgada e está nos oceanos, 2,5% é doce sendo que deles, 2% estão nas geleiras, e apenas 0,5% está disponível nos corpos d'água da superfície, isto é, rios e lagos, sendo que a maior parte, ou seja, 95% está no subsolo, que é, portanto, a grande "caixa d'água" de água doce da natureza.

Mas se compararmos como essa água doce se distribui no Globo, e como a respectiva população está distribuída, vamos verificar que ela está "mal distribuída": há partes da Terra realmente com falta crônica deste precioso líquido. O Brasil está muito bem neste aspecto, pois tem cerca de 12% de toda água doce existente na Terra, mas diríamos que sob o ponto de vista de utilização humana, a mesma está "mal distribuída" e para ser mais valorizada, precisa ser tratada como bem econômico essencial à vida, à saúde, à economia, na indústria, na agricultura e por todos os setores da sociedade. (VAZ e LIMA, 2009).

Indispensável também na produção de energia nas centrais nucleares, nas centrais de energia fóssil, nos sistemas hidrelétricos, a água é um elemento chave em quase todos os segmentos industriais que, muitas vezes, são providos de processos que "contribuem" alterando suas propriedades físicas, químicas e biológicas, inserindo diversos tipos de contaminantes na água utilizada, descartando estes, agora efluentes, sem a preocupação dos possíveis impactos ao meio ambiente.

1.1 Legislação Ambiental para o Lançamento de Efluentes

Regida por uma série de leis, decretos e portarias, a Legislação Ambiental Brasileira impõe limites para o lançamento de efluentes em corpos de água e, de acordo com Sperling (1998) é inquestionavelmente um essencial instrumento norteador das estratégias de controle da poluição, tanto por parte do poluidor, quanto dos órgãos ambientais.

A Legislação Federal, Resolução nº 357, de 17/03/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluente, e dá outras providências. Giordano (2004) cita que, mesmo para os efluentes industriais, a legislação ambiental pode ser considerada como “muito complexa”, pois, um tipo específico de efluente industrial poderá ser enquadrado em diferentes padrões para o seu lançamento, de acordo com a legislação do seu estado brasileiro.

1.2 Efluentes Industriais

A Norma Brasileira NBR 9800 (1987) estabelece que efluente líquido industrial é o despejo líquido proveniente do estabelecimento industrial, compreendendo emanções de processo industrial, águas de refrigeração poluídas, águas pluviais poluídas e esgoto sanitário.

A utilização de água pela indústria pode ocorrer de diversas formas, tais como: incorporação ao produto, lavagens de máquinas, tubulações e pisos, águas de sistemas de resfriamento e geradores de vapor, águas utilizadas diretamente nas etapas dos processos ou incorporadas aos produtos, esgotos sanitários dos funcionários. Exceto pelos volumes de águas incorporados aos produtos e pelas perdas por evaporação, as águas tornam-se contaminadas por resíduos do processo industrial ou pelas perdas de energia térmica, originando assim os efluentes líquidos (GIORDANO, 2004).

Quanto ao reaproveitamento das águas residuárias, Braile e Cavalcanti (1993) afirmam que, geralmente as características originais de um efluente bruto podem impossibilitar o aproveitamento em termos técnicos e/ou econômicos na

própria fonte geradora destinando-se, portanto direta ou indiretamente, a um corpo receptor.

“Os efluentes brutos industriais são extremamente variáveis, quer em composição e concentração, quer em quantidade e dependem da diversidade dos produtos fabricados, natureza e porte da indústria, do grau de modernidade de seus processos produtivos, tipos de matérias primas empregadas e do nível de automação destes processos”

A exemplo disso, Giordano (2004) cita também que os efluentes líquidos ao serem despejados com os seus poluentes característicos, causam a alteração de qualidade nos corpos receptores e, conseqüentemente, a sua poluição (degradação).

Após a utilização das águas pelas indústrias, os diversos resíduos são incorporados alterando-lhes as suas características físicas, químicas e sensoriais. Para a avaliação da carga poluidora dos efluentes industriais, são necessárias as medições de vazão *in loco* e a coleta de amostras para análise de diversos parâmetros sanitários que representam a carga orgânica e a carga tóxica dos efluentes. A Tabela 1 apresenta um resumo do consumo médio de água por tonelada de material produzido ou processado em alguns tipos de segmentos industriais.

Tabela 1: Consumo médio de água em diversos tipos segmentos industriais

Tipo de Indústria	Consumo
Laminação de Aço	85 m ³ por t. de aço
Refinação de Petróleo	290 m ³ por barril refinado
Indústria Têxtil	1.000 m ³ por t. de tecido
Couros (curtumes)	55 m ³ por t. de couro
Papel	250 m ³ por t. de papel
Usinas de Açúcar	75 m ³ por t. de açúcar
Fábrica de Conservas	20 m ³ por t. de conserva
Cervejaria	20 m ³ por m ³ de cerveja
Lavanderias Industriais	10 m ³ por t. de roupa lavada
Matadouros	3 m ³ por animal abatido

Fonte: SINDILAV,(2011)

1.2 Lavanderias industriais

Os métodos comumente aplicados para lavagem comercial de uniformes, roupas, tecidos e EPIs, são conhecidos como “método de várias águas de sabão”. Como ilustrado na Figura 1, as máquinas empregadas são geralmente de formato cilíndrico e montadas horizontalmente. Os componentes a serem lavados são colocados dentro do cilindro com água, detergente e outras substâncias de lavagem. A rotação do equipamento produz a agitação necessária para liberar ou dissolver a sujeira (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Figura 1: Ilustrações das máquinas de lavagens utilizadas nos processos industriais.



1.3 Efluentes das lavanderias Industriais

As lavanderias industriais são empresas que geralmente prestam serviços a hotéis, fábricas, hospitais e até mesmo domicílios, terceirizando a lavagem de roupas e uniformes realizando várias operações, tais como: amaciamentos, desbotamentos, lavagens, estonagens e desengomagens.

A Associação Nacional das Empresas de Lavanderia (ANEL, 2011) aponta que nos últimos anos, este segmento atingiu um crescimento econômico de até 5% ao ano. Segundo Menezes (2005), este quadro pode ser explicado pela maior procura pelas terceirizações de lavagens de outros segmentos de indústrias tais como: têxteis, hospitais, hotéis, indústria metal-mecânica, além de domicílios que preferem que a lavagem de seus uniformes e roupas sejam feitas por uma equipe especializada.

Mesmo diante do cenário positivo, a ANEL projeta para os próximos anos um crescimento ainda maior, atingindo 8% até 2016. Observando esse comportamento econômico de crescimento para o futuro, tem-se hoje a preocupação com a demanda para atender esse segmento industrial.

Estima-se que o setor de lavagens de roupas tem um gasto de cerca de 10% de toda a água consumida no meio urbano. De acordo com Braile e Cavalcanti (1993), o consumo de água para se lavar um quilograma de material é de 32 L, já segundo dados de Sperling (2005), o gasto varia entre 20 - 60 L.Kg⁻¹ de material. Essa elevada quantidade de água utilizada deve-se principalmente ao procedimento conhecido como “várias águas de sabão”, onde são utilizados vários enxágües para que se possa retirar o sabão residual das peças de roupa após a lavagem.

O processo industrial e os despejos líquidos gerados pelas lavanderias das indústrias têxteis variam à medida que a pesquisa e o desenvolvimento produzem novos reagentes, novos processos, novos maquinários, novas técnicas e, também, de acordo com a demanda do consumo por outros tecidos e cores (CETESB, 1991).

Braile e Cavalcanti (1993) citam que os despejos das lavanderias industriais além das sujeiras removidas das roupas contém, também, resíduos de substâncias adicionadas nos processos de lavagens. O sabão e outros detergentes presentes na água produzem uma suspensão mais ou menos permanente de terra e pedaços finos de fibras de tecidos. Em virtude da prolongada estagnação de tais elementos, se processa considerável decomposição por bactérias. Nesse estágio, observa-se apenas uma separação parcial de sólidos. A eficiência dos sabões e outros agentes de ativação de superfície aumentam com o emprego de álcalis, sendo os mais usados no processo de lavagem: carbonato de sódio, fosfato trissódico e silicatos alcalinos. A soda cáustica é utilizada em alguns casos, todavia, é mais empregada quando conjugada com álcalis menos ativos. Já os fosfatos complexos e agentes de remoção têm seu emprego limitado como amolecedores da água e ajudam a desmanchar o sabão nos tecidos.

Entre outros tipos de substâncias encontrados neste tipo de água residuária, têm-se os tensoativos, amaciantes, alvejantes, tinturas, fibras de tecidos, enzimas e gomas entre outros contaminantes diversos.

Os sabões e detergentes presentes na água produzem uma suspensão relativamente estável contendo resíduos de sujeiras e fibras de tecidos, sendo comuns após longa estagnação do efluente. Os efluentes provindos dessas

lavanderias industriais são gerados em volumes significativos contendo uma elevada variedade de substâncias diferentes, de acordo com o segmento de material a ser lavado. Esta característica justifica a dificuldade no tratamento deste tipo de água residuária que, por muitas vezes apresenta substâncias contaminantes que reagem entre si após os despejos dos processos (CRUZ, 2004).

Nas lavanderias que apresentam um setor de tingimento e estamparia, terceirizadas principalmente por indústrias têxteis, os efluentes líquidos apresentam altas cargas poluidoras, especialmente nos processos de desengomagem e tingimento, nos quais os efluentes gerados despejam altas cargas orgânicas, corantes e produtos inorgânicos auxiliares os quais dificultam a tratabilidade por processos biológicos usuais.

A Tabela 2 apresenta a composição típica dos efluentes gerados nas lavanderias Industriais.

Tabela 2: Composição típica de Efluentes Gerados em Lavanderias Industriais.

Parâmetros	Resultados
pH	8 a 13
Sólidos Totais	$>1.000 \text{ mg L}^{-1}$
Sólidos Suspensos	$30 \text{ a } 300 \text{ mg L}^{-1}$
Alcalinidade Total	$30 \text{ a } 300 \text{ mg L}^{-1}$
DBO	$300 \text{ a } 900 \text{ mg L}^{-1}$
DQO	$500 \text{ a } 2.000 \text{ mg L}^{-1}$
Turbidez	Coloidal acinzentada
Cor Aparente	Depende do processo
Óleos e Graxas	$>2.000 \text{ mg L}^{-1}$

Fonte: Unisul (1998)

Como pode ser observado na Tabela 2, os efluentes de lavanderias industriais contêm elevada carga orgânica, cor acentuada e compostos químicos tóxicos ao

homem e ao meio ambiente. Sua contribuição para a qualidade do corpo receptor é de suma importância, pois, geralmente atingem volume e vazões elevadas devido aos processos deste segmento.

Além das propriedades químicas e biológicas, considera-se a elevada concentração de sólidos totais deste efluente (2 - 4%) como fator referencial para a determinação do tipo de processos de tratamentos, principalmente, na projeção da etapa de separação sólido-líquido.

1.4 Tratamento de Efluentes Industriais

Segundo Braile e Cavalcanti (1993), os processos mais empregados para o tratamento de efluentes industriais podem ser divididos em pré-tratamento ou processo físico, tratamento primário ou processo químico, tratamento secundário ou processo biológico e tratamento terciário que consistem em:

1.4.1 Pré-Tratamento

Consiste na remoção de sólidos grosseiros ou areia, que possam danificar equipamentos posteriores no processo. Geralmente, neste processo utilizam-se peneiras ou grades.

1.4.2 Tratamento Primário

Neste processo ocorre a remoção de parte de sólidos suspensos e matéria orgânica utilizando agentes químicos (coagulação/ floculação) seguida de uma etapa de separação sólido-líquido que pode ser feita por sedimentação, flotação ou filtração.

1.4.3 Tratamento Secundário

Consiste na remoção da matéria orgânica restante por processos biológicos (biodegradação). Pode ser contemplada, neste tipo de tratamento, a remoção de carga orgânica, fósforo, nitrogênio e outros poluentes.

1.4.4 Tratamento Terciário

Neste processo é realizada a remoção de sólidos suspensos ou solúveis que, por ventura restaram do tratamento biológico. Usualmente feito por tratamento biológico complementar, por adsorção ou processos com membranas. A desinfecção e remoção de nutrientes também é comumente feita nessa etapa.

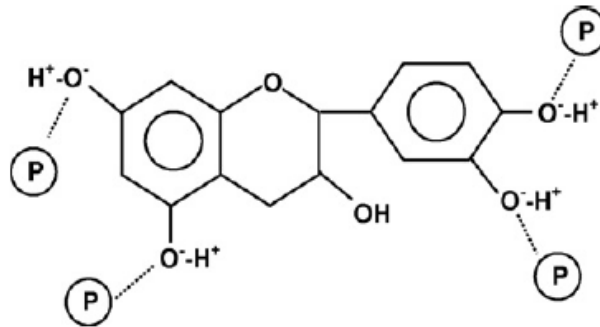
O tratamento de efluentes provindo de lavanderia industrial é comumente feito por processo convencional de coagulação/floculação seguido de uma etapa de separação sólido-líquido, que pode ser feito por sedimentação e/ou filtração. O tratamento pode ser complementado por um processo de polimento por adsorção com carvão ativado ou adoção de lagoas de estabilização ou outro processo biológico (Braile e Cavalcanti, 1993).

De acordo com Bratby (1980) *apud* Cruz (2004), no processo convencional de coagulação-floculação existem duas etapas. A primeira é a coagulação, que consiste basicamente na adição de um sal de ferro ou alumínio. A segunda é a floculação, onde é adicionado a poliacrilamida floculante. Na floculação é importante uma agitação para dispersão homogênea do floculante no efluente e o aparecimento dos flocos. Após, deve seguir uma fase de agitação lenta, para que aconteça o crescimento dos flocos. O efluente deve ser encaminhado para uma etapa de separação sólido-líquido, onde geralmente é aplicada a decantação (alternativamente flotação) ou filtração, para que os flocos gerados sejam removidos.

1.5 Taninos utilizados como coagulantes

A coagulação é um processo essencial para tratamento tanto de águas superficiais quanto de efluente industrial pois, por meio desta, são removidos sólidos dissolvidos e turbidez. A presença de grupos fenólicos indica a forte natureza aniônica apontando que o tanino é um bom doador de prótons. É de conhecimento geral que os grupos fenólicos podem ser facilmente “*desprotonados*” e apresentam grande estabilidade devido as estruturas de ressonância. Portanto, quanto maior é a disponibilidade de grupos fenólicos na estrutura tânica, mais efetiva é a capacidade de coagulação (YIN, 2010). A Figura 2 ilustra as possibilidades de interações que podem ocorrer em cada unidade monomérica do tanino.

Figura 2: Representação esquemática da estrutura básica dos taninos em solução e possíveis interações moleculares indicadas por P.



Fonte: Yin, (2010)

O tanino, após o processo de cationização, apresenta características que estende sua aplicação à processos de tratamento primário (como coagulação e floculação). Dentre estas características, destacam-se a solubilidade em água, propriedades eletrolíticas e peso molecular adequado (SILVA, 1999). Além disto, no trabalho de Cruz (2004), a proposta de utilizar o tanino como coagulante representa uma redução de sulfatos ao lodo final além de que este lodo terá maiores propriedades orgânicas, sendo mais propenso à posterior degradação.

A utilização de tanino também foi avaliada por Özacar e Sengil (2003); Bongiovani *et al.* (2010) e Silva (1999), onde concluíram que o polímero a base de estruturas tânicas podem ser utilizados como auxiliares de coagulação em processos de tratamento de esgoto. No entanto, relatam como uma desvantagem, o alto do custo do polímero.

Spinacé e De Paoli (2005) afirmam que a reciclagem de polímeros, dentre elas a reciclagem química, é uma alternativa viável para minimizar o impacto ambiental causado pela disposição destes materiais em aterros sanitários.

Segundo Bolto (1995) existem poucos estudos que relacionam a estrutura do polímero e seu desempenho no tratamento de água ou efluente. Tais informações poderiam facilitar o entendimento sistêmico que envolve a aplicação destes polímeros e, por sua vez, tal conhecimento poderia ser orientado de forma a se obter melhor eficiência nas etapas de coagulação e floculação que irão ocasionar melhores taxas de sedimentação e flotação.

1.6 Decantação

A decantação objetiva a sedimentação da matéria floculada sob ação da gravidade. Essa etapa é viabilizada após a floculação, quando os coágulos tornam-se mais densos e estáveis formando os flocos. Os flocos sedimentam, arrastando além dos compostos poluentes, muitas bactérias. O período de permanência da água em um decantador deve ser superior ao tempo necessário para que a partícula caminhe desde a superfície até o fundo do tanque (SPERLING, 2005).

1.7 Flotação

De acordo com Rúbio, Souza e Smith (2002), a flotação fundamenta-se num processo de separação de partículas (ou agregados) ou gotículas via adesão de bolhas de ar, pela incorporação dessas no interior de flocos ou por arraste hidrodinâmico. Apresentam uma densidade aparente menor do que no meio aquoso e “flutuam” ou “flotam” até a superfície de um reator (célula de flotação) ou interface líquido/ar, onde são removidos.

Segundo Giordano (2004), neste processo, partículas são carregadas para cima, o contrário do que ocorre espontaneamente na decantação, em que as partículas descem pela ação da gravidade, processo conhecido por sedimentação, assim, pode-se dizer que a flotação também consegue retirar as partículas que possuem baixa velocidade de sedimentação. A explicação do porquê algumas partículas se aderem mais facilmente às bolhas está na afinidade que esta partícula tem com a água. Aquelas substâncias que, ao entrarem em contato com a água, permitem um espalhamento do líquido sobre sua superfície é dita hidrofílica, ou seja, apresenta grande afinidade com a água. Porém as substâncias que, em contato com a água permanecem na forma de gota tentando diminuir o contato o máximo possível são nomeadas de hidrofóbicas apresentando pouca ou nenhuma afinidade com a água. Assim, as partículas presentes na suspensão que são hidrofóbicas são repelidas pelas moléculas da água, aderindo-se às bolhas quando em contato com elas. Quando uma substância é hidrofílica podem-se adicionar alguns componentes no meio, fazendo com que esta se torne hidrofóbica a fim de realizar a flotação.

Giordano (2004) cita adicionalmente que a flotação também é muito utilizada no tratamento de efluentes nas ETEs, sendo um tipo de tratamento primário (pois há a remoção de sólidos) aplicado na etapa de espessamento de lodo.

1.8 Tipos de Processos de Flotação

Alguns processos são empregados para obtenção de bolhas. De acordo com as necessidades e características das bolhas, alguns sistemas são geralmente adotados. A seguir estão resumidos os principais processos de flotação encontrados na área de tratamento de águas e efluentes, relacionando os sistemas de geração de bolhas com os intervalos de tamanhos resultantes.

1.8.1 Flotação por Ar Dissolvido - FAD (D_B 20 – 100 μm)

Produção de bolhas de ar pela despressurização de uma corrente aquosa saturada com ar em uma pressão acima da pressão atmosférica. A FAD apresenta mecanismos de formação de bolha distintos da flotação convencional e caracteriza-se pela geração e utilização de microbolhas (20 – 100 μm), que são formadas pelo processo de cavitação da água saturada com ar e alta pressão (3 a 5 atm). (ÁVILA *et al.*, 1981)

- A FAD não é eficaz na separação de sólido/líquido em efluentes que contenham altas concentrações de sólidos ($> 4\%$ p/p) devido à capacidade de carregamento de bolhas (*lifting power*);
- Tipo de separação: Sólido/sólido/líquido em processos mineiros e sólido/líquido, sólido/líquido 1/líquido 2 ou líquido/líquido em tratamentos de efluentes (SOLARI e RUBIO, 1983);

1.8.2 Eletro-Flotação (D_B 10 – 40 μm)

Geração de micro-bolhas pela eletrólise de soluções aquosas com a produção de gás nos dois eletrodos (bolhas de H_2 e O_2) (RUBIO *et al.* 2001).

1.8.3 Ar Induzido (D_B 50 – 1500 μm)

Produção de bolhas pela agitação mecânica de um disco rotador em baixa rotação. A fase gasosa é introduzida na corrente de alimentação ou no interior do sistema através de um tubo contendo um acessório para dispersão do gás na forma de pequenas bolhas (SOLARI e RUBIO, 1983).

1.8.4 Condicionamento em Alta Intensidade - CAI (D_B 10 – 100 μm)

Injeção de micro-bolhas diretamente na água residuária via aeração (sistema composto por um disco giratório), pela extração do ar ambiente, para um veio de injeção de micro-bolhas. Esta agitação mecânica é promovida em alta rotação. (SOLARI e RUBIO, 1983).

1.8.5 Aspersão ou *Nozzle* (D_B 400 – 800 μm)

Extração do ar da água reciclada via aspirador de gás, que em seguida é descarregado em um recipiente de flotação, para o desenvolvimento de uma mistura de ar e água de duas fases (SOLARI e RUBIO, 1983).

1.8.6 Microcel (D_B 100 – 800 μm)

Injeção de misturas de água-tensoativo-ar através de constritores de fluxo (tipo misturadores estáticos ou venturis)(SOLARI e RUBIO, 1983).

1.8.7 Gás Aphrons (D_B 10 – 1000 μm)

Bombeamento contínuo de soluções de tensoativos em constritores de fluxo e temperatura (60 – 80°C)(SOLARI e RUBIO, 1983).

1.8.8 Jameson ou á Jato (D_B 100 – 800 μm)

Geração de bolhas pela sucção de ar em um tubo descendente (*downcomer*) por contração tipo venturi. Neste sistema o efluente que é misturado em um tubo vertical (*downcomer*) junto com o ar. Esta mistura forma a estrutura bolha-partícula. A mistura é descarregada num tanque separador de fases, onde as estruturas bolha-partícula ascendem à superfície e o efluente tratado é descarregado pela parte inferior do mesmo (JAMESON, 1991).

1.8.9 Air Sparged Hydrocyclone (ASH) e Bubble Accelerated Flotation (BAF) (D_B 50 – 1000 μm)

ASH (*Air Sparged Hydrocyclone*): remoção de óleo de solos contaminados com uma etapa de floculação em meio à uma agitação centrífuga com mistura intensa do floculante, ar e óleo, gerando flocos aerados que possibilitam maior eficiência ao processo de flotação. As bolhas são obtidas pela injeção de ar em tubos porosos sob campo centrífugo (MILLER, 2001).

BAF (*Bubble Accelerated Flotation*): produção de um fluxo turbulento e efeito de parede que gera desdobramento das cadeias poliméricas, resultando na formação de grandes flocos aerados muito estáveis (COLIC *et al.*, 2001).

1.8.10 Flotação em Coluna (D_B 50 – 1000 μm)

Operação em regime contracorrente, bolhas ascendentes e alimentação da mistura descente, mas também pode operar em regime concorrente e, nesse caso, o efluente é injetado juntamente com o ar pela parte inferior da coluna. As colisões entre as partículas dispersas e as bolhas ocorrem próximo do topo da coluna, enquanto que a alimentação de ar é feita no fundo da mesma, originando-se assim, um escoamento em contracorrente ao movimento das partículas e das bolhas (MATIOLO, 2003).

1.9 Flotação Aplicada em Tratamento de Efluentes Líquidos

As principais diferenças entre a flotação convencional de minérios e a flotação aplicada ao tratamento de efluentes líquidos são apresentadas nas tabelas 3 e 4, (RUBIO, 2003 e RUBIO *et al.*,2002):

- Método de produção de bolhas de ar (gás) nos equipamentos de flotação para tratamento de efluentes são empregadas bolhas bem menores que as utilizadas para minérios;
- Massa de sólidos (concentração) a ser separada no tratamento de efluentes é muito menor, normalmente da ordem de 1 - 4% em peso;
- Tipo de separação - sólido/sólido/líquido no tratamento de minérios e sólido/líquido, sólido/líquido1/líquido2 ou líquido/líquido no tratamento de águas.

As aplicações da flotação no tratamento de efluentes mineiros e metalúrgicos objetivam o seguinte:

- Remoção/recuperação de íons, complexos, quelatos, macromoléculas, tensoativos;
- Separação de óleos emulsificados ou não, compostos orgânicos, redução de DBO e DQO;
- Separação de partículas coloidais, finas e ultrafinas.

Dentre os métodos de flotação, o que tem maior aplicação no setor de saneamento e tratamento de águas é a flotação por ar dissolvido (FAD) que utiliza bolhas de dimensões micrométricas (20 – 100 μm), possibilitando a remoção de partículas coloidais e ultrafinas (< 5 μm). Comparativamente a FAD, sistemas em coluna jet, que operam com bolhas maiores e removem particulados de maior tamanho, são ainda utilizados no tratamento de águas e efluentes (RUBIO *et al.*,2002).

Tabela 3: Diferenças entre Flotação no processamento mineral e no tratamento de Efluentes

Parâmetro	Flotação de Minérios	Tratamento de Águas e Efluentes
Tipo de material particulado	Sólidos Cristalinos, incompressíveis.	Mistura de sólidos cristalinos finos com colóides, flocos amorfos e compressíveis.
Tipo de Separação	Sólido/ Sólido - Líquido	Sólido/líquido; Sólido/líquido1/líquido 2; Líquido/líquido.
Percentagem de Sólidos (peso/peso, %).	15 - 40	< 4 (FAD) 10 – 30 (jet/colunas)
Tamanho de partícula (μm)	10- 150	1-50 (não floculado) e 1-5 mm (floculação aerada com polímeros)
Tamanho de bolhas (μm)	600 – 2000	30-100 (FAD) 100-600 (jet/colunas)
Velocidade superficial de bolhas (m.h^{-1})	250 – 800 (valores Aproximados)	0,7-30 (FAD) 30-1000 (jet/colunas)
Número de bolhas (cm^{-3})	$9 \times 10^3 - 2 \times 10^2$	$6 \times 10^8 - 2 \times 10^6$ (FAD) $2 \times 10^6 - 9 \times 10^3$ (jet/coluna)

Fonte: Adaptado de Matiolo(2003).

A flotação, na área ambiental, tem como objetivo remover (separar) particulados, sólidos (partículas) ou líquidos (gotículas) presentes em:

- dispersões sólido/ líquido (suspensões);
- emulsões líquido1 (gotículas óleo)/ líquido2 (água);
- misturas sólido/ líquido1 (gotículas de óleo) / líquido2 (água).

Tabela 4: Aplicações da técnica de flotação como processo unitário ou de pré-tratamento associado a outros métodos.

Usos da Flotação	Objetivos
Águas • Abastecimento • Lazer (lagos, rios e barragens)	• Remoção de Fe, Mn, cor, SST e turbidez • Remoção de SST, algas, turbidez, cor, óleos, etc.
Esgotos • Pré-tratamento • Pós-tratamento	• Remoção de gorduras, SST, particulados grosseiros (DBO insolúvel) • Remoção de nutrientes (NH_3 e P), algas, cor, SST e turbidez
Efluentes Industriais	• Remoção de gorduras, SST, particulados grosseiros (DBO insolúvel), fibras; • Remoção de nutrientes (NH_3 e P), algas, cor, SST e turbidez, metais precipitados, óleos (emulsificado ou não), microorganismos, pigmentos, compostos orgânicos e macromoléculas. • Reúso ou aproveitamento de águas de processo.
Outros	• Tratamento de minérios, celulose e papel, reutilização de tintas, plásticos, química analítica, etc.

Fonte: Adaptado de Matiolo (2003).

1.10 Processo de Flotação por Ar Dissolvido

O processo de flotação é conhecido há mais de um século na área minero-metalúrgica e se encontra totalmente incorporado na maioria dos processos extrativos e de beneficiamentos de minerais. Por outro lado, a flotação, principalmente a flotação por ar dissolvido (FAD), é uma das técnicas de separação sólido-líquido que vêm ganhando espaço no cenário dos processos de tratamento de

efluentes, como um processo de descontaminação de águas pela remoção de poluentes, tais como pequenas partículas e/ou colóides, íons precipitados, macromoléculas, microorganismos, fibras, algas e outros materiais da água. A FAD pode ser considerada como um processo eficiente, prático e confiável na remoção de óleos e graxas, químicos, solventes, sólidos ultrafinos e coloidais, para reduzir DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) e no espessamento de lodos.

A flotação por ar dissolvido é um processo de separação sólido-líquido (e/ou líquido-líquido) no qual bolhas de ar, produzidas pela despressurização de uma corrente aquosa saturada com ar em uma pressão acima da pressão atmosférica, são utilizadas para capturar partículas sólidas (e/ou líquidas) dispersas em um meio aquoso.

Rubio, Souza e Smith (2002) apontam que este processo de separação vem se destacando entre as demais alternativas de tratamento por apresentar várias vantagens como maior taxa de aplicação superficial, maior eficiência do processo, ocupar menor área útil e proporcionar a geração de um lodo mais adensado.

A técnica de FAD pode ser utilizada em muitas aplicações na indústria, tais como:

- na separação sólido-líquido e água de recirculação (como em espessantes);
- tratamento por flotação de efluentes líquidos, removendo ânions poluentes, derramamento de emulsões e óleos, íons de metais pesados, precipitados coloidais, resíduos orgânicos e espumantes;
- tratamento do AMD (drenagem ácida de minério), removendo sólidos geralmente após a neutralização;
- em equipamentos de mineração, em veículos e máquinas de lavagem (no tratamento e reutilização da água);
- tratamento da água filtrada proveniente da flotação de minério concentrado;
- recuperação de íons valiosos (Au, Pd, Ag, Pt);
- em tratamento do minério fino, associado com bolhas grosseiras.

De acordo com Reali (1991), o processo de flotação surge como alternativa para o tratamento de águas que apresentam dificuldades de serem tratadas pelo processo de sedimentação, como as águas com partículas de baixa densidade que

possuam tendência natural para flutuar, águas ricas em nutrientes, cor elevada, baixa turbidez e alcalinidade e águas turvas com baixo conteúdo orgânico, que ao serem submetidas ao tratamento químico utilizam produtos normalmente empregados para coagulação, produzem flocos com baixa velocidade de sedimentação.

As características do efluente de uma lavanderia industrial sugerem o tratamento pelo processo de decantação convencional, pois, geralmente apresentam elevadas concentrações de sólidos suspensos e partículas densas, elevada turbidez e alcalinidade.

Segundo Zabel (1984), caso ocorra a viabilidade do emprego da FAD no tratamento de efluentes de lavanderias indústrias, certamente, este processo apresentaria muitas vantagens a serem consideradas, tais como:

- Maior velocidade de separação sólido-líquido;
- Maior economia (já que os gastos com obras civis são menores);
- Operação da estação de tratamento em maiores vazões;
- Menores espaços para serem instaladas.

1.11 Fundamentos do Processo de Flotação

Para que o processo de flotação ocorra de maneira eficiente, devemos entender as características superficiais e interfaciais do sistema partículas e bolhas. A flotação de partículas em suspensão é um fenômeno cinético composto por diversas etapas (ou micro fenômenos).

1.11.1 Probabilidade de Flotação (P_f)

Associando as probabilidades de cada uma dessas etapas, obtém-se um modelo probabilístico e microcinético desta tecnologia. Conforme exposto por Rubio *et al.* (2001) *apud* Matiolo (2003), a Equação 1, da probabilidade de que a flotação ocorra é dada por:

$$P_f = P_c \cdot P_a \cdot P_p \cdot P_r \quad \text{Eq.1}$$

Onde:

P_f = Probabilidade de flotação;

P_c = Probabilidade de colisão;

P_a = Probabilidade de adesão;

P_p = Probabilidade de permanência (resistência);

P_r = Probabilidade de remoção ou coleta (do produto flotado).

1.11.2 Probabilidade de Colisão – P_c

A probabilidade de colisão (P_c) é basicamente controlada pela hidrodinâmica do sistema. Segundo Rúbio *et al.*, (2001) apud Mاتيolo (2003), não existe uma teoria quantitativa que inclua, ao mesmo, tempo a influência da concentração de sólidos, distribuição de tamanho de bolhas e partículas, sob condições de regime laminar ou turbulenta.

A probabilidade de colisão (P_c) é, portanto, função de movimentos relativos de partículas e bolhas, controlado pelos seguintes fatores:

- F_d , força de cisalhamento atribuído ao movimento relativo entre o líquido e as partículas;
- F_g , força de atração gravitacional com maior importância para partículas densas, de tamanhos intermediários e partículas grossas;
- Inércia e/ou momentum das partículas (partículas grossas);
- Difusão ou movimento browniano (partículas ultrafinas).

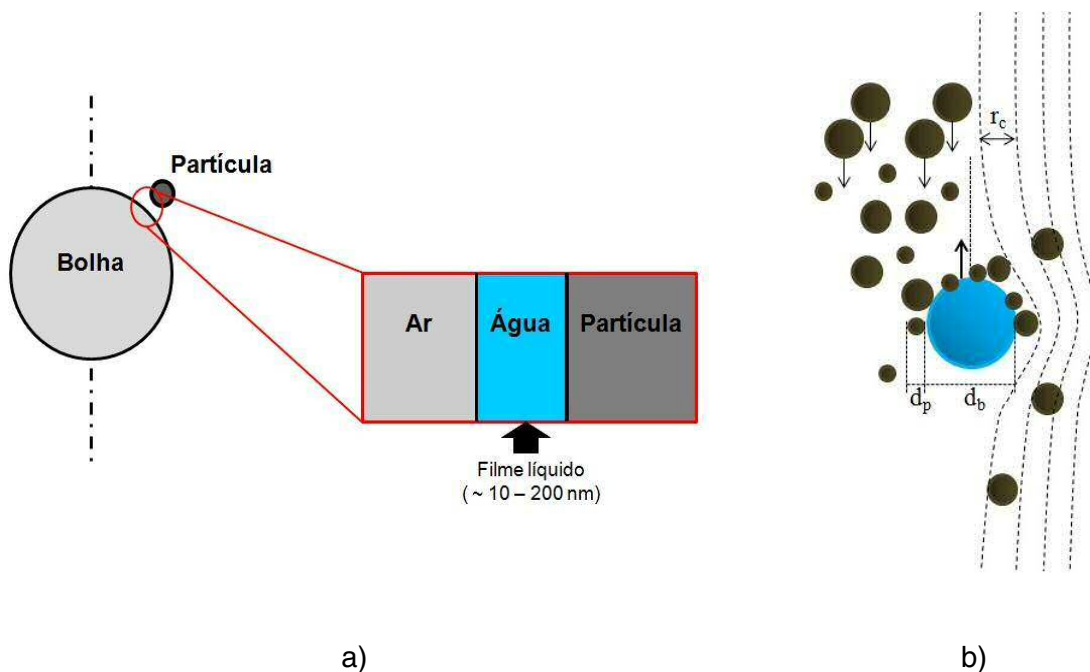
1.11.3 Probabilidade de adesão - P_a

Conforme citado por Rúbio *et al.* (2001) apud Mاتيolo (2003), este processo de adesão envolve as seguintes etapas:

- Indução, que consiste no tempo que leva após a colisão de se localizar no ponto onde ocorre a adesão propriamente dita. T_i = tempo de indução é da ordem de milissegundos e depende do ângulo de contato θ , das forças interfaciais e da energia de colisão e inclui o adelgaçamento inicial do filme ou da película líquida.
- Ruptura do filme ou película líquida. T_r = tempo de ruptura é da ordem de microssegundos e depende basicamente do ângulo de contato.

- Deslocamento do filme até o ponto de equilíbrio (restauração do equilíbrio) (ou tempo de expansão da linha trifásica). O tempo T_d de deslocamento do filme é da ordem de milissegundos e depende do diâmetro, do tipo de tensoativo e da rugosidade (*roughness*) das partículas.

Figura 3: Representação esquemática de a) Captura de uma partícula sólida por uma bolha de ar ascendente na flotação, juntamente com o filme líquido formado entre as mesmas durante as mesmas (colisão + adesão) e, b) Fenômeno de “captura” (colisão + adesão) de partículas de diâmetro d_p por bolhas de diâmetro d_b dentro de um raio crítico r_c .



Fontes: a) Rubio, Souza e Smith, (2002) e b) Rubio e Matiolo, (2003).

Segundo Rúbio (2001) *apud* Matiolo (2003), a “captura” depende do fluxo da área superficial de bolhas disponível (*lifting power*), de parâmetros hidrodinâmicos (peso no campo gravitacional, pressão hidrostática e capilaridade, tensão, compressão e forças de cisalhamento), fatores termodinâmicos associados à interação hidrofóbica entre bolhas e partículas e de fatores cinéticos como a energia mínima de colisão para destruir a camada líquida de água que antecede a adesão e, portanto, a “captura” aumenta com a diminuição do tamanho de bolhas e com o aumento do tamanho de partículas.

1.11.4 Probabilidade de Permanência (P_p) ou Resistência na Levitação

Este fator inclui os subprocessos que se seguem à captura, ou seja, os de ascensão das unidades bolhas-partículas e sua recuperação como lodo ou produto flotado. Dois são os principais fatores nesta etapa: um fator relacionado com a resistência ao cisalhamento na ascensão entre as próprias partículas, e outro com o fenômeno de ruptura via colapso das unidades bolhas-partículas. Nesta capacidade de transferência influem o tamanho dos flocos ou coágulos formados (quanto maior, menor é a probabilidade de permanecer no produto flotado), a concentração de sólidos, viscosidade de densidade da polpa, a altura da camada flotada, a turbulência, fricção, velocidade de ascensão das bolhas e o tipo de célula, convencional ou coluna.

1.11.5 Probabilidade de Remoção (P_r) ou Coleta

Esse fator é controlado por fatores termodinâmicos (hidrofobicidade ou ângulo de contato), pelos diâmetros das partículas e bolhas, pelo arraste dos sistemas de coleta (raspadores) do material flotado e por parâmetros físicos, como a viscosidade-rigidez (teor de sólidos) do produto flotado.

1.11.6 Mecanismo partículas/ microbolhas

Matiolo (2003) afirma também que questões como hidrofobia não são pré-requisitos em flotação por ar dissolvido. Não é comum na indústria adicionar agentes surfactantes para aumentar a eficiência da flotação. Isso levou a alguns estudos para postular que a flotação de compostos sólidos hidrofílicos era possível através do aprisionamento físico das bolhas em estruturas de flocos e, portanto, a agregação da partícula era um fator chave na separação sólido – líquido por FAD.

Todavia, em flotação com micro bolhas, os mecanismos de agregação e interação, e outros como a adesão comum através de forças hidrofóbicas são propostas.

- A) Fenômeno de nucleação pela superfície do sólido. Parte do ar dissolvido água não é convertida em bolhas nos bicos, permanecem em solução e faz a nucleação nas superfícies das partículas. Este mecanismo independe da

hidrofobicidade da superfície e pode permitir a flotação de partículas hidrofílicas.

- B) Aprisionamento das bolhas ou aprisionamento físico dentro dos flocos ou formação de flocos gaseificados. Este fenômeno ocorre com bolhas que entram e permanecem dentro dos flocos de hidróxido metálico. Como resultado a densidade da partícula – bolha decai drasticamente.
- C) Arraste de agregados pelo aumento das bolhas (nuvens). Este corresponde a partículas físicas (agregados) carregados sobre as bolhas (atacadas ou não por partículas) e depende somente da hidrodinâmica e da distribuição dos tamanhos das bolhas.

Segundo Tessele *et al.* (2005), os mecanismos A) e B) ocorrem apenas com micro bolhas e não com bolhas grosseiras e explicam porque na FAD não são necessários coletores ou derramamento, pois a espessura da camada flutuante é estável no topo das células de flotação. O aumento da velocidade depende altamente da densidade dos agregados na partícula ou no aprisionamento dentro dos flocos.

Os processos de flotação podem ser classificados de acordo com o método de geração de bolhas. Baseado nesses métodos convencionais de geração de bolhas tem-se os principais processos de flotação: Eletro-flotação, Flotação por Ar Dissolvido e Flotação por Ar Induzido.

As características do floco ideal para o favorecimento da FAD pode ser compreendido pelo mecanismo de varredura, que consiste na formação de flocos maiores e de estrutura aberta e conseqüentemente, de menor densidade e maior estrutura, favorecendo a formação do aglomerado floco-bolha.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Flotação por ar dissolvido (FAD)

Embora não seja comum, o processo de flotação vem sendo utilizado há mais de 100 anos na indústria de mineração para separar certo mineral de uma mistura heterogênea (RICHTER e AZEVEDO NETO, 1991), sendo a flotação por ar dissolvido (FAD) um dos vários métodos possíveis. Segundo Gregory (1997), a patente para o processo de flotação por ar dissolvido foi registrada em 1924, sendo utilizada inicialmente para recuperação de fibras na indústria papelreira.

A utilização da FAD como processo de tratamento de água foi empregada primeiramente em 1960 na África do Sul e Escandinávia (LÉDO, 2008). Offringa (1995) *apud* Lédo (2008) descrevem as experiências com FAD, aplicadas nas estações de tratamento de água no sul da África, há mais de 35 anos, incluindo espessamento de lodo, tratamento de águas eutrofizadas e vários efluentes industriais. Zabel (1984) cita que até 1985, só na Grã Bretanha, já existiam mais de vinte estações de tratamento de água em operação ou em construção que utilizavam FAD como processo de pré tratamento. Na Finlândia, a FAD substituiu a decantação no tratamento de água desde o início de 1970 (KIURU, 2001 *apud* LÉDO, 2008). Esta técnica é amplamente utilizada na Bélgica, Noruega, Reino Unido, Ásia e Austrália (GREGORY, 1997).

No Brasil, as pesquisas com emprego da FAD para tratamento de águas foram iniciadas a partir de 1976, no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – USP (REALI e CAMPOS, 1986).

Teixeira (2003) investigou, em escala laboratorial, via equipamento de bancada chamado *flotateste*, o desempenho da FAD para remoção dos principais poluentes presentes nas instalações de lavagem automática de veículos, com a finalidade de reciclar o efluente tratado. O autor verificou a influência das condições de dosagem de coagulante e pH na eficiência de flotação utilizando cloreto férrico, sulfato de alumínio e o policloreto de alumínio (PAC). Neste estudo foram determinadas as melhores condições operacionais do sistema de FAD. O autor observou que, sob as mesmas condições de coagulação e floculação, o desempenho da FAD apresentou menor índice de turbidez comparada a

decantação, indicando o potencial do uso desta tecnologia para reciclagem da água. Schoenhals (2006) estudou a eficiência do processo de flotação em escala laboratorial aplicado ao tratamento primário de efluentes de abatedouro avícola. Na primeira etapa do trabalho, o desempenho de diferentes coagulantes e a taxa de recirculação no processo foram investigados por estes autores. As máximas eficiências de remoção de turbidez (97%), sólidos suspensos (96%), óleos e graxas, DQO, fósforo e NO_3^- foram atingidas. Na segunda etapa deste trabalho, a influência da taxa de aeração no processo de flotação foi avaliada pelo uso do melhor coagulante e floculante da etapa anterior (SF-PIX e FLONEX 9073, respectivamente), aplicando-se vazões de gás que oscilaram entre 0,2 a 1,0 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$. Pôde-se constatar que vazões de ar (aplicadas na câmara de saturação) mais elevadas requerem um menor tempo para consolidação do tratamento. A qualidade do efluente ao processo em termos de remoção dos parâmetros físico-químicos foi sensivelmente afetada pela taxa de aeração e a utilização da vazão de 0,2 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ resultou nas melhores eficiências, principalmente para turbidez, cor e DQO. O processo FAD mostrou ser muito eficiente para o condicionamento do efluente em questão, atingindo altos índices de remoção dos parâmetros físico-químicos, destacando-se a elevada redução da carga de nutrientes.

De Rijk (1994) determinou a influência de diferentes pressões de saturação na distribuição do tamanho de microbolhas de ar na FAD, constatando-se que pressões maiores que 3,0 atm produzem pequenas bolhas, da ordem de 20 – 50 μm , sendo que para pressões acima de 5,0 atm, houve um pequeno efeito, na ordem de 5,0 μm , na distribuição do tamanho de microbolhas de ar na FAD.

Han, Kim e Kim (2007) *apud* Lopes (2011) realizaram ensaios de FAD em bancada com emprego de água sintética (simulando uma água com turbidez de 20 NTU) em diferentes pressões de saturação (2,0, 3,0 e 5,0 atm). As amostras de água sintética foram coletadas e injetadas em uma célula de PVC, na qual uma câmara digital com um microscópio realizava a captura das imagens. Verificou-se que quanto menor a pressão de saturação, maior a distribuição de tamanho das bolhas e menor a proporção do número de bolhas e que um aumento na pressão de saturação até 5,0 atm gerava um aumento na eficiência do processo de flotação, diminuindo o tamanho das bolhas e o tamanho crítico dos flocos. Por fim, verificou-se que quanto maior a concentração em volume das bolhas, maior a efetividade do processo de separação via FAD sobre todos os tamanhos de partículas.

Lédo (2008) estudou o processo de flotação por ar dissolvido sob pressão para clarificação de águas com baixa turbidez utilizando sulfato de alumínio e sementes de *Moringa Oleífera* como coagulantes. Os resultados obtidos mostraram que elevadas eficiências de redução da turbidez podem ser conseguidas com o uso da FAD em águas com baixa turbidez (até 20 NTU) utilizando estes coagulantes. Para o sulfato de alumínio, nos pHs 5,0 e 6,0, as melhores eficiências foram alcançadas com baixas dosagens (15 mg.L^{-1}), alcançando valores de até 92% de redução. Para a *Moringa Oleífera*, as melhores eficiências de redução de turbidez foram a dosagem aproximada de 50 mg.L^{-1} para todos os pHs, alcançando valores de 86% de redução. Tais resultados indicaram que para águas de baixa turbidez, as sementes de *Moringa Oleífera* podem ser um substituto potencialmente viável em relação ao sulfato de alumínio.

Silveira (2009) utilizando o processo chamado NF-FADAT (neutralização, floculação e flotação por ar dissolvido de alta taxa) para o tratamento de águas de drenagens ácidas de minas de carvão, investigou o processo de separação sólido-líquido dos precipitados gerados nas etapas de neutralização e floculação via flotação. Os reagentes utilizados na etapa de neutralização e floculação foram Cal, PAC e Poliacrilamidas (não iônica e catiônica). Uma unidade de separação (FADAT) foi projetada (volume útil $0,15 \text{ m}^3$, tempo de residência de $1 - 1,5 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ e taxa de aplicação de $13 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$), contruída e instalada em uma ETE localizada na cidade de Criciúma-SC. Os estudos foram realizados em escala piloto (vazão $1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) com efluente ácido ($\text{pH } 3,0 \pm 0,5$) de uma mina extinta (vazão de $30 - 200 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$), a pH's 7 e 9, para remoção de metais (Fe, Al e Mn) na forma de hidróxidos. Também foram realizados estudos em pH 12, como alternativa para precipitação e remoção de íons sulfato (SO_4^{-2}) na forma de etringita ($3\text{CaO}.3\text{CaSO}_4.\text{Al}_2\text{O}_3.31\text{H}_2\text{O}$). As concentrações finais médias dos metais Fe, Mn e Al no tratamento a pH 9 foram 0,2, 0,7 e $2,9 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. A remoção do SO_4^{-2} apresentou melhores resultados no tratamento com pH 12, com residual final de 150 mg.L^{-1} . O autor avaliou os custos benefícios desta técnica para viabilização do reúso deste efluente pós tratamento para fins “não potáveis” como, irrigação de jardins, canteiro de ruas e avenidas, parques, praças, pomares e pastagens.

Pelegriño (2011) estudou a eficiência na remoção de carga orgânica, fósforo e sólidos em suspensão de sistema de flotação tratando esgoto sanitário pré-tratado em reatores UASB, e coagulado com tanino associado ou não a polímeros

sintéticos. Os valores dos gradientes de velocidades de misturas foram fixados em 800 s^{-1} para etapa rápida e 90 s^{-1} para floculação, com tempos de mistura também fixados em 20 segundos e 15 minutos, respectivamente. A pressão de saturação foi mantida para todos os ensaios em 5,0 Bar e a proporção de água saturada/efluente foi também fixada em 17%/ 83%, respectivamente.

Os melhores resultados de índice de turbidez, cor residual aparente, remoção de fósforo total, DQO e sólidos suspensos totais, foram obtidos a partir da combinação (concentração e reagente) de 65 ppm de tanino e 2,0 ppm de polieletrólito catiônico, atingindo eficiência de 95,2% de remoção de turbidez (residual de 3,65 NTU), 82,1% de cor aparente (residual de 98 mg Pt.L^{-1}), 49,2% de fósforo total (residual de $3,2\text{ mg.L}^{-1}$), 80,7% de DQO (residual de 25 mg.L^{-1}) e 87,9% de sólidos suspensos totais (residual de 13 mg.L^{-1}).

Lopes (2011) utilizou águas residuárias de processos da indústria metal-mecânica para o tratamento físico-químico visando a avaliação de 3 coagulantes diferentes (Aluminato de Sódio, Cloreto Férrico e *Procytrat*). A diferença entre os métodos de separação sólido-líquido via decantação e flotação por ar dissolvido, adotando como referência os diagramas de coagulação (construídos para cada coagulante) para a determinação das melhores regiões de remoção de sólidos e pHs. O autor apresenta também um comparativo de custos para determinação do melhor custo/benefício entre os coagulantes avaliados. Os gradientes de velocidades foram investigados em três valores diferentes sendo, para mistura rápida (500 s^{-1} , 800 s^{-1} e 1000 s^{-1}) variando o tempo de 2 à 90 segundos, enquanto o gradiente de floculação também foi testado em três valores (25 s^{-1} , 50 s^{-1} e 75 s^{-1}) com tempo avaliado na faixa entre 5 a 60 minutos.

Os ensaios de flotação foram realizados no equipamento de bancada *flotateste*, com a obtenção de água saturada produzida em condições padronizadas e valores fixados de pressão em 500 kPa e tempo de saturação 10 minutos. As melhores condições nas etapas de coagulação e floculação em termos de misturas e tempos, foram obtidos com gradiente de 800 s^{-1} para mistura rápida por 5 segundos para mistura do coagulante, e gradiente de floculação, de 25 s^{-1} por 5 minutos

Os melhores resultados de remoção de turbidez foram obtidos com a dosagem de 60 ppm do coagulante *Procytrat*, em pH 3,3; e turbidez remanescente igual a 1,6%. Na comparação entre os métodos de separação sólido-líquido, o diagrama de coagulação-floculação-flotação, cujos valores de turbidez

remanescentes foram menores, estavam concentrados em menores valores de pH (3,2 – 5,5), menores dosagens de coagulantes (10 – 80 ppm). Tais resultados foram contrários aos apresentados pelos diagramas de coagulação-floculação-sedimentação cujos valores de turbidez remanescentes foram menores em valores de pH mais elevados (6,5 – 8,5) e maiores dosagens de coagulante (40 – 380 ppm).

De modo geral, o processo de separação sólido-líquido via flotação é uma alternativa geralmente empregada para o tratamento de águas que apresentam dificuldades de serem tratadas pelo processo de sedimentação convencional, como as águas com partículas de baixa densidade que possuam tendência natural para flutuar, águas ricas em nutrientes, cor elevada, baixa turbidez e águas turvas com baixo conteúdo orgânico que, ao serem submetidas ao tratamento químico utilizando produtos normalmente empregados para coagulação, produzem flocos com baixa velocidade de sedimentação.

Por outro lado, as características do efluente bruto de uma lavanderia industrial sugerem o tratamento pelo processo de decantação convencional pois, geralmente, apresentam elevadas concentrações de sólidos suspensos, partículas densas e elevada turbidez.

Caso ocorra a viabilidade do emprego da FAD no tratamento de efluente de lavanderias indústrias, certamente, este processo apresentaria muitas vantagens a serem consideradas, tais como: maior velocidade de separação sólido-líquido, maior economia (já que os gastos com obras civis são menores), possibilidade de operação em maiores vazões e requer menores espaços físicos para serem instaladas.

Neste sentido, foi desenvolvido o presente trabalho que busca investigar o emprego da FAD como método de separação sólido-líquido no tratamento deste tipo de efluente, com testes efetuados com amostras de efluentes de duas lavanderias industriais, localizadas em Belo Horizonte e Arujá, no interior de São Paulo, como objetos de estudos.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Principal

Diante do exposto, este estudo teve por objetivo principal investigar a técnica de separação sólido-líquido via flotação por ar dissolvido (FAD) para o tratamento de efluente de lavanderia industrial utilizando coagulante de fonte renovável, tanino.

3.2 Objetivos Específicos

O trabalho teve como objetivos secundários:

- Estabelecer um roteiro de tratamento físico-químico do efluente de lavanderia industrial;
- Avaliar a eficiência do processo de separação via flotação por ar dissolvido comparado ao processo de decantação;
- Verificar a influência das características do floco no processo de separação sólido-líquido via FAD;
- Avaliar a influência da pressão da célula de saturação na geração das micro bolhas;
- Avaliar a influência da aplicação de surfactante em diferentes concentrações na água saturada com micro bolhas;

4. METODOLOGIA EXPERIMENTAL

Os efluentes estudados neste trabalho foram provenientes de duas lavanderias industriais, localizadas em Belo Horizonte e Arujá, no interior de São Paulo. Estas lavanderias atuam na área de prestação de serviços a empresas, fábricas, hospitais e domicílios, terceirizando a lavagem de roupas e uniformes realizando várias operações, tais como: amaciamentos, desbotamentos, lavagens, estonagens e desengomagens.

Os resultados dos ensaios analíticos de caracterização do efluente bruto (Apêndice 1) permitem afirmar que, tais águas residuárias não atendem os padrões físico-químicos exigidos pelas legislações vigentes e podem comprometer drasticamente o meio aquático (corpo receptor), devendo ser tratados para o posterior lançamento no corpos hídricos receptores.

4.1 Coleta e Preparação de Amostras

Devido às frequentes oscilações nas características dos processos de lavagens, as amostragens foram realizadas de maneira composta com coletas diárias e em horários estratégicos a fim de obter-se uma composição de efluente bruto similar ao encontrado no tanque de recebimento da estação local.

4.2 Determinação do pH das amostras de efluentes

As medidas de pH das amostras foram realizadas utilizando um pHmetro (marca Gehaka modelo PG1800), sendo calibrado diariamente com soluções tampão de pH 7,0 e 4,0, conforme indicado por *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21^a Edition (AWWA, 2005).

4.3 Determinação da Turbidez das amostras de efluentes

Para a determinação das medidas de índice de turbidez, foi utilizado um espectrofotômetro marca HACH modelo 2100P.

4.4 Ensaio de Jarro (*Jar Test*)

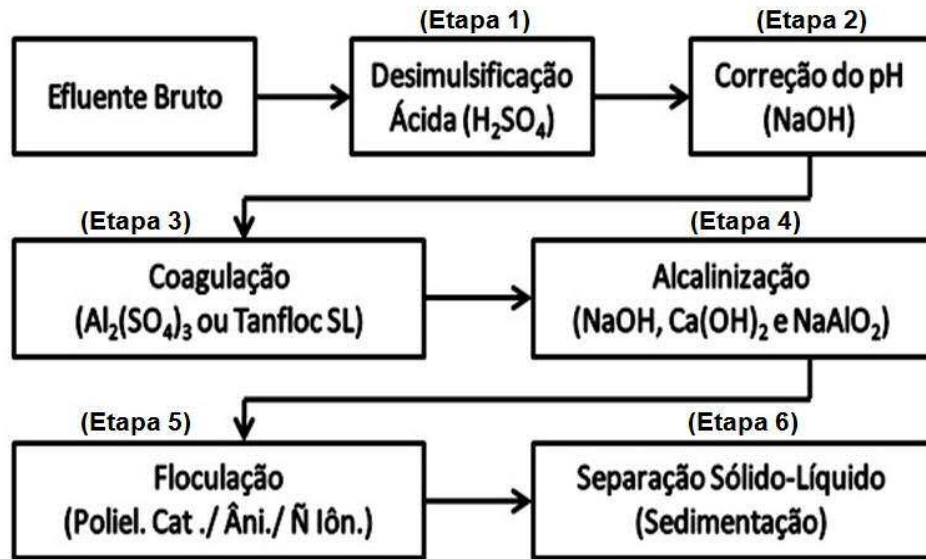
As dosagens necessárias de coagulante e auxiliar de coagulação necessário para o tratamento de um efluente são de difícil determinação de forma analítica, pois existem complexas inter-relações entre o coagulante químico e os diversos componentes presentes nos efluentes a serem tratados. Para tanto, nesta etapa o equipamento “*jar test*” (marca Nova Ética, modelo 218) contendo 6 jarros de 2 litros cada e providos de sistemas independentes de agitação, foi utilizado para simular os mecanismos de uma planta real em escala laboratorial.

Basicamente, as etapas investigadas nos testes de jarros correspondem na prática, às seis etapas do processo de tratamento, conforme apresentadas na Figura 4:

- Dispersão rápida do coagulante (coagulação);
- Flocculação;
- Separação dos sólidos (flocos gerados) via sedimentação.

A quantidade exata de coagulante a ser determinada e o pH ótimo para que ocorra esta sedimentação foram determinadas pela adição de quantidades crescentes do coagulante num pH pré-determinado.

Figura 4: Fluxograma das etapas investigadas nos ensaios de jarro (*Jar Test*) para determinação da metodologia de tratamento.



4.4.1 Determinação do pH Ótimo de Coagulação

As primeiras baterias de ensaios foram realizadas objetivando encontrar o pH ótimo de coagulação para o efluente em estudo. Diferentes valores de pH foram fixados nos jarros, pela dosagem de solução de hidróxido de sódio, necessário para o ajuste do pH do efluente bruto, inicialmente com pH ácido (2 – 2,5) para a faixa de 8,0 – 8,5.

Posteriormente à fixação dos valores de pH, um determinado volume de solução coagulante foi adicionado simultaneamente em todos os jarros.

Os gradientes de mistura e respectivos tempos, foram ajustados para faixas inferiores aos propostos por Metcalf & Eddy (2003), apresentados na Tabela 5, visto a característica deste efluente (elevada concentração de sólidos). A adição do coagulante e do alcalinizante foi realizada com o gradiente de velocidade médio (G) dos agitadores ajustado em $150\ s^{-1}$ e o tempo de mistura fixado em 2 minutos.

Tabela 5: Valores típicos do gradiente (G) e tempo de mistura de cada etapa do tratamento de efluentes.

Etapas	Gradiente de Mistura s^{-1}	Tipo e Tempo de Mistura
Alcalinização	500 - 1500	Rápida / 5 – 30 s
Coagulação	500 - 1500	Rápida / 5 – 30 s
Floculação	50 - 100	Lenta / 30 – 60 min.

Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

Posteriormente, a velocidade de agitação dos agitadores foi reduzida a $20s^{-1}$ por 3 minutos, correspondendo ao período de floculação (mistura lenta). Ao final, os agitadores foram desligados, passando-se para a fase de sedimentação onde os flocos formados sedimentavam por um período de 30 minutos. Ao término do período de sedimentação, as amostras de efluente tratado foram retiradas a 3 cm abaixo da lâmina d'água, para a determinação do índice de turbidez do efluente tratado. O ensaio que apresentou o menor valor de turbidez e cor residual (aparente) foi identificado como o de pH ótimo de coagulação.

4.4.2 Determinação da Dosagem Ótima de Coagulante (Etapa 3)

Com objetivo de determinar o ponto ótimo de coagulação do coagulante Sulfato de Alumínio, foram conduzidos testes de jarros aplicando diversas dosagens do mesmo. Após a determinação do pH ótimo de coagulação, foram realizados novos ensaios de coagulação-floculação, fixando-se o valor de pH ótimo e utilizando-se a mesma dosagem de alcalinizante em todos os jarros, variando-se apenas as dosagens de coagulante.

O coagulante foi adicionado com o gradiente de velocidade médio dos agitadores ajustados a $50 s^{-1}$, durante 2 minutos. A formação de flocos ocorreu com os agitadores a $20 s^{-1}$, durante 3 minutos, e a sedimentação (ocorrendo com os agitadores desligados) foi acompanhada por 30 minutos.

Novamente, as amostras foram retiradas a 3 cm abaixo da lâmina d'água, e analisadas conforme a turbidez residual. O reator de menor valor de turbidez e coloração residual (aparente) foi adotado como o de dosagem ótima de coagulante.

4.4.3 Investigação do Emprego de Coagulante à base de Tanino na Etapa de Coagulação (Etapa 3)

Na etapa de coagulação, o Sulfato de Alumínio foi utilizado como coagulante de referência.

O reagente Tanfloc SL é um polímero natural de caráter catiônico derivado da modificação do extrato aquoso vegetal da casca da Acácia Negra que apresenta ação fortemente coagulante atuante em sistema de partículas coloidais. Embora o fabricante tenha apresentado a faixa de pH ideal e dosagem ótima deste coagulante, neste estudo foram adotados os mesmos critérios utilizados para a determinação da dosagem do sulfato de alumínio, ou seja, quantidade mínima e o pH ótimo para ocorrência da coagulação, floculação e sedimentação. Este produto foi cedido na forma líquida (em suspensão), pela empresa TANAC S/A.

4.4.4 Determinação da Dosagem Ótima de Alcalinizante (Etapa 4)

Nesta etapa foram realizados testes de aplicação e dosagens dos reagentes Aluminato de Sódio (NaAlO_2), Hidróxido de Sódio (NaOH) e Hidróxido de Cálcio (Ca(OH)_2).

Após a obtenção dos valores de pH e dosagem ótima de coagulante, novos ensaios de coagulação-floculação foram realizados, fixando-se em todos os jarros o valor de pH e volume do coagulante ótimos determinados na etapa anterior, variando-se somente as dosagens de alcalinizante, em valores próximos, acima e abaixo da dosagem constante utilizada nos ensaios anteriores.

O alcalinizante foi adicionado simultaneamente ao coagulante, com o gradiente de velocidade médio dos agitadores ajustadas em 50 s^{-1} por 2 minutos; a mistura lenta foi realizada com o gradiente de velocidade 20 s^{-1} , por 2 minutos, e a sedimentação, com os agitadores desligados por 30 minutos.

As amostras foram retiradas a 3 cm abaixo da lâmina d'água, e analisadas conforme a turbidez residual. A dosagem ótima de alcalinizante foi considerada aquela em que o efluente tratado apresentou o menor índice de turbidez e cor residual (aparente).

4.4.5 Investigação da natureza dos Polieletrólitos na Etapa de Floculação (Etapa 5)

Também conhecidos como agentes floculantes, os polieletrólitos citados a seguir (polímeros originários de proteínas e polissacarídeos de natureza sintética, de massas moleculares geralmente muito elevadas) testados nesta etapa foram:

NALCLEAR 8110: Poliacrilamida Catiônica;

NALCLEAR 8173: Poliacrilamida Aniônica;

NALCLEAR 8170: Poliacrilamida Não Iônica.

4.5 Investigação dos Tipos de Misturadores e Intensidade de Mistura

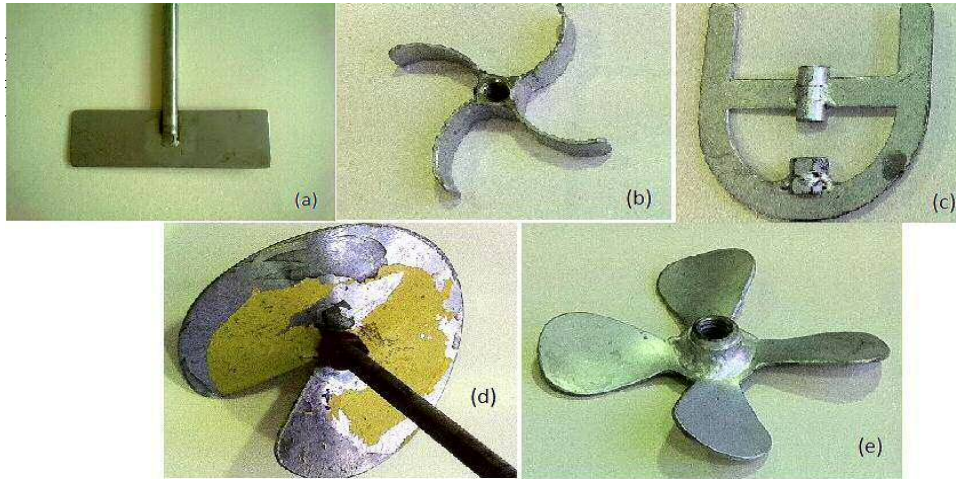
Nesta etapa, foram investigados os parâmetros de:

- Gradiente médio de mistura rápida (Gm_r),
- Tempo de mistura (Tm),
- Influência do tipo de agitador, apresentado na Figura 5, utilizado nas etapas de coagulação e floculação para a formação de flocos adequados para o favorecimento da separação sólido-líquido via flotação por ar dissolvido.

A determinação desses parâmetros foi realizada variando-se o valor de Tm para cada valor de Gm investigado.

Os melhores valores para os parâmetros de mistura rápida foram aqueles que obtiveram maiores eficiências nos ensaios de índices de turbidez.

Figura 5: Ilustração dos modelos de agitadores investigados em diferentes intensidades. a) palheta padrão, b) palheta inclinada, c) palheta do tipo âncora, d) impulsionador de parafuso (d) e e) hélice.



Nesta etapa, foram variados os tipos de agitadores e o tempo de floculação (T_f) para cada valor de gradiente médio de mistura na etapa de floculação (Gf) estudado. Os melhores valores para os parâmetros de floculação foram aqueles que obtiveram as melhores respostas nas análises de turbidez.

4.6 Ensaios de Flotação por Ar Dissolvido

Para possibilitar a realização dos ensaios de flotação, os jarros do equipamento “*jar test*” foram adaptados seguindo modelo proposto por Filho e Di Bernardo (2002), tornando tais jarros adequados tanto para os ensaios de flotação quanto para sedimentação.

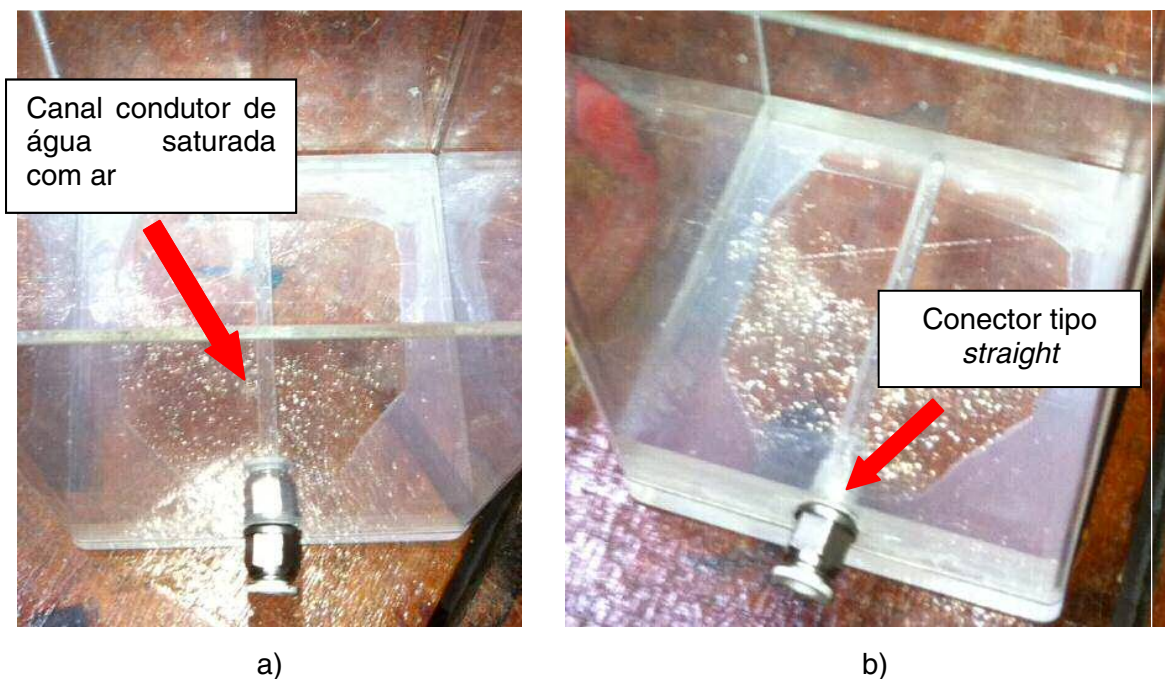
4.6.1 Construção dos Jarros adaptados para Ensaios de Flotação

A construção dos jarros adaptados foi realizada pelo grupo de pesquisa LAETE – Laboratório de Armazenamento de Energia e Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Uberlândia.

Como pode ser observado na Figura 6, as alterações nos jarros foram efetuadas na parte inferior (base) pela substituição do fundo original por duas placas de acrílico. Na primeira placa, com 15 mm de espessura, foi construído um canal

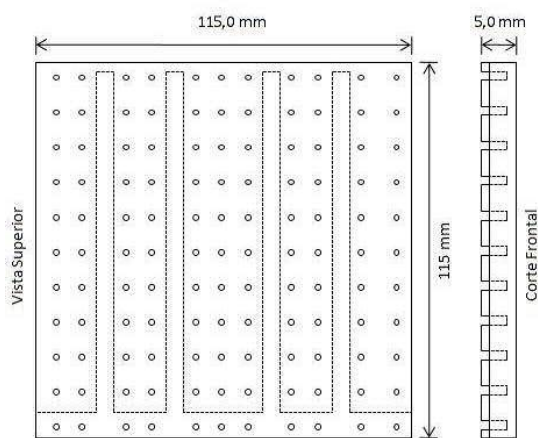
condutor principal para a entrada de água saturada com ar injetada via conector de tipo engate rápido “*straight*” (Figura 6b).

Figura 6: Vistas superiores dos jarros com canaleta principal de injeção de água saturada (a) e conector tipo engate rápido “*straight*” (b).

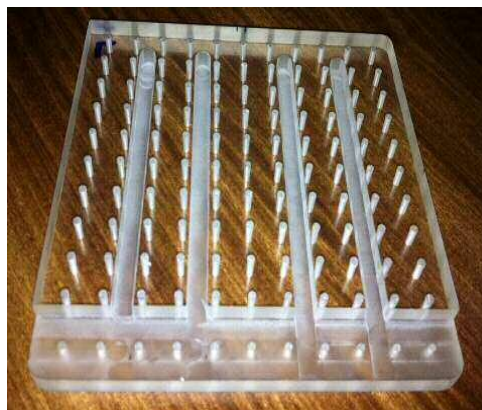


Com dimensões 115 x 115 mm, a segunda placa (Figura 7) foi desenvolvida e confeccionada de modo a permitir a introdução e distribuição uniforme de água saturada com ar pelos quatro canais condutores responsáveis pelo preenchimento rápido dos 121 orifícios de 2 mm de diâmetro cada, espaçados de 10 mm que proporcionam perda de carga suficiente para tal distribuição.

Figura 7: Esquema adaptado (a) para construção da placa de distribuição de água saturada com ar para os ensaios de flotação e ilustração da placa depois de confeccionada (b).



a)



b)

Também chamada de “fundo falso”, a placa de distribuição de água saturada com ar (Figura 7) foi projetada para ser removível, tornando prática a limpeza a cada ensaio. Também para facilitar a distribuição da água saturada com ar entre as duas placas, o assentamento foi ajustado com espaçamento aproximado de 1,0 mm da base. Esta altura foi ajustada com gotas de silicone nas quatro extremidades para o “assentamento” nos jarros adaptados (Figura 8).

Figura 8: Ilustrações dos jarros adaptados após colocação da placa de distribuição de água saturada com ar (a) e depois de concluída sua instalação (b).



a)



b)

4.6.2 Construção da Câmara de Pressurização

O desenvolvimento e a construção da câmara de pressurização foram realizados pelo grupo de pesquisa LAETE – Laboratório de Armazenamento de Energia e Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Uberlândia.

A câmara de pressurização (Figura 9) foi construída em aço inox 316L, com seção transversal circular de diâmetro interno de 100 mm, espessura de parede de 4,5 mm e altura de 400 mm, resultando volume útil de 3,14 L.

O topo da câmara é dotado de registro tipo esfera para alimentação de água (A), válvula tipo agulha para o ajuste fino da pressão da câmara (B), manômetro, filtro de ar comprimido com manômetro (C). Na base da câmara foram instalados dois registros de esfera cada qual com a função de ajustar a entrada de ar (D), saída de água saturada com ar (E) e uma válvula agulha (F) para ajuste fino de transferência de água saturada com ar para os jarros.

A Figura 10 ilustra o conjunto câmara de pressurização e *jar test* com jarros adaptados para ensaios de flotação.

Figura 9: Ilustração dos componentes da câmara de pressurização

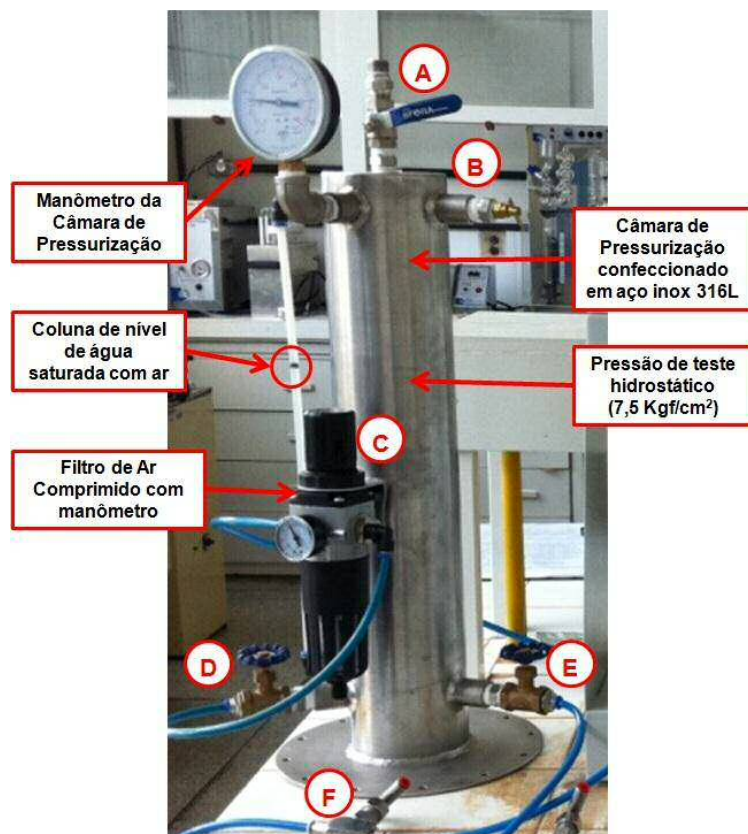


Figura 10: Conjunto câmara de pressurização e *jar test* com jarros adaptados para ensaios de flotação.



4.6.3 Método para Saturação da Água com Ar Via Câmara de Pressurização

As etapas do procedimento para saturação da água com ar, dissolvendo-o em pressão superior à atmosférica, ilustradas na Figura 9, são descritas a seguir:

- 1º) Verificação das conexões de ar e água à câmara de saturação;
- 2º) Alimentação da câmara com água clarificada pelo registro (A), com a válvula agulha (B) aberta para o alívio de ar e registros (D), (E) e (F) fechados;
- 3º) Ajuste do volume de água para a câmara, quando o nível desejado for atingido, os registros (A) e (B) devem ser fechados;
- 4º) Abertura do registro de ar comprimido (D) para câmara de pressurização;
- 5º) Ajuste da pressão desejada na câmara de saturação girando cuidadosamente a válvula agulha (B) e observando sempre o manômetro superior da câmara de pressurização;
- 6º) Ajuste do processo de saturação via controle da válvula agulha (B), abrindo e fechando sempre que necessário para regulagem do alívio contínuo de ar e controle da pressão acima da pressão atmosférica;
- 7º) Manutenção da pressão de saturação pelo tempo desejado;

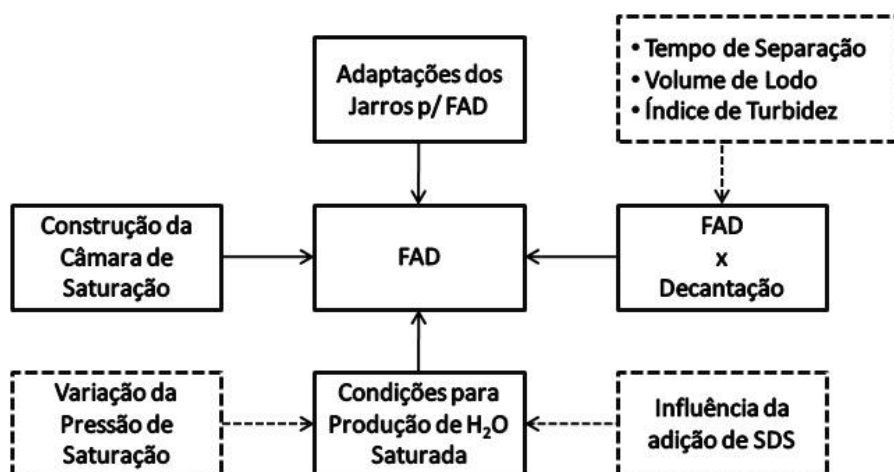
- 8º) Efetuar o fechamento simultâneo dos registros (B) e (D), ao término do tempo desejado, certificando a manutenção da pressão inalterada no interior da câmara;
- 9º) Manter a válvula agulha (F) fechada e abrir cuidadosamente a válvula (E);
- 10º) Demarcar o jarro na medida do volume de água saturada a ser transferida;
- 11º) Efetuar a injeção de água saturada com ar via abertura da válvula agulha (F). A injeção da água saturada com ar para o jarro somente poderá ser realizada após a etapa de floculação e simultaneamente após a retirada dos agitadores.

4.7 Investigação da influência do surfactante na água de saturação e variação da pressão da câmara de saturação na produção de micro bolhas

Nesta etapa do estudo, o Dodecil Sulfato de Sódio (SDS) foi utilizado como agente tensoativo variando as concentrações em 0, 10 e 20 ppm.

Pressões diferentes de saturação foram investigadas visando a produção de água saturada com ar, sendo realizados ensaios com 5,0 Kgf/cm², 4,0 Kgf/cm² e 2,5 Kgf/cm². A Figura 11 apresenta o fluxograma geral das etapas desenvolvidas para a investigação do emprego da FAD.

Figura 11: Fluxograma das etapas investigadas para o emprego da flotação por ar dissolvido (FAD).



4.8 Método otimizado para ensaios de coagulação, floculação e flotação utilizando o efluente de lavanderia industrial

As etapas do procedimento (em condições otimizadas) dos ensaios de coagulação, floculação e flotação utilizando o efluente de lavanderia industrial são apresentados na Figura 12 e podem ser descritos resumidamente da seguinte forma:

- 1º) Transferência da amostra de efluente para os jarros adaptados de acordo com o volume desejado;
- 2º) Ajuste do gradiente de velocidade médio da etapa de alcalinização, ou seja, cerca de 120 s^{-1} ;
- 3º) Adição do Alcalinizante (NaOH), utilizando o pH como referência de dosagem, até a faixa de pH 9,5 – 10,0;
- 4º) Ajuste do gradiente de velocidade médio para início da etapa de coagulação, (reduzir a intensidade para 50 s^{-1});
- 5º) Efetuar cuidadosamente a aplicação do coagulante selecionado até a faixa de pH 4,0 – 4,5;
- 6º) Aplicação do 2º alcalinizante selecionado até a faixa de pH 8,5 – 9,0;
- 7º) Ajuste do gradiente de velocidade médio para a etapa de floculação, (reduzir a agitação para 20 s^{-1});
- 8º) Dosagem da solução de polieletrólito selecionado, até a formação de flocos estáveis (avaliação visual);
- 9º) Interrupção da agitação (suspensão das hastes dos agitadores);
- 10º) Abertura da válvula (F) ilustrada na Figura 9, imediatamente para a introdução da água saturada com ar, até o volume demarcado no jarro, conforme proporção (efluente/água saturada com ar) desejada;
- 11º) Registro dos valores conforme etapa sob investigação;
- 12º) Coleta de amostras da água tratada para os monitoramentos analíticos desejados.

Figura 12: Fluxograma da metodologia desenvolvida para o tratamento de efluente de lavanderia industrial visando à investigação do método de separação sólido-líquido via flotação por ar dissolvido.



5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Amostragem e Preparação das Amostras

Para a caracterização e tratamento dos efluentes foram realizadas coletas de amostras diretamente do tanque de equalização da estação de tratamento de efluentes, seguindo as quantidades e frequências da Tabela 6.

Tabela 6: Cronograma de coletas de amostras dos efluentes brutos das lavanderias AlSCO Toalheiros do Brasil Ltda.

Horário das Coletas (h)	Arujá – SP Volume (mL)	Belo Horizonte - MG Volume (mL)
06	875	875
09	875	875
12	875	875
15	875	875
18	875	875
21	875	875
0	875	875
03	875	875
	7000 mL/ dia	7.000 mL/ dia

O efluente foi armazenado em recipientes de polietileno com capacidade volumétrica de 50 L e, ao completar o período de 7 dias de amostragem, este recipiente foi encaminhado para o LAETE-UFU com suas características físico-químicas praticamente inalteradas.

5.2 Remoção de Óleos e Graxas via Acidulação (Etapa 1)

Para remoção dos óleos e graxas da água residuária foram adotadas duas etapas distintas, a primeira via separação física dos óleos insolúveis (sobrenadantes), seguida do método físico-químico, para óleos solúveis.

Inicialmente, as amostras foram submetidas ao período de repouso mínimo de 60 minutos, tempo suficiente para a formação da camada superficial de óleos insolúveis. Para a remoção física desta camada, o efluente foi transferido pela parte inferior do jarro utilizado até o esgotamento máximo de todo efluente, agora isento de óleos insolúveis. Em seguida, para a remoção dos óleos solúveis, o método de acidulação foi utilizado, sendo aplicado ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) até a faixa de pH 2,0 – 2,5 visando a desestabilização ou desimulsificação destes contaminantes. Nesta etapa, o gradiente de velocidade médio de mistura do *jar test* foi fixado em 120 s^{-1} .

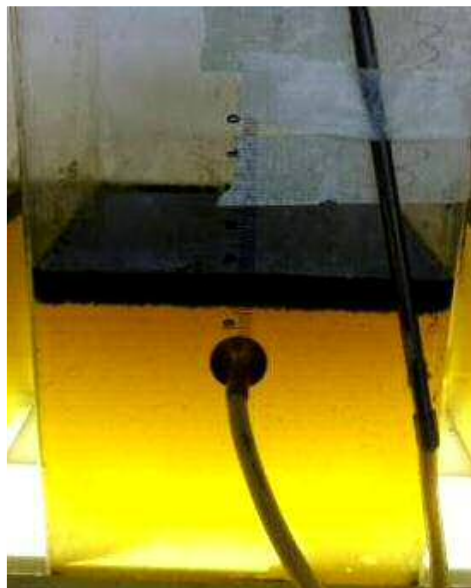
A adição de ácido sulfúrico proporciona a quebra de emulsão e a posterior adição de hidróxido de sódio favorece uma maior emulsificação (SAWYER; McCARTY, 1992). A Figura 13(a) ilustra uma amostra do efluente bruto coletada no tanque de recebimento dos descartes líquidos dos processos de lavagens. Esta água residuária geralmente apresentava coloração acentuada (aparência coloidal e acinzentada), além da elevada concentração de sólidos suspensos ($> 1.500 \text{ mg.L}^{-1}$), já que é composta por inúmeras substâncias adicionadas nos processos de lavagens (desengraxantes alcalinos a base de hidróxido de sódio e hidróxido de potássio, atuantes na etapa de remoção dos óleos e graxas dos tecidos e, conseqüentemente, na retenção destes contaminantes na água de descarte), além das sujidades comuns removidas das roupas. Por esta razão, o efluente bruto oriundo das máquinas de lavagens apresentava-se inicialmente com pH próximo de 11,0.

A Figura 13(b) apresenta uma ilustração do efluente realizada após 15 minutos da etapa de acidulação onde, a formação da camada superficial (borra) indica que todo o óleo livre e grande parte do óleo emulsionado foi insolubilizado nesta etapa, possibilitando a posterior remoção física pela flotação em óleo.

Figura 13: Ilustrações: a) da amostra do efluente bruto coletada do tanque de recebimento de águas residuárias dos processos de lavagens e b) do jarro com amostra de efluente após a etapa de acidulação com ácido sulfúrico.



a)



b)

5.3 Ensaio de Jarro (*Jar Test*)

Com objetivo de estabelecer uma padronização da metodologia para o tratamento deste efluente, várias baterias de ensaios de jarro foram efetuadas, sendo que, por intermédio destes, foram testados os alcalinizantes, coagulantes e polieletrólitos, avaliando os melhores resultados de pH, coagulação, floculação e redução de turbidez.

5.3.1 Investigação do Emprego de Coagulante à base de Tanino Catiônico comparado ao Sulfato de Alumínio (Etapa 2)

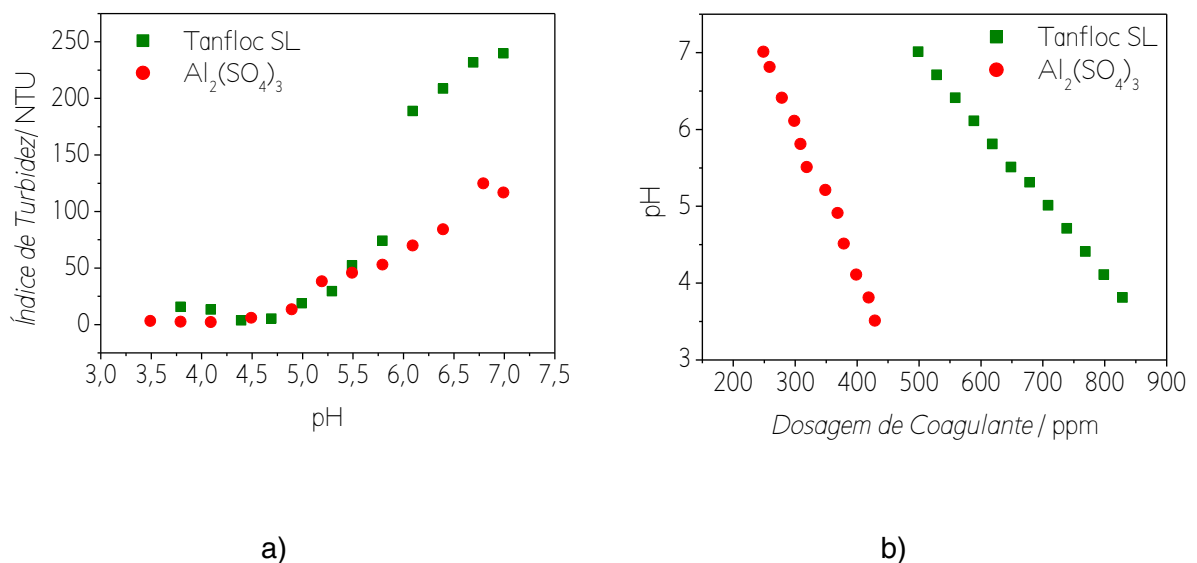
A fim de determinar o pH e a concentração ideal de aplicação de cada coagulante, o objetivo desta etapa foi avaliar o coagulante a base de tanino catiônico em comparação ao sulfato de alumínio quanto a efetividade na remoção de turbidez do efluente tratado.

5.3.1.1 Determinação do pH Ótimo da Coagulação

A redução do índice de turbidez do efluente, foi utilizado como parâmetro de controle do efluente (antes e após tratamento) para a determinação do pH ideal da etapa de coagulação. Inicialmente, o efluente apresentava um índice de turbidez de 1101 NTU. Partindo-se de uma solução 10% (referência) de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, aplicada numa ampla faixa de pH (3,5 – 7,0), variando-se as concentrações do coagulante desde 240 até 440 ppm. Nesta etapa, os índices de turbidez das amostras tratadas foram medidos, (após 30 minutos de sedimentação), sendo os resultados de índices de turbidez em função do pH de aplicação dos coagulantes mostrados na Figura 14.

As dosagens do coagulante catiônico a base de tanino (em suspensão comercializada como Tanfloc SL) foram variadas de 500 a 830 ppm, fixando-se uma ampla faixa de pH (3,5 – 7,0), classificado como tanino catiônico, o tanfloc SL possui pH ácido (de 1,8 a 2,7), baixa viscosidade e alta solubilidade em água (TANAC, 2008) e segundo informado pelo fabricante, este reagente é efetivo em ampla faixa de pH.

Figura 14: Variação do índice de turbidez em função de a) pH e b) dosagem de coagulante; Condições de misturas: Alcalinização com Hidróxido de Cálcio ($Gm= 120 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$), Coagulação ($Gm= 50 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10 \text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min; Turbidez inicial: 1101 NTU.



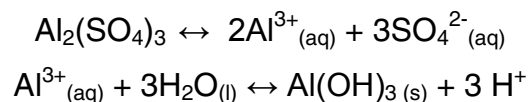
Na Figura 14a, é possível observar inicialmente que, para ambos os coagulantes, os índices de remoção de turbidez do efluente tratado foram influenciados pelo ajuste de pH.

Para determinação do pH ideal para o emprego do sulfato de alumínio como coagulante os maiores valores de remoção de turbidez foram obtidos em uma faixa ácida de pH 3,8 - 4,1, sendo que a máxima remoção de turbidez atingida foi de 99,9% com pH 4,1.

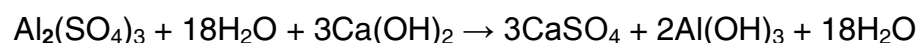
Este valor de pH pode ser considerado abaixo da faixa propícia para o processo de desestabilização de colóides (6,0 – 6,5), pela adsorção-neutralização de cargas (VIANNA, 1997). Porém, nestes ensaios, devido à elevada concentração de partículas coloidais nas amostras de efluente da lavanderia, foram exigidas maiores dosagens de sulfato de alumínio, proporcionando o aumento das cargas positivas nesta região, onde a coagulação tornou-se mais efetiva na remoção de cargas negativas das partículas coloidais, havendo então uma neutralização de cargas na solução. Entretanto, observando a Figura 14a, sugere-se que, com o aumento do pH, a liberação de cargas positivas do coagulante é diminuída resultando consequentemente em uma menor remoção dos sólidos suspensos e turbidez.

A redução do pH para a faixa ácida quando o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) é adicionado à água, pode ser compreendida pelas reações de hidrólise intermediárias, que ocorrem antes da formação do precipitado amorfo. Essas reações liberam prótons (H^+), consumindo substâncias que conferem alcalinidade natural ou inserida à água, como apresentadas nas seguintes reações:

Reação de hidrólise do sulfato de alumínio, quando adicionado em águas com alcalinidade natural, formando hidróxido de alumínio:



Reação de hidrólise do sulfato de alumínio, quando adicionado em águas com alcalinidade (inserida):



Sugere-se nesse caso, que houve uma desestabilização da dispersão coloidal devido à adição de um eletrólito hidrolisável.

Resultados semelhantes foram encontrados por Menezes (2005), onde utilizando o mesmo coagulante, realizou-se um tratamento por coagulação química com remoção de turbidez de 99,6% (de 138 NTU para 0,5 NTU) em pH 5,0 para o tratamento de efluentes de lavanderia industrial, aplicando sulfato de alumínio.

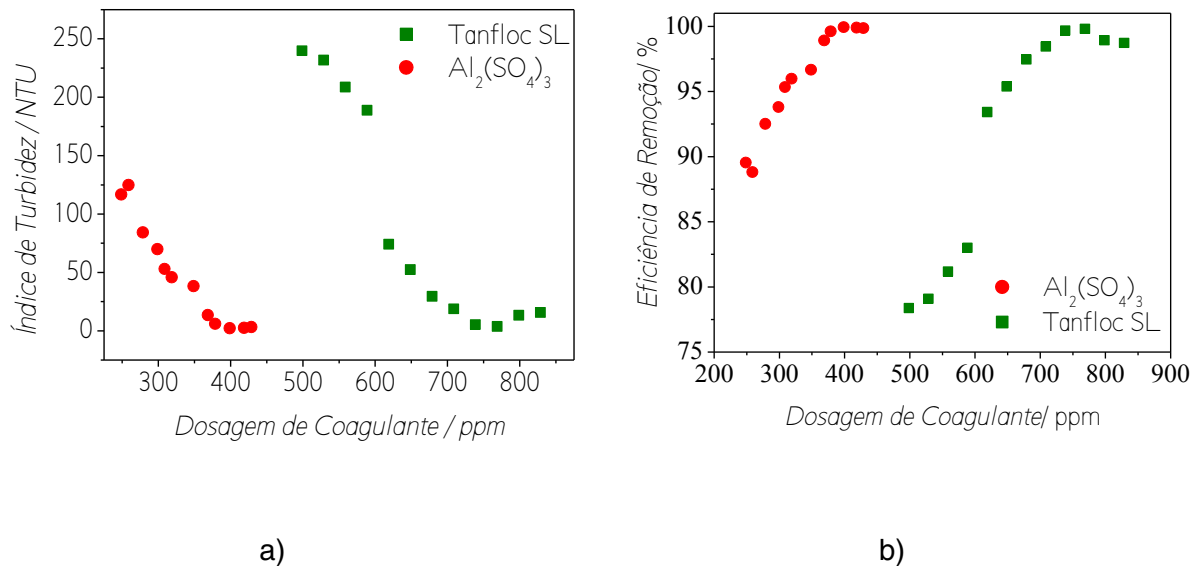
Quanto ao Tanfloc SL, os valores foram apresentados na Figura 14b, e permitem a observar inicialmente que, na faixa de pH 7,0 – 8,0 a eficiência na remoção de turbidez residual foi praticamente nula ou inferior a 1%. Porém, a partir do pH 6,8, menores índices de turbidez foram obtidos, com 76,1% a 81,2% na faixa de pH 6,8 – 6,1, respectivamente. Somente na faixa de pH 4,0 – 4,5, foram obtidos as maiores eficiências na remoção de turbidez, com valores superiores a 99%.

5.3.1.2 Determinação da Dosagem Ótima de Coagulante

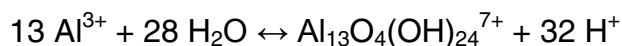
A fim de determinar a concentração ideal de cada coagulante, o objetivo desta etapa foi avaliar o coagulante a base de tanino catiônico em comparação ao sulfato de alumínio quanto a efetividade na remoção de turbidez do efluente.

Segundo Simonet (1982), as dosagens típicas de coagulantes a base de sais metálicos para o tratamento dos efluentes de lavanderias industriais e têxteis, podem variar de 50 a 1500 ppm. Diante dessa grande faixa de dosagens, que depende das características do efluente a ser tratado, optou-se por uma faixa de concentração de 350 a 450 ppm e, para o Tanfloc SL, as dosagens foram ajustadas na faixa de 400 a 850 ppm, considerando principalmente a efetividade na obtenção de coágulos observados durante a execução dos ensaios. A eficiência na remoção de turbidez em função da dosagem dos coagulantes é mostrada na Figura 15.

Figura 15: Variação da dosagem de coagulante em função de a) Índice de Turbidez e b) eficiência de remoção do índice de turbidez.



Diante dos resultados obtidos nesta etapa e apresentados nas Figuras 14 e 15, é possível sugerir que para dosagens elevadas de sulfato de alumínio (geralmente superiores a 300 ppm) e de pH entre, aproximadamente, 6 e 8, há formação do $\text{Al}(\text{OH})_3$ insolúvel. Porém, quando o pH é inferior a cerca de 5,7; pode haver formação e predominância de espécies poliméricas do tipo $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{27}^{4+}$, sendo estas solúveis (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).



Como a dosagem de coagulante altera a quantidade de flocos formados e sua tendência de decantação, a eficiência de remoção de turbidez foi reduzida na medida em que as dosagens foram excedendo o valor considerado ideal (400 ppm). A partir do aumento das dosagens do sulfato de alumínio para 420 ppm e 430 ppm, a turbidez também foi aumentando, resultando em residuais de 1,8 NTU e 2,4 NTU respectivamente. Segundo Gregor *et al.*, (1997), existe uma relação estequiométrica entre a carga negativa da dispersão coloidal e a quantidade de coagulante necessária para a coagulação.

A liberação de prótons (H^+) dessas reações, além de proporcionar o decaimento do pH, ocasionam também o consumo de substâncias que conferem alcalinidade a água (se existente) da ordem de 1 ppm de sulfato de alumínio

$[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14,3 \text{ H}_2\text{O}]$ para cada 0,5 ppm de CaCO_3 (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Por outro lado, diante dos resultados apresentados pelo Tanfloc SL é possível observar que, com o aumento nas concentrações de coagulante, os valores de turbidez foram reduzidos gradativamente, sendo que os valores ilustrados neste gráfico podem ser divididos em três faixas de concentrações com distintas eficiências de remoção de turbidez.

A primeira faixa de concentração variando de 500 a 590 ppm, resulta em valores de índices de turbidez de 239 até 188 NTU, respectivamente. A segunda faixa de concentração de Tanfloc SL, foi de 620 a 770 ppm, resultando em valores de índices de turbidez de 73,3 até 2,9 NTU, respectivamente. Nesta faixa, foram obtidos resultados superiores com o emprego deste coagulante, especificamente com as concentrações de 740 e 770 ppm, atingindo patamares de eficiências da ordem de 99,6 e 99,7% de remoção de turbidez, com 4,4 e 2,9 NTU, respectivamente. A terceira faixa indica queda na eficiência de remoção de turbidez diante do aumento da concentração do coagulante, pois, com 800 e 830 ppm, os resultados dos índices de turbidez foram superiores as dosagens da etapa anterior, sendo 12,6 e 14,9 NTU, respectivamente.

O pH do efluente após a adição do coagulante ficou em uma faixa de 4,5 – 5,5 (para ambos os coagulantes).

Segundo Martinez (1996) *apud* Coral *et al.* (2009), o tanino (Tanfloc SL) atua como coagulante em sistema coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre essas partículas, sendo este processo responsável pela formação dos flocos e, dentre suas principais propriedades, o tanino não altera o pH da água tratada, uma vez que não consome a alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo em uma ampla faixa de pH, de 4,5 a 8,0.

Guedes (2004), em estudos realizados sobre a coagulação de suspensões ricas em óxido de ferro, utilizou o sulfato de alumínio como agente coagulante em proporções de 10, 100 e 1000 ppm para um valor de turbidez igual a 2.300 NTU. A partir dos resultados obtidos, o autor verificou que os valores de turbidez final permaneceram aproximadamente constantes para concentrações superiores a 100 ppm. Segundo o mesmo autor, estes resultados sugerem que concentrações mais elevadas de coagulante não trazem nenhum benefício em termos de redução efetiva de turbidez.

Diferente dos resultados obtidos por Guedes (2004), diante dos resultados apresentados na Figura 15b, observou-se nesta etapa a efetividade na remoção da turbidez diante do aumento da concentração de Tanfloc SL.

Embora a Figura 14 apresente resultados que comprovem a efetividade do tanino numa ampla faixa de pH (4,5 – 8,0), a partir da investigação da dosagem ideal “ótima” do Tanfloc SL (Figura 15), foram observados resultados contraditórios a Martinez (1996) *apud* Coral *et al.* (2009), quanto a alteração do pH pois, como pode ser observado na Figura 14b, com o aumento das concentrações do coagulante Tanfloc SL, o comportamento dos valores de pH foram notoriamente alterados sentido a faixa ácida.

Sendo assim, diante dos resultados de coagulação apresentados com o ambos coagulantes, sugere-se que a melhor dosagem para o sulfato de alumínio foi de 400 ppm e sua faixa de pH em 3,8 a 4,1. Já o Tanfloc SL, apresentou sua melhor efetividade quando aplicado em concentração de 750 ppm e faixa de pH entre 4,0 e 4,5.

5.3.1.3 Conclusões parciais

De acordo com os resultados apresentados nesta etapa (determinação do pH e dosagem ótima do coagulante Tanfloc SL), apresentados nas Figuras 14 e 15, sugerem que, para este tipo de efluente, o coagulante Tanfloc SL seja adicionado em faixa de pH entre 3,5 e 4,0, e concentrações ajustadas na faixa de 740 a 770 ppm considerada superior quando comparada ao sulfato de alumínio (400 ppm) e, quanto a efetividades de remoção de turbidez, com 400 ppm de sulfato de alumínio e 770 ppm de Tanfloc SL, foram obtidos resultados na ordem de 1,5 e 2,9 NTU, respectivamente.

Apesar da diferença de mecanismos de coagulação entre o sulfato de alumínio (varredura ou aprisionamento, onde os colóides são aprisionados no floco de precipitado metálico sendo literalmente “varridos”do meio) e o Tanfloc SL (formação de pontes, ligando os flocos formados pela quelação dos colóides e posterior formação de uma “malha” entrelaçada), coagulante de fonte natural a base de tanino catiônico, apresentou eficiência de remoção de turbidez na ordem de 99%, mesmo sendo dosado em concentrações superiores ao sulfato de alumínio.

Comparado ao sulfato de alumínio, coagulante convencionalmente empregado pela maioria das indústrias, o tanino catiônico (Tanfloc SL) apresentou resultados em relação à qualidade do efluente final muito parecido. Dessa forma,, podemos citar algumas evidentes vantagens como, ser elaborado a base de um material de fonte renovável, reduz inconsideravelmente a concentração de ânions sulfatos ao efluente final e possibilita a obtenção de um lodo mais orgânico, facilitando à disposição final do mesmo ou a sua utilização para fins mais específicos.

5.3.2 Determinação da Dosagem Ótima de Alcalinizante (Etapa 4)

O objetivo desta etapa foi a investigação da natureza e concentrações ideais do alcalinizante para a otimização da etapa de coagulação. Três alcalinizantes foram testados: hidróxido de sódio, aluminato de sódio e hidróxido de cálcio. O coagulante utilizado como referência foi o sulfato de alumínio.

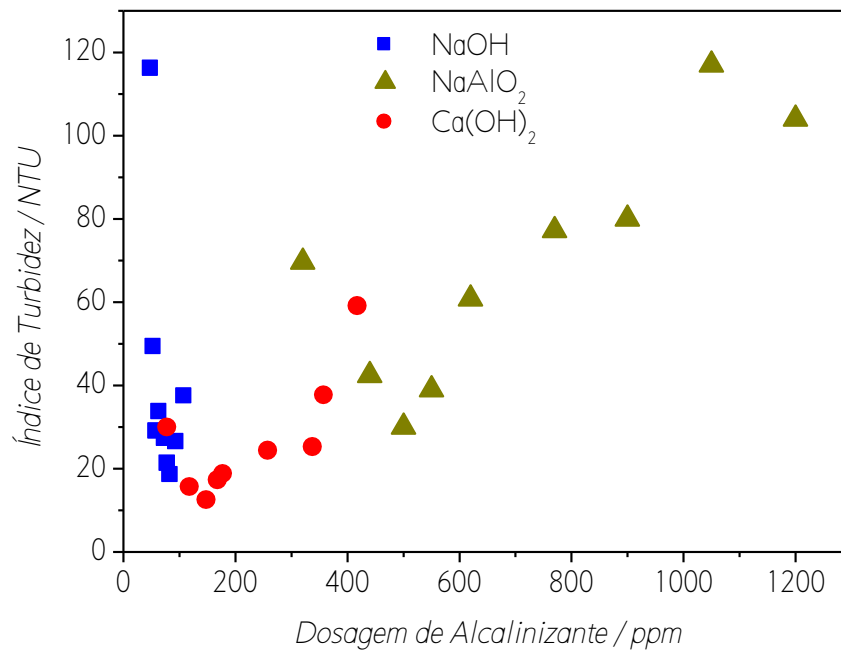
De acordo com a caracterização inicial do efluente utilizado neste estudo, além da coloração cinza escura, o valor de turbidez encontrado foi de 1101 NTU.

Nesta etapa, o pH de coagulação foi fixado na faixa de 4,0 a 4,5, pois, ambos coagulantes testados apresentaram resultados satisfatórios perante aos índices de remoção de turbidez nesta faixa de pH. Embora seja empregado o índice de remoção de turbidez como parâmetro, para a condução dos ensaios, também considerou-se como referência, a ocorrência, ou não, da coagulação para a decisão dos registros dos dados obtidos em cada ensaio.

O índice de turbidez foi adotado como referência para a determinação do alcalinizante com maior efetividade para este parâmetro. Os alcalinizantes foram aplicados em solução (10%), sendo as dosagens efetuadas sempre dois minutos após a aplicação do coagulante, sulfato de alumínio, e sob gradiente de mistura ajustada em 50 s^{-1} .

A Figura 16 apresenta o gráfico com valores dos índices de remoção de turbidez obtidos diante da variação dos tipos de alcalinizantes e concentrações.

Figura 16: Índice de turbidez em função da variação de dosagem de diferentes alcalinizantes. Condições de misturas: Alcalinização ($Gm= 120 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$), Coagulação ($Gm= 50 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10 \text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min; Turbidez inicial: 1101 NTU.



Inicialmente, analisando o gráfico apresentado na Figura 16, os resultados obtidos pela aplicação do hidróxido de sódio, é possível verificar que a partir de 55 ppm os valores de turbidez foram reduzidos consideravelmente, sendo apresentada nesta dosagem 49,1 NTU. Nos ensaios seguintes, as dosagens foram alteradas e ajustadas para 60, 65 e 75 ppm, resultando em valores reduzidos de turbidez, sendo 28,8; 33,5 e 27 NTU, respectivamente.

Os menores valores de turbidez residuais obtidos com o emprego do hidróxido de sódio foram encontrados com a aplicação de 80 ppm e 85 ppm, sendo observada uma redução de aproximadamente 97,5% de turbidez, com valores de 21,1 e 18,3 NTU, respectivamente. Nos ensaios seguintes, o comportamento dos valores dos índices de turbidez, diante da continuidade no aumento das dosagens foram diferentes, pois, com 95 e 100 ppm, os resultados dos índices de turbidez foram superiores as dosagens da etapa anterior, sendo 26,3 e 37,2 NTU, respectivamente.

Diante dos resultados apresentados com o emprego do hidróxido de sódio como alcalinizante, sugere-se que sua dosagem ideal de aplicação está localizada na faixa entre 80 e 85 ppm.

O segundo alcalinizante testado nesta etapa foi o aluminato de sódio, geralmente empregado como coagulante, pois constitui uma fonte de hidróxido de alumínio na composição deste sal. Também apresentado no gráfico da Figura 16, pela adição do aluminato de sódio somente a partir de 320 ppm os valores de turbidez foram reduzidos consideravelmente, sendo apresentada nesta dosagem 69,6 NTU ou índice de remoção de 91,5%, com 420 ppm obteve-se uma redução de 94,8% ou 42,4 NTU.

Na sequência, analisando os valores apresentados diante do aumento das dosagens de aluminato de sódio, o melhor resultado encontrado, foi obtido com a dosagem de 500 ppm, atingindo uma redução de turbidez de aproximadamente 96,5% de eficiência, com valor de 30 NTU. No entanto, com a continuidade dos ensaios com o aumento gradativo das dosagens, embora ainda apresentando valores satisfatórios, com 39 NTU ou eficiência de remoção de turbidez em 95,9%, a partir de 550 ppm, os resultados apresentados foram inferiores.

Nos testes com o aumento das dosagens de aluminato de sódio efetuadas com 620, 770, 900 e 1050 ppm, os índices de turbidez também foram aumentando, apresentando resultados na ordem de 60,8; 77,2; 80 e 117 NTU, respectivamente. Somente no último ensaio desta etapa, observou-se uma ligeira redução comparada aos valores obtidos até então, sendo 104 NTU resultante da dosagem de 1200 ppm de aluminato de sódio.

Com o emprego do aluminato de sódio como alcalinizante ou auxiliar de coagulação, sugere-se que a dosagem ideal de aplicação para o tratamento deste efluente foi de 500 ppm.

O terceiro e último alcalinizante testado nesta etapa, foi o hidróxido de cálcio, mantendo sempre as mesmas condições dos procedimentos anteriores, o pH de coagulação foi fixado na faixa de 4,0 a 4,5. O hidróxido de cálcio também foi aplicado em solução preparada a 10% e dosado dois minutos após o coagulante, sulfato de alumínio, sob gradiente de mistura ajustado em 50 s^{-1} .

Observa-se nos valores inseridos na Figura 16 que, a cada ensaio realizado houve um aumento gradativo nas concentrações de hidróxido de cálcio e, como citado anteriormente, embora seja empregado o índice de remoção de turbidez

como parâmetro, para a condução dos ensaios, também considerou-se como referência, a ocorrência, ou não, da coagulação para a decisão dos registros dos dados obtidos em cada ensaio.

O comportamento dos resultados de remoção do índice de turbidez com emprego de hidróxido de cálcio apresentado, foi inicialmente observado a partir da dosagem de 80 ppm, sendo obtido o valor de 29,6 NTU ou 96,4% de eficiência de remoção, com relação a turbidez inicial do efluente bruto, anotada em 1101 NTU. Nos ensaios seguintes, com o aumento das concentrações para 120 e 150 ppm, obteve-se 15,3 e 12,2 NTU, respectivamente. Ressalta-se a característica dos flocos observada nestes últimos dois ensaios, maiores e mais estáveis. Tais resultados em termos de eficiência de remoção de turbidez foram respectivamente de 98,2 e 98,5%.

Em seguida, mesmo continuando a variação das dosagens de forma crescente, os índices de remoção de turbidez apresentaram queda de eficiência, sendo observado o aumento nos índices de turbidez na ordem de 17, 18,5 e 24,1 NTU com aplicação de 170, 180 e 260 ppm, respectivamente. Nestas últimas dosagens, além das quedas de eficiências de remoção de turbidez, não foram observadas também as mesmas características de formação dos flocos dos ensaios anteriores, sendo nestes últimos três, apresentando flocos menores e mais frágeis.

Nos ensaios seguintes, coagulações satisfatórias foram obtidas com adições de hidróxido de cálcio nas concentrações de 340, 360 e 420 ppm e, novamente observou-se que os índices de turbidez também foram aumentando, apresentando resultados na ordem de 25, 37,4 e 58,8 NTU, respectivamente. Assim, avaliando as eficiências de remoção de turbidez para estas concentrações, observou-se a queda de eficiência diante dos seguintes valores, 96,9, 95,4 e 92,8%, respectivamente.

Diante dos resultados apresentados com o emprego do hidróxido de cálcio como alcalinizante, sugere-se que a dosagem ideal de aplicação para o tratamento deste efluente foi de 150 ppm.

Observa-se também na Figura 16 que, apesar dos resultados de eficiência de remoção da turbidez, quando acima de 90% sejam considerados satisfatórios para este tipo de efluente, as dosagens efetuadas nestas etapas mostram que não há proporcionalidade nos resultados obtidos para remoção da turbidez diante do aumento das concentrações dos alcalinizante. Portanto dependendo do tipo de

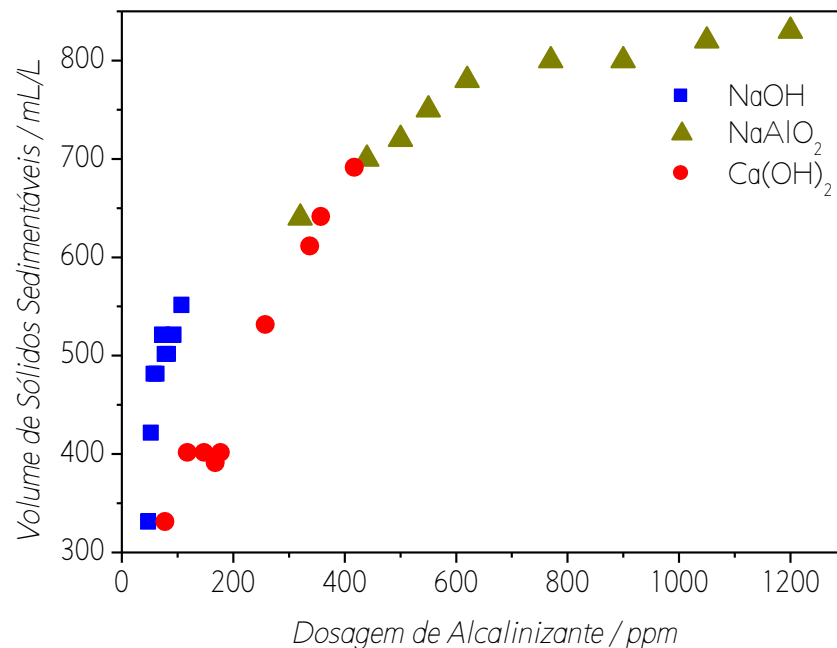
alcalinizante utilizado, a eficiência de remoção da turbidez como parâmetro para a obtenção da dosagem ideal, pode ser atingida mesmo nas menores concentrações.

Em termos de comparação, os alcalinizantes hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio apresentam melhores resultados para remoção de turbidez, sendo 97,8% (85 ppm) e 98,5% (150 ppm), respectivamente. Enquanto o aluminato de sódio atingiu 96,3% de eficiência com 500 ppm de concentração. Apesar da elevada eficiência, esta acentuada concentração de aluminato de sódio apresentada nesta etapa sugere que este sal de alumínio seja mais efetivo como coagulante principal, podendo até ser comparado ao sulfato de alumínio, do que adicionado como alcalinizante. De acordo com Lopes (2011), o aluminato de sódio pode ser considerado como alcalinizante alternativo pois, causa o aumento nos valores de pH quando adicionado em águas residuárias. Disponível também na forma líquida, apresenta teor de alumínio entre 0,21 e 0,27 Kg.L⁻¹.

Além do pH, concentração de dosagem e índice de remoção de turbidez, o parâmetro sólidos sedimentáveis também foi investigado nesta etapa em complemento para a determinação do alcalinizante ideal para o desenvolvimento e adequação da metodologia para o tratamento do efluente de lavanderia industrial utilizado neste estudo. A Figura 17 apresenta os resultados de sólidos sedimentáveis obtidos na etapa de investigação das concentrações dos alcalinizantes.

As leituras de sólidos sedimentáveis de cada ensaio foram efetuadas após 30 minutos de sedimentação em cone de Imhoff®.

Figura 17: Resultados de volume de lodo sedimentável após 30 minutos obtidos nos ensaios para determinação das dosagens dos alcalinizantes Hidróxido de Sódio, Hidróxido de Cálcio e Aluminato de Sódio; Condições de misturas: Alcalinização ($Gm= 120 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$), Coagulação com Sulfato de Alumínio ($Gm= 50 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10 \text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min.



Em relação aos sólidos sedimentáveis, este gráfico apresenta os valores dos volumes de sólidos sedimentáveis obtidos a partir das dosagens dos diferentes alcalinizantes empregados. Observa-se que os alcalinizantes hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio, apresentaram resultados superiores aos obtidos pelo aluminato de sódio, quanto ao volume de resíduos sedimentáveis..

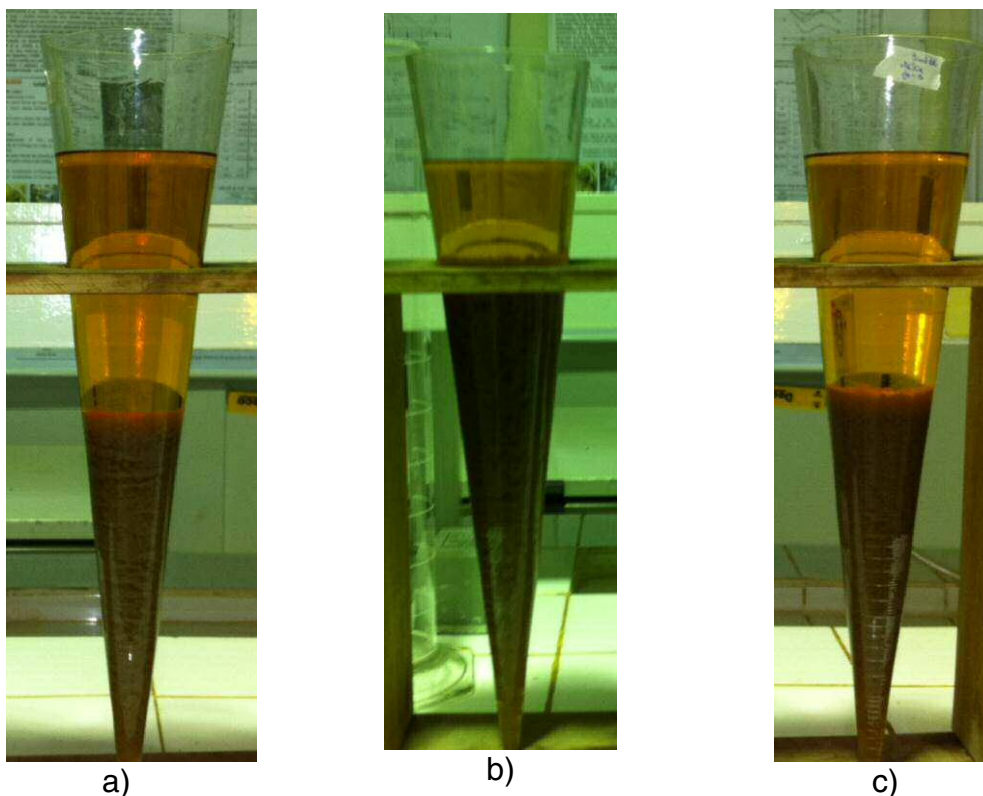
Os melhores resultados quanto ao volume de resíduo sedimentável dos alcalinizantes hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio foram iguais, sendo 330 mL.L^{-1} em 30 minutos e, apesar desta igualdade, as concentrações foram obtidas em condições diferentes, sendo 30 e 80 ppm, respectivamente. O melhor resultado apresentado pelo aluminato de sódio foi de 640 mL/L com 330 ppm.

Em uma análise visual, pôde-se verificar que os flocos formados pelos ensaios com emprego do hidróxido de cálcio apresentavam-se mais definidos e aglutinados quando comparados com o hidróxido de sódio. O comportamento da velocidade de sedimentação também foi diferente, os ensaios com emprego do

hidróxido de cálcio apresentaram maior velocidade de sedimentação, comparado aos demais alcalinizantes.

A Figura 18 ilustra os melhores ensaios de coagulação e floculação obtidos com cada alcalinizante investigado.

Figura 18: Ilustrações dos ensaios de coagulação e floculação com emprego de alcalinizantes diferentes a) NaOH, b) NaAlO_2 e c) Ca(OH)_2



5.3.2.1 Conclusões parciais

A partir destes resultados, conclui-se que os alcalinizantes hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio apresentaram melhores resultados em todos os parâmetros investigados, sendo distintos apenas nas concentrações de dosagem e velocidade de sedimentação. Embora os ensaios com emprego do hidróxido de sódio tenham apresentado maiores índices de remoção de turbidez (97,8%) com menor dosagem (85 ppm), os resultados dos ensaios com emprego do hidróxido de cálcio foram ligeiramente superiores (98,5%) e também apresentaram maior velocidade de sedimentação, no entanto com maior dosagem (150 ppm).

De acordo com o método adotado nesta etapa, o sulfato de alumínio foi utilizado como coagulante padrão em todos os ensaios e, diante da formação de flocos com características diferentes, sugere-se que os alcalinizantes são fundamentais para o mecanismo de coagulação, pois, segundo Zabel (1984) *apud* Aisse *et al.* (2001), estes auxiliares, quando aplicados, forçam uma desestabilização das partículas coloidais, mais especificamente na camada difusa, de maneira que a mesma para restabelecer seu equilíbrio reduz sua espessura, eliminando a estabilização eletrostática. Por fim, as camadas difusas (composta por íons em dupla camada que englobam a partícula) se juntam, ocorrendo a coagulação da partícula possibilitando assim uma maior eficiência na coagulação.

5.3.3 Determinação dos Polieletrólitos da Etapa de Flocculação

Também conhecidos como agentes flocculantes, os polieletrólitos relacionados (polímeros originários de proteínas e polissacarídeos de natureza sintética, de massas moleculares geralmente muito elevadas) foram testados nesta etapa para a determinação do melhor polieletrólito e respectiva dosagem. Foram utilizados três polímeros de classes diferentes, sendo um aniônico, um catiônico e um não iônico.

As condições de agitação também foram mantidas conforme todas etapas anteriormente investigadas, sendo o gradiente de velocidade médio fixado em 120 s^{-1} para etapa de alcalinização, 50 s^{-1} para etapa de coagulação e 20 s^{-1} para etapa de flocculação.

Em todos os ensaios, as dosagens ocorreram sempre 2 minutos após a etapa de coagulação.

Foram preparadas soluções com a mesma concentração, sendo 1,5% dos polieletrólitos NALCLEAR 8110 (Poliacrilamida Catiônica), NALCLEAR 8173 (Poliacrilamida Aniônica) e NALCLEAR 8170 (Poliacrilamida Não Iônica).

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos nos ensaios de *Jar Test*, utilizando dois coagulantes como referência para a etapa de coagulação, sendo o sulfato de alumínio e Tanfloc SL. As concentrações de adição dos coagulantes foram extraídas dos resultados obtidos na investigação da dosagem ótima de cada coagulante, sendo 400 ppm para o sulfato de alumínio e 770 ppm para o Tanfloc SL.

Tabela 7: Resultados dos testes realizados no tratamento de efluente bruto de lavanderia industrial com 1101 NTU de turbidez inicial, na etapa de floculação com adição de polieletrólitos com diferentes caracteres iônicos. Condições de misturas: Alcalinização com Hidróxido de Cálcio ($G_m = 120 \text{ s}^{-1}$ e $T_m = 2 \text{ min}$), Coagulação ($G_m = 50 \text{ s}^{-1}$ e $T_m = 2 \text{ min}$) e Floculação ($G_f = 20 \text{ s}^{-1}$ e $T_m = 10 \text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min

Coagulante e Dosagem	Polieletrólito (Poliacrilamida)	Avaliação da Floculação	Turbidez (NTU)
Sulfato de Alumínio / 400 ppm	Catiônico/ 1,5 ppm	Boa	33,8
Sulfato de Alumínio / 400 ppm	Aniônico/ 1,5 ppm	Excelente	1,55
Sulfato de Alumínio / 400 ppm	Não Iônico/ 1,5 ppm	Insatisfatória	27
Tanfloc SL / 770 ppm	Catiônico/ 1,5 ppm	Boa	18,9
Tanfloc SL / 770 ppm	Aniônico/ 1,5 ppm	Excelente	2,9
Tanfloc SL / 770 ppm	Não Iônico/ 1,5 ppm	Insatisfatória	212

De acordo com os resultados obtidos nestes ensaios, para ambos os coagulantes, o polieletrólito aniônico apresentou maior eficiência quanto aos índices de remoção de turbidez e avaliação da formação de flocos. De acordo com Akelah e Moet (1990), *apud* Spinelli, (2001) a adição de um polieletrólito de sinal oposto ao da partícula dispersa, causa a floculação, provocando a neutralização de cargas por causa da adsorção do polímero na superfície da partícula, via ligação eletrostática e, conseqüentemente, neutralização de carga na partícula.

Oliveira e Rúbio (2011) citam que a floculação está diretamente relacionada às propriedades físico-químicas da suspensão que dependem das interações entre a superfície das partículas e as moléculas do solvente e tais interações variam com a polaridade do solvente e o caráter da superfície das partículas. Nesta superfície pode existir um desequilíbrio de cargas que, quando em contato com um solvente, interagem com as moléculas ou íons do mesmo, podendo dar origem às cargas elétricas adsorvidas, de modo que os principais íons capazes de interagir com a superfície das partículas e determinar a carga superficial destas são os íons hidrogênio (H^+) e íons hidroxila (OH^-). Dessa forma, a variação do pH da suspensão é de grande importância para a modificação das cargas superficiais das partículas em suspensão.

Eckenfelder Jr. (1989) menciona que os polieletrólitos catiônicos absorvem colóides ou flocos negativos, os aniônicos substituem os grupos aniônicos em uma

partícula coloidal e permitem a ligação de hidrogênio entre o colóide e o polímero, e os polieletrólitos não iônicos, absorvem e formam flocos por ligações de hidrogênio entre as superfícies sólidas e os grupos polares no polímero.

5.3.3.1 Conclusões parciais

Com base nestes conceitos, é possível concluir que a maior efetividade do polieletrólito aniônico neste estudo pode ser atribuído a influência do pH na superfície da partícula, diante dos ajustes de pH na faixa ácida (2,0 - 2,5) desde a etapa de desmulsificação e, pela adição de coagulantes catiônicos (sulfato de alumínio ou tanino catiônico) na desestabilização das partículas coloidais, ambos atuantes em faixa de pH ácida. Desta forma, o polieletrólito (aniônico) via ligação eletrostática, consegue promover a neutralização de carga na partícula por causa da adsorção do polímero em sua superfície.

5.4 Investigação da Intensidade de Mistura e Tipos de Agitadores

Com os parâmetros já definidos (pH ideal, dosagem ideal de coagulante, alcalinizante e polieletrólito), nesta etapa foram realizados ensaios para a determinação das melhores condições de mistura para as etapas de alcalinização, coagulação e floculação, adotando valores diferentes de gradiente de velocidade para mistura rápida (Gm), melhor gradiente de velocidade médio para mistura lenta na etapa de floculação (Gf) e melhores tempos de misturas (Tm).

Para avaliação da melhor condição de mistura, considerou-se como principal parâmetro, o menor valor de turbidez residual e característica dos flocos (tamanho, formato e estabilidade) pois, de acordo com Leme (1997), na floculação, a agitação na água deve ser tal que crie gradientes de velocidade que causem turbulência capaz de provocar choques ou colisões entre partículas coaguladas e as existentes em suspensão e no estado coloidal da água. Estes gradientes são limitados para que não ultrapassem a capacidade de resistência do cisalhamento destas partículas.

5.4.1 Intensidade da Mistura

A agitação refere-se ao movimento induzido de um material em forma determinada, geralmente circulatória, dentro de um recipiente, com os objetivos de promover maior transferência de massa, acelerar reações químicas, entre outros. O aumento da intensidade de agitação melhora os fluxos de transferência de massa e, portanto, aumenta a velocidade de consumo dos reagentes.

Amirtharajah (1989) *apud* Lopes (2011), ao estudar a influência dos valores de gradiente de velocidade para mistura rápida (Gm), relata que os melhores resultados no tratamento, com cloreto férrico, de partículas com tamanho médio de 3mm, foram conseguidos com Gm entre 700 e 1000 s^{-1} , ou acima de 3500 s^{-1} . Quando o tamanho médio das partículas foi aumentando para 6,0 μm , os valores ótimos de Gm variaram entre 800 – 1000 s^{-1} e acima de 3000 s^{-1} . Quanto ao uso de polímeros orgânicos, o referido autor explica que os mecanismos de coagulação resultante da adição desses polímeros são a neutralização das cargas e a formação de pontes entre partículas. Os valores elevados de gradiente de mistura rápida não são essenciais para uma coagulação eficiente quando os polímeros são utilizados, pois diferentemente dos coagulantes inorgânicos (sais de ferro ou de alumínio, por exemplo), não ocorrem reações de adsorção dos colóides e de precipitação dos hidróxidos, reações competitivas entre si. Além disso, valores elevados de gradiente de velocidade podem provocar quebra dos flocos, diminuindo a eficiência da coagulação/floculação. Desta forma, o autor indica valores de gradiente de mistura rápida entre 400 e 650 s^{-1} e tempo de mistura rápida entre 30 e 60 s.

Na mistura rápida, ocorrem as principais reações químicas entre o alcalinizante, coagulante e polieletrólito. De acordo com Piantá (2008), nesta fase os coagulantes devem ser adsorvidos pelas partículas coloidais da água de tal forma que as reações físico-químicas que ocorrem durante a dispersão sejam totalmente completadas. Assim, a velocidade de dispersão é de vital importância para todo o processo de tratamento do efluente. Portanto, a eficiência deste processo depende de um ponto de agitação suficientemente grande que garanta a mistura completa dos reagentes com a água num intervalo de tempo suficientemente pequeno.

Para a mistura do hidróxido de cálcio, empregado nesta etapa como alcalinizante, a intensidade dos agitadores foram ajustadas para o gradiente de

velocidade média de 500 s^{-1} á 600 s^{-1} (mistura rápida) e tempo de mistura (T_m) de 60 segundos.

Metcalf & Eddy (2003) e Lopes (2011), citam que a etapa de coagulação deve ocorrer sob condições de mistura rápida (500 s^{-1} – 1500 s^{-1}) com tempo de mistura rápida (T_{mr}) de 5 – 30 segundos. No entanto, para este tipo de efluente (Sólidos Totais $> 1.500 \text{ mg.L}^{-1}$), como pode ser observado na Tabela 8, a homogenização dos coagulantes nesta faixa de intensidade, apresentou resultados insatisfatórios quanto a remoção do índice de turbidez.

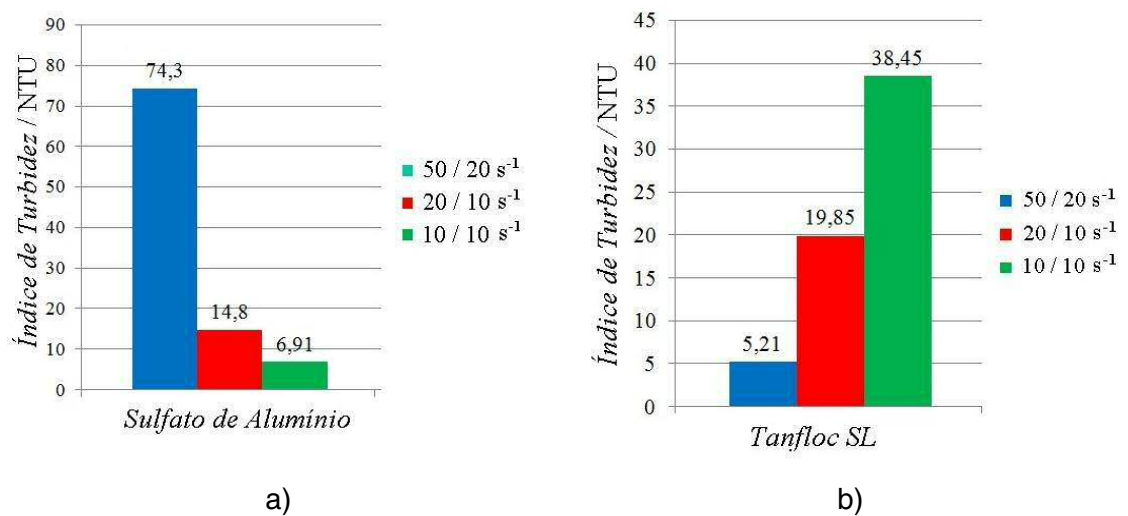
Tabela 8: Resultados obtidos nos ensaios para determinação da intensidade de mistura rápida na etapa de coagulação (Sulfato de Alumínio= 400 ppm e Tanfloc SL= 770 ppm). Condições do ensaio: Alcalinização ($G_m= 500 \text{ s}^{-1}$ e $T_m= 60 \text{ s}$) e Floculação com 1,5 ppm de Polieletrólito Aniônico ($G_f= 20 \text{ s}^{-1}$ e $T_m= 10 \text{ min}$); Tempo de sedimentação: 30 min

Coagulante	Mistura Rápida (G_{mr}) / s^{-1}	Tempo de Mistura rápida (s)	Índice de Turbidez / NTU
Sulfato de Alumínio	500	30 – 60	37,5
Sulfato de Alumínio	600	30 – 60	42,1
Sulfato de Alumínio	800	30 – 60	55,8
Tanfloc SL	500	30 – 60	44,6
Tanfloc SL	600	30 – 60	56,9
Tanfloc SL	800	30 – 60	53,0

Diante do exposto, o gradiente de velocidade dos misturadores da etapa de coagulação, foram ajustados e avaliados com menores intensidades (50 s^{-1} , 20 s^{-1} e 10 s^{-1}), para dois tipos de coagulantes, sendo o sulfato de alumínio e o Tanino. Na etapa de floculação, os gradientes de velocidades avaliados foram 20 e 10 s^{-1} , com emprego de poliacrilamida catiônica e aniônica, como agentes floculantes. De acordo com a etapa de determinação da dosagem ideal de cada coagulante, a concentração do sulfato de alumínio e tanino foram ajustadas em 400 e 770 ppm, respectivamente. Para a etapa de floculação, a escolha dos polieletrólitos e respectivas concentrações de aplicação, foram respeitados os resultados obtidos na etapa anterior (determinação dos polieletrólitos).

A Figura 19 apresenta os valores de índice de turbidez obtidos para os dois tipos de agentes coagulantes e floculantes nas velocidades de agitação de modo combinado para coagulação e floculação, respectivamente, de 50/20, 20/10 e 10/10 s^{-1} .

Figura 19: Valores de Índices de turbidez (NTU), do efluente tratado, avaliados para os coagulantes, a) Sulfato de alumínio e b) Tanfloc SL, com polieletrólito aniônico, em função da variação dos gradientes de mistura e tempos de misturas.



Pelo gráfico da Figura 19(a), é possível observar que, utilizando o sulfato de alumínio como agente coagulante, o menor valor de turbidez (6,91 NTU) foi obtido nos ensaio com menores intensidades de mistura. Neste caso, o gradiente de velocidade médio (Gm) em 10 s^{-1} para a coagulação e 10 s^{-1} para floculação (Gf), sugerindo a ocorrência de “quebra” dos coágulos e flocos, nos ensaios com maiores intensidades de misturas.

Utilizando o Tanfloc SL como agente coagulante (Figura 19-b), o comportamento dos valores de índice de turbidez foram opostos, sendo observado os maiores valores de índice de turbidez nos ensaios com gradientes de velocidades de misturas de 20/10 s^{-1} e 10/10 s^{-1} .

Comparando os valores de turbidez pelas características dos flocos formados, diante da variação dos coagulantes, sulfato de alumínio e tanino (inorgânico e orgânico), observa-se que a estabilidade dos flocos obtidos pelo uso de sulfato de alumínio sofre maior influência e maior efetividade na remoção de turbidez, de acordo com a redução da intensidade de agitação (Gm) e tempo de mistura (Tm), sugerindo a formação de flocos menos estáveis (tamanho variado e mais frágeis),

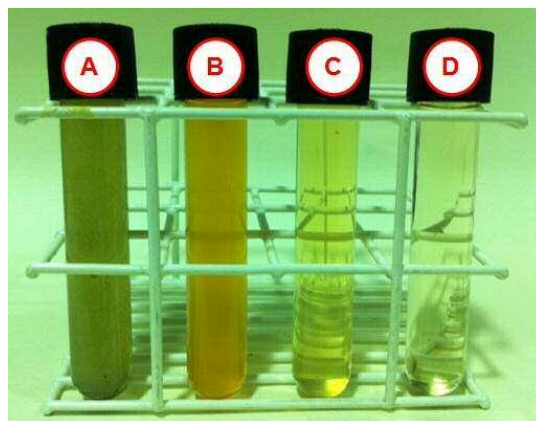
em relação ao flocos obtidos nos ensaios com emprego do Tanfloc SL. Este fator pode ser considerado como um indicador limitante ao emprego do tanino como coagulante, condicionando a qualidade da etapa de coagulação em gradiente de mistura acima de 50 s^{-1} , sendo estes, fatores determinantes quanto ao tempo de permanência do efluente em uma estação de tratamento.

A Tabela 9 apresenta os resultados dos ensaios realizados no tratamento de efluente bruto de lavanderia industrial com 1101 NTU de turbidez inicial (Amostra A), variando os gradientes de velocidades de agitação nas etapas de coagulação e floculação. Na sequência, a Figura 20 ilustra as amostras dos ensaios apresentados na Tabela 9

Tabela 9: Variação dos gradientes de velocidades de agitação nas etapas de coagulação e floculação, utilizando sulfato de alumínio e polieletrólito aniônico.

Ensaio	Etapa de Coagulação $Gm \text{ (s}^{-1}\text{)}$	Etapa de Floculação $Gm \text{ (s}^{-1}\text{)}$	Turbidez (NTU)
Amostra A	-	-	1101
Amostra B	50	20	84,9
Amostra C	20	10	12,8
Amostra D	10	10	8,8

Figura 20: Fotos do efluente proveniente da lavanderia industrial em diferentes intensidades de agitações aplicadas no tratamento físico-químico utilizando sulfato de alumínio e polieletrólito aniônico.



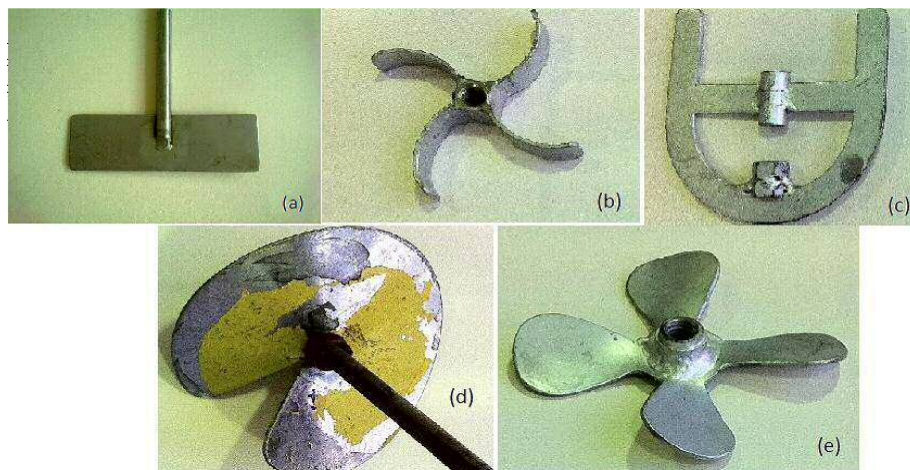
5.4.2 Tipos de Agitadores

Os agitadores (impelidores) são escolhidos de maneira a fazer com que o líquido percorra determinados caminhos dentro do recipiente. O tipo de agitador deve permitir que as velocidades desejadas para vencer as resistências à transferência de massa sejam alcançadas com o gasto mínimo de energia (BRUNELLO *et al.*, 1986).

Os agitadores são classificados de acordo com o tipo de movimento que imprimem ao fluido em agitação. Assim, têm-se agitadores que provocam um escoamento axial, isto é, em que o líquido percorre um caminho paralelo ao eixo do agitador e agitadores que provocam um escoamento radial, em que o fluido se desloca perpendicularmente à direção do eixo do agitador.

A Figura 21 apresenta os agitadores utilizados neste trabalho. Os agitadores padrão (a), palheta inclinada (b) e palheta do tipo âncora (c) promovem um escoamento radial no fluido, enquanto que os agitadores impelidor do tipo parafuso (d) e hélice (e) provocam escoamento do tipo axial.

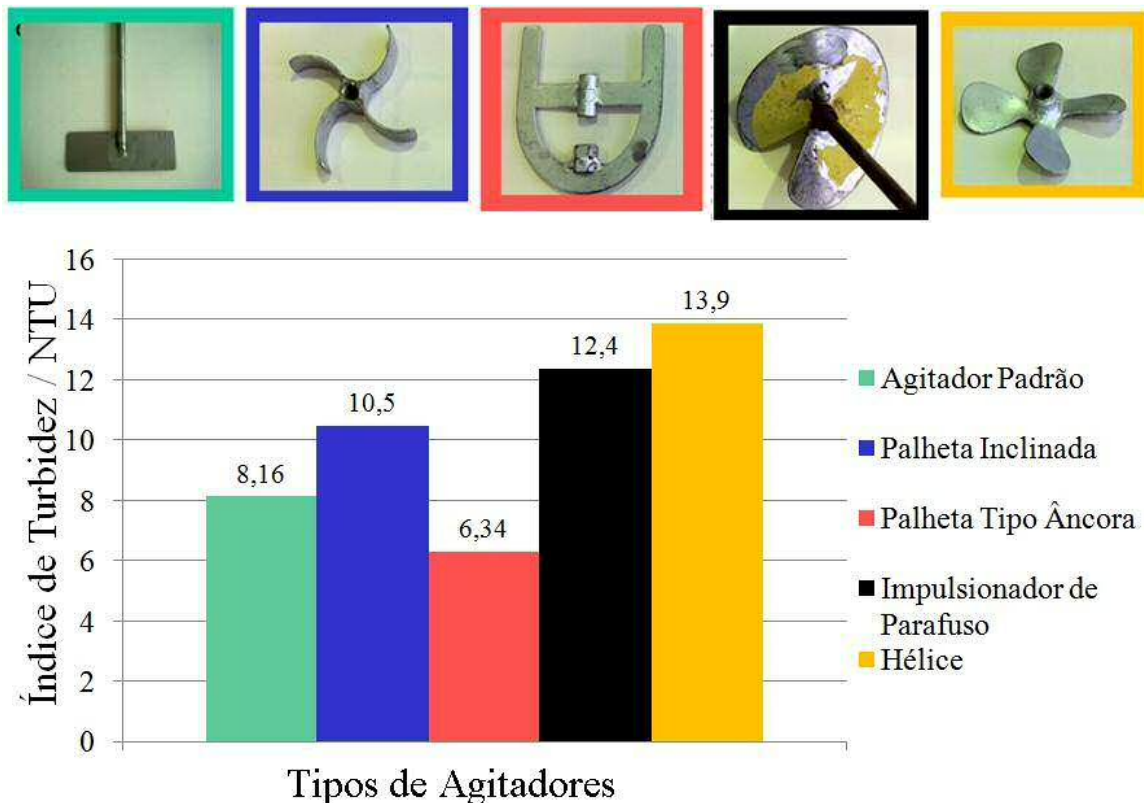
Figura 21: Agitador padrão (a), palheta inclinada (b), palheta do tipo âncora (c), impulsor de parafuso (d) e hélice (e).



O gradiente de velocidade de agitação foi ajustada para combinação $20/10s^{-1}$, para a etapa de coagulação e floculação, respectivamente e a concentração de floculante utilizada foi de 2,0 ppm, tanto para o polieletrólito de natureza catiônica, quanto para o polieletrólito de natureza aniônica.

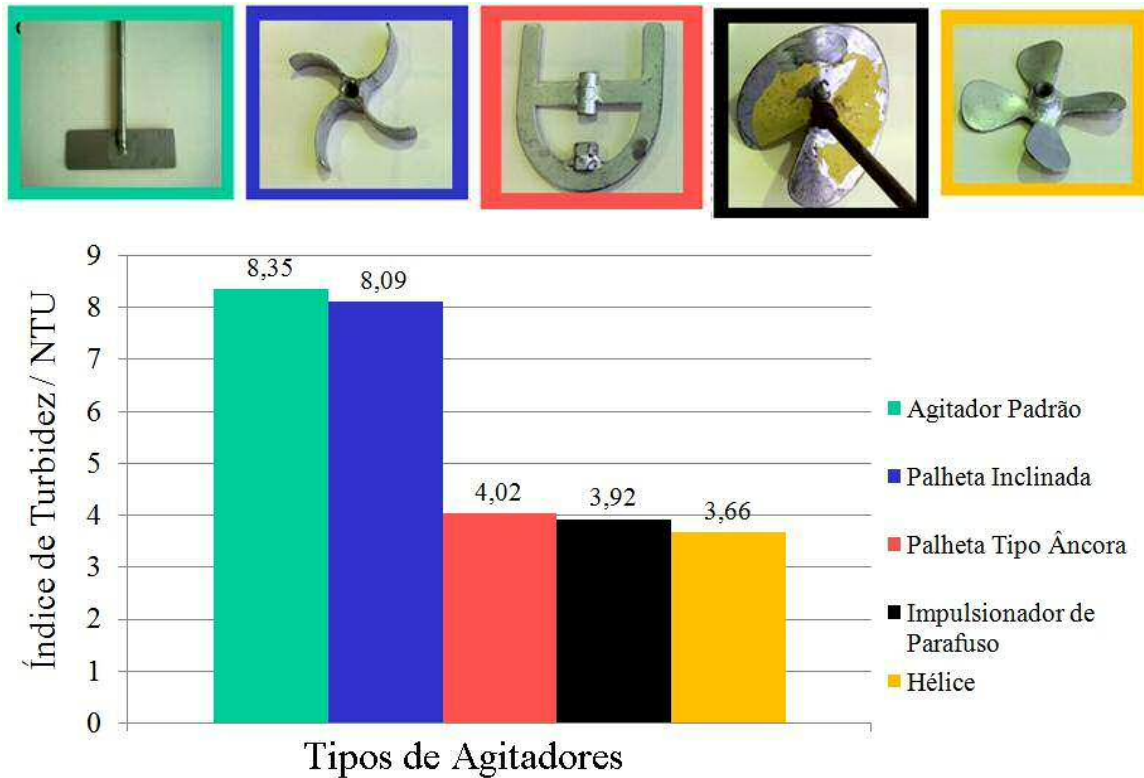
O desempenho dos quatro tipos de agitadores, tendo como referência o agitador padrão de um equipamento convencional de *Jar Test*, e a utilização do coagulante sulfato de alumínio foram avaliadas com o polieletrólito de natureza aniônica agindo como floculante. Os valores de índices de turbidez para os cinco agitadores, seguindo a metodologia otimizada para o tratamento estabelecida nas etapas anteriores, estão representados pela Figura 22.

Figura 22: Valores de índice de turbidez do efluente tratado para cinco tipos de agitadores utilizando o sulfato de alumínio como agente coagulante e o polieletrólito aniônico como agente floculante.



Com o emprego do coagulante orgânico a base de Tanino, novamente o desempenho dos quatro tipos de agitadores foi avaliado, novamente seguindo a metodologia otimizada para o tratamento estabelecida nas etapas anteriores, como mostra a Figura 23.

Figura 23: Valores de índice de turbidez do efluente tratado para cinco tipos de agitadores utilizando o Tanino como agente coagulante e o polieletrólito catiônico como agente floculante.



Conforme apresentado e discutido na etapa anterior, os menores valores de índice de turbidez foram novamente observados quando aplicou-se Tanino como coagulante e polieletrólito catiônico como agente floculante. A palheta tipo âncora (c) apresentou o menor valor de índice de turbidez (6,34 NTU) quando foi utilizado sulfato de alumínio como agente coagulante e polieletrólito aniônico como floculante. Já para o coagulante Tanino e polieletrólito catiônico, três tipos de agitadores (palheta do tipo âncora (c), impulsionador de parafuso (d) e hélice (e)) apresentaram baixos índices de turbidez. O agitador padrão forneceu os maiores valores de índice de turbidez, para ambos os coagulantes aplicados, indicando a quebra dos flocos com maior facilidade.

As Figuras 24 e 25 mostram os flocos formados durante o tratamento para os cinco tipos de agitadores e para o coagulante sulfato de alumínio e polieletrólito aniônico aplicados.

Figura 24: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores padrão (a), hélice (e) e palheta inclinada (b).

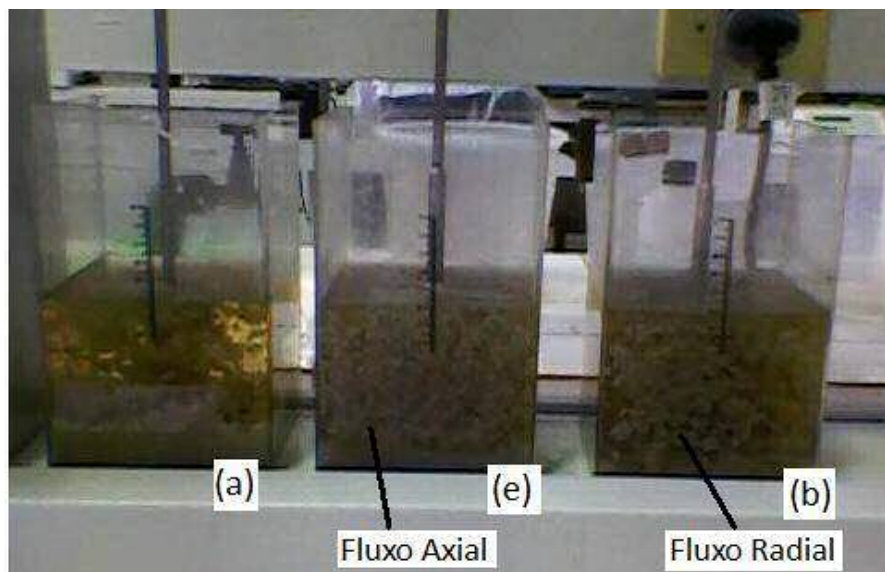
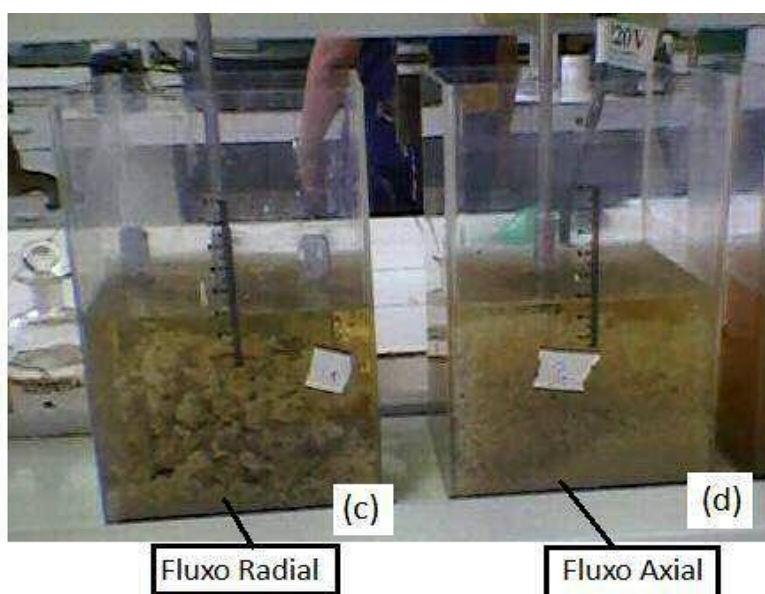


Figura 25: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores palheta do tipo âncora (c) e impulsor de parafuso (d).



A partir das Figuras 24 e 25, é possível observar que os flocos maiores e mais densos foram formados pelos agitadores tipo padrão (a) e pelo agitador do tipo âncora (c) e, conseqüentemente, estes apresentaram os menores valores índices de turbidez. O agitador do tipo âncora provoca escoamento radial, que gera linhas de fluxo perpendicular ao eixo do agitador. Este tipo de fluxo gerado é mais agressivo

no que diz respeito à mistura, e permite maior homogeneização do polieletrólito com os coágulos e formação de flocos maiores.

As Figuras 26 e 27 ilustram os flocos formados durante o tratamento para os cinco tipos de agitadores e para o coagulante Tanino e polieletrólito aniônico aplicados.

Figura 26: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores hélice (e), impulsor de parafuso (d) e o agitador padrão (a).

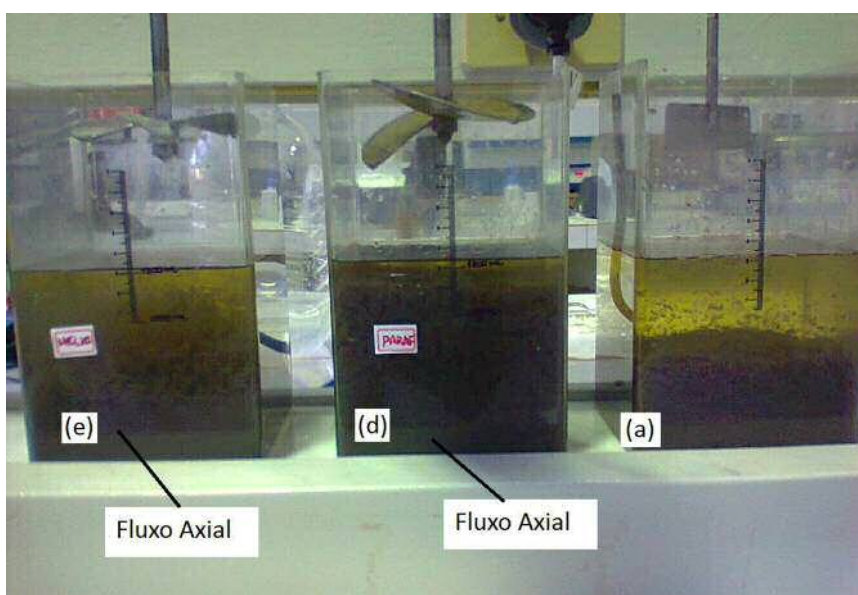
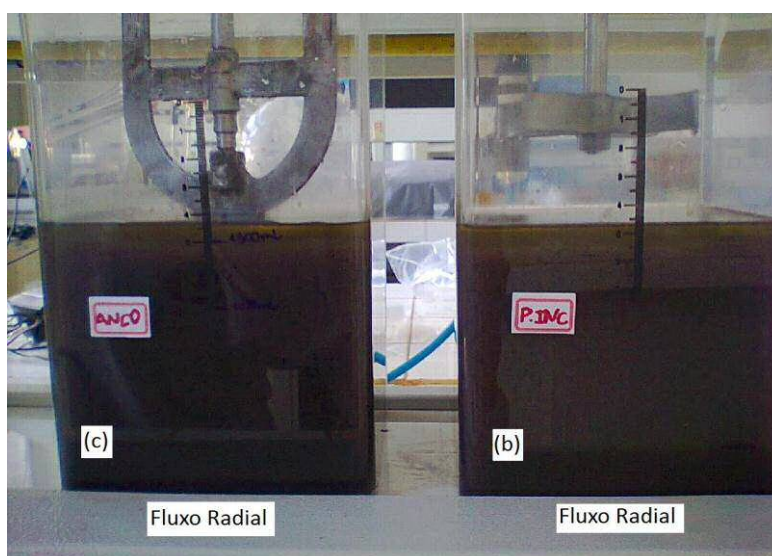


Figura 27: Flocos formados durante o tratamento com os agitadores palheta do tipo âncora (c) e palheta inclinada (b).



Observando e comparando as Figuras 26 e 27, pode-se constatar que os flocos maiores e mais densos foram formados quando utilizou-se o agitador padrão (a) e a hélice (e). No entanto, o agitador padrão apresentou maior valor de índice de turbidez (8,35 NTU) e a hélice apresentou o menor valor de índice de turbidez (3,66 NTU) nessa etapa do tratamento, sugerindo que, para o tratamento com tanino, a aparência e forma dos flocos não possuem uma relação significativa com os valores de índice de turbidez observados, ao contrário do que aconteceu no tratamento com o coagulante sulfato de alumínio.

5.4.3 Conclusões parciais

Embora seja possível avaliar os valores de índices de turbidez apresentados em cada ensaio, com a utilização de diferentes tipos de agitadores, todos os ensaios apresentaram redução de turbidez acima de 95% de eficiência, em relação à turbidez inicial do efluente bruto (1101 NTU).

Em todos os aspectos avaliados, a obtenção de flocos maiores e consequentemente, mais densos podem ser destacados pela viabilização do método de separação (sólido-líquido) via sedimentação, no entanto, tais características podem limitar a exploração de outro método de separação, como por exemplo a flotação por ar dissolvido (FAD).

Do mesmo modo que a metodologia desenvolvida, e que será finalizada com a sedimentação dos flocos formados, a separação dos precipitados (sólido-líquido) via FAD também requer algumas avaliações que antecedem a geração dos flocos após a adição do polieletrólito.

Segundo Zabel (1984), além dos reagentes empregados (alcalinizante, coagulante e floculante) e das características do efluente bruto, as condições de misturas (tempo, intensidade e tipos de agitadores) são fatores muito importantes para a obtenção de flocos considerados ideais para a viabilização da separação via FAD.

A exemplo disso, Edzwald (2007) *apud* Lopes (2011) verificou que para flocos com tamanhos superiores a 100 μm atingirem altas velocidades de ascensão, é necessária a adesão de múltiplas bolhas em sua superfície. Para flocos com tamanhos inferiores a 100 μm a adesão de uma única bolha é suficiente para o floco

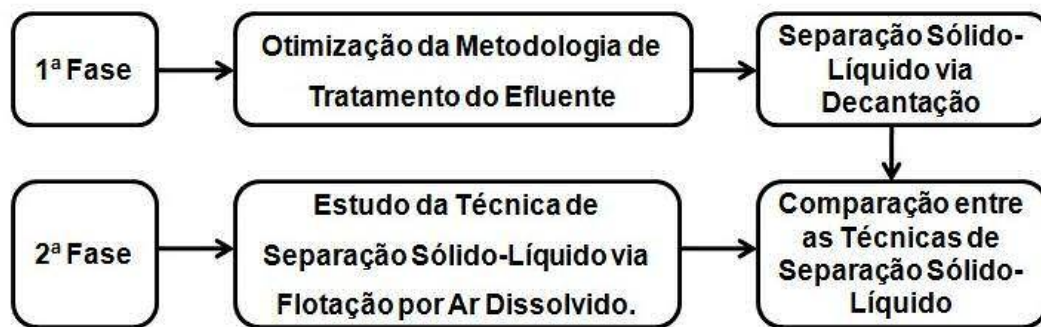
atingir uma alta velocidade de ascensão. O autor defende que o tamanho ideal de flocos encontra-se na faixa de 20 e 50 μm .

5.5 Flotação Por Ar Dissolvido

Após o estabelecimento da metodologia para o tratamento químico do efluente para remoção de turbidez, seguiu-se para a próxima etapa de estudo, onde foi investigado o emprego da técnica de separação sólido-líquido via flotação por ar dissolvido neste tipo de efluente.

A seguir são apresentados os resultados obtidos nesta segunda fase da pesquisa e suas respectivas discussões e comentários. A Figura 28 ilustra o fluxograma simplificado dos objetivos de cada fase.

Figura 28: Fluxograma simplificado das duas fases distintas deste estudo.



A avaliação dos resultados obtidos nos ensaios do equipamento Jar Test, para o tratamento químico do efluente, podem ser encontrados nas Tabelas 7, 8 e 9.

Para o estudo do método de separação sólido-líquido pela FAD, inicialmente foram investigadas as melhores condições de produção de água saturada. Para tal, foram avaliadas as pressões de saturação e também o emprego de tensoativo, neste caso o dodecil sulfato de sódio, para redução da tensão superficial da água de saturação. Nesta etapa, a metodologia do tratamento foi fixada nas seguintes condições: Alcalinização com 150 ppm de Hidróxido de Cálcio ($Gm= 120 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$), Coagulação com 400 ppm de Sulfato de Alumínio ($Gm= 50 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2 \text{ min}$) e Floculação com 1,5 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20 \text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10 \text{ min}$).

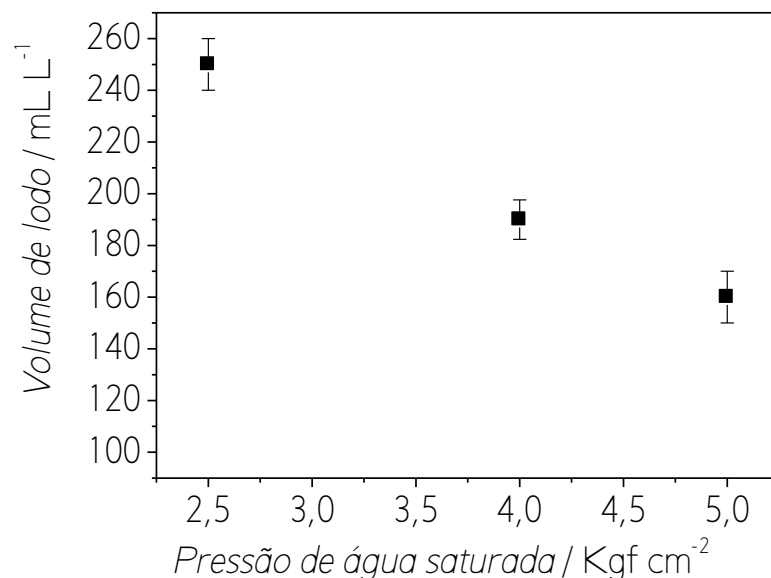
5.5.1 Investigação das Condições de Produção de Água Saturada

Com objetivo de avaliar as limitações da FAD no processo de separação sólido-líquido deste tipo de efluente, nesta etapa investigou-se também, a influência do agente surfactante quando inserido na água de saturação e da variação da pressão da câmara de saturação na produção de micro bolhas.

Inicialmente investigou-se a influência de diferentes pressões de saturação no tamanho das microbolhas, avaliando a eficiência no processo de flotação, no “carregamento” e compactação (volume) do lodo na zona superior dos jarros utilizados em cada ensaio.

A Figura 29 apresenta os resultados obtidos nos ensaios de flotação realizados com a injeção de águas saturadas com pressões diferentes, sendo 2,5 Kgf/cm², 4,0 Kgf/cm² e 5,0 Kgf/cm². A taxa de recirculação de água saturada com ar fixada para este estudo foi de 17,5%. De acordo com Richter (2001), a taxa de recirculação usualmente utilizada no sistema de flotação para clarificação de água está entre 6 a 15%. Edzwald (1995) cita que o aumento da taxa de recirculação implica em maior turbulência no ponto de introdução da corrente saturada na câmara de flotação, podendo causar a ruptura dos flocos. Thompson Jr. *et al.* (2012) investigando o emprego da técnica de FAD no tratamento de efluentes de lavanderias industriais, concluíram que a taxa de recirculação acima de 17,5% torna-se efetiva para este tipo de água residuária (elevada concentrações de partículas coloidais).

Figura 29: Resultados de volume de lodo anotado após ensaio de Flotação por Ar Dissolvido com injeção de água saturada produzida com diferentes pressões de saturação. Condições Otimizadas do tratamento: Alcalinização com 150 ppm de Hidróxido de Cálcio ($Gm= 120\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$), Coagulação com 400 ppm de Sulfato de Alumínio ($Gm= 50\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 2\text{ min}$) e Floculação com 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico ($Gf= 20\text{ s}^{-1}$ e $Tm= 10\text{ min}$).



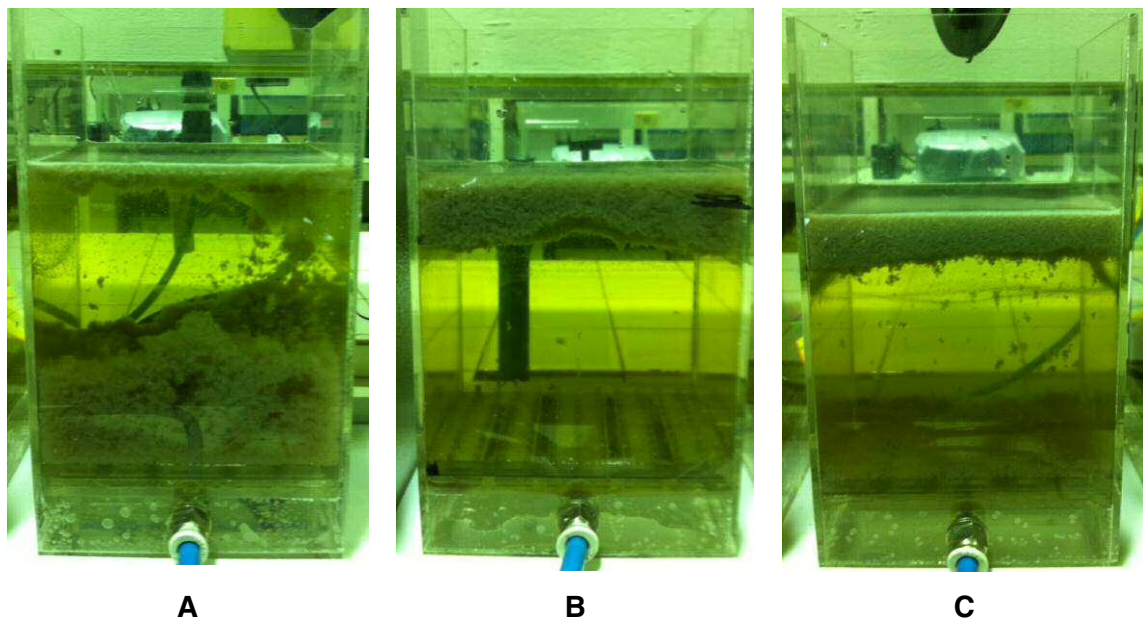
Os valores dos volumes de lodo anotados nos ensaios de flotação com água saturada produzida com 2,5 Kgf/cm² podem ser considerados insatisfatórios diante do comportamento esperado em um processo de separação sólido-líquido pois, além do volume apresentado e deficiência no carregamento dos flocos para a zona superior do jarro, observou-se também a instabilidade na permanência dos flocos flotados nesta mesma zona, como mostra a Figura 30 (A), devido a ocorrência de decantação de quase todo o volume de lodo instantes após a flotação.

Por outro lado, os resultados apresentados nos ensaios com água saturada com as pressões ajustadas em 4,0 Kgf/cm² e 5,0 Kgf/cm², foram melhores em todos os parâmetros observados nesta etapa, sendo, a capacidade no transporte do lodo para a superfície do jarro, a estabilidade e o volume de lodo (assentamento ou compactação). Mesmo assim, ainda na Figura 29 é possível observar que os valores médios dos volumes de lodo destes ensaios foram distintos, sendo 190 mL.L⁻¹ e 160 mL.L⁻¹, para os testes com água saturada com pressões ajustadas em 4,0 Kgf/cm² e 5,0 Kgf/cm², respectivamente. Sugerindo portanto que, quanto maior a pressão de saturação no processo de geração de água saturada, maior será a eficiência no processo de flotação.

Resultados semelhantes foram obtidos por Ham, Kim e Kim (2007) *apud* Lopes (2011) que, investigando a produção de água saturada com diferentes pressões de saturação (2,0; 3,0 e 5,0 atm) porém, utilizando uma câmara digital equipada com um microscópio para captura de imagens, para posterior análise computacional, concluíram que: a) quanto menor a pressão, mais amplo a distribuição do tamanho das bolhas e menor a proporção das bolhas e menor a proporção do número de bolhas; b) um aumento na pressão de saturação gera um aumento de eficiência do processo, diminuindo o tamanho das bolhas e o aumento crítico dos flocos; c) quanto maior a concentração em volume das bolhas, maior a eficiência sobre todos os tamanhos de partículas.

As Figuras 30 (B e C) ilustram os ensaios de flotação com água saturada obtida com 4,0 Kgf/cm² e 5,0 Kgf/cm², respectivamente.

Figura 30: Ilustrações dos processos de separação sólido-líquido via Flotação por Ar Dissolvido com injeção de água saturada produzida com diferentes pressões de saturação, sendo: a) 2,5 Kgf/cm², b) 4,0 Kgf/cm² e c) 5,0 Kgf/cm².

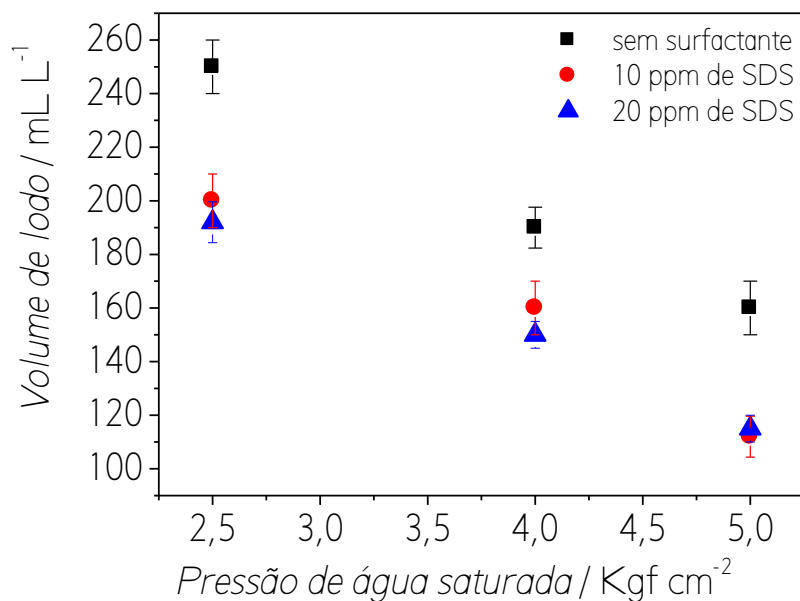


Na segunda parte desta etapa foram aplicadas duas concentrações do surfactante Dodecil Sulfato de Sódio (SDS), sendo 10 e 20 ppm, diretamente na câmara de saturação de água. As pressões de saturação também foram variadas, 2,5 Kgf/cm², 4,0 Kgf/cm² e 5,0 Kgf/cm². A taxa de recirculação de água saturada com ar fixada para este estudo foi de 17,5%.

As condições adotadas para o tratamento do efluente foram mantidas de acordo com a metodologia desenvolvida na primeira fase deste estudo.

Os resultados obtidos nos ensaios de flotação realizados com a injeção de águas saturadas em condições diferentes de pressão e concentração de surfactante, são apresentados na Figura 31, com valores de volume de lodo flotado.

Figura 31: Resultados de volume de lodo anotado após ensaio de Flotação por Ar Dissolvido com injeção de água saturada produzida com diferentes pressões de saturação e diferentes concentrações de SDS.



Os valores obtidos nestes ensaios mostram que as águas saturadas com a adição de SDS apresentaram melhores resultados quanto ao volume de lodo compactado na zona superior do jarro. Os testes com água saturada produzida com 5,0 Kg f cm^{-2} e com adição de 10 e 20 ppm de SDS, comparados ao ensaio sem surfactante (160 mL.L $^{-1}$), apresentaram valores médios menores e muito próximos entre si, na ordem de 110 e 115 mL.L $^{-1}$, respectivamente. Este comportamento também foi observado nos testes com água produzida com pressão ajustada em 4,0 Kg f cm^{-2} , e também com adição de 10 e 20 ppm de SDS, comparados ao ensaio sem surfactante (190 mL.L $^{-1}$), apresentaram também uma redução nos valores médios de volume de lodo, na ordem de 160 e 150 mL.L $^{-1}$, respectivamente.

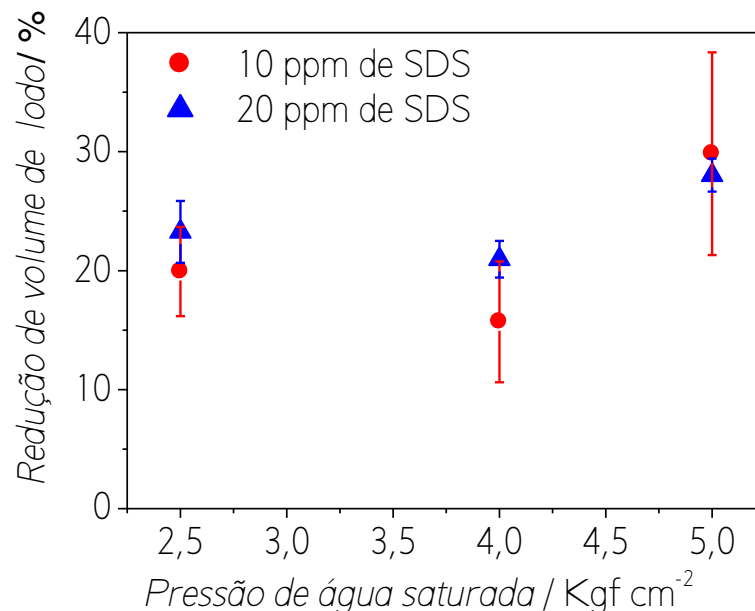
Os testes com água saturada produzida com 2,5 Kg f cm^{-2} e com adição de 10 e 20 ppm de SDS, comparados ao ensaio sem surfactante (250 mL.L $^{-1}$), também

apresentaram valores médios menores e novamente muito próximos, na ordem de 200 e 190 mL.L⁻¹, respectivamente.

Além da redução do volume de lodo observada em todos os ensaios com águas saturadas com adição de SDS, nos ensaios com a pressão de saturação ajustada em 2,5 Kgf/ cm² que foi observado a maior diferença entre os ensaios sem a adição deste tensoativo, pois, diferente dos resultados anotados e comentados na primeira parte desta etapa (Figura 29), nestas condições, observou-se melhor estabilidade no processo de flotação e melhor carregamento dos flocos para a zona superior do jarro.

Diante dos melhores resultados apresentados com SDS na água saturada (em todas as pressões investigadas), torna-se evidente que a adição deste tensoativo contribuiu com a redução do volume de lodo flotado. Os valores de eficiências obtidos em cada condição (pressão e concentração de SDS) considerando como parâmetro os ensaios sem a adição de SDS, são apresentados na Figura 32.

Figura 32: Redução do volume de lodo em função da pressão de saturação para diferentes concentrações de surfactante.



Equiparando os valores de volume de lodo flotado com a injeção de água saturada sem adição de SDS, com todos testes realizados com a variação da concentração deste surfactante, quanto a eficiência na redução de volume de lodo, observa-se que em todas as pressões avaliadas na produção de água saturada com ar, com adição de 10 e 20 ppm de SDS, houve redução considerável de volume de lodo.

Nos testes com água saturada produzida com 5,0 Kgf/cm² e com adição de 10 e 20 ppm de SDS, os valores médios de eficiência na redução do volume de lodo foram na ordem de 28,0 e 29,8%, respectivamente. Com a flotação realizada com água saturada com 4,0 Kgf/cm² e com adição de 10 e 20 ppm de SDS, valores médios de eficiência na redução do volume de lodo foram na ordem de 15,7 e 20,9%, respectivamente. E por fim, 19,9 e 23,2% foram os valores médios de eficiência, no ensaios de flotação realizados com água saturada com a pressão ajustada em 2,5 Kgf/cm² e com adição de 10 e 20 ppm, respectivamente.

A maior diferença entre as diferentes concentrações de SDS investigadas nesta etapa foi de 5,26 %, observada na bateria de ensaios com a pressão ajustada em 4,0 Kgf/cm² sugerindo pelos resultados apresentados, que a adição do SDS exerce influência nas características das microbolhas geradas via saturação de ar em água.

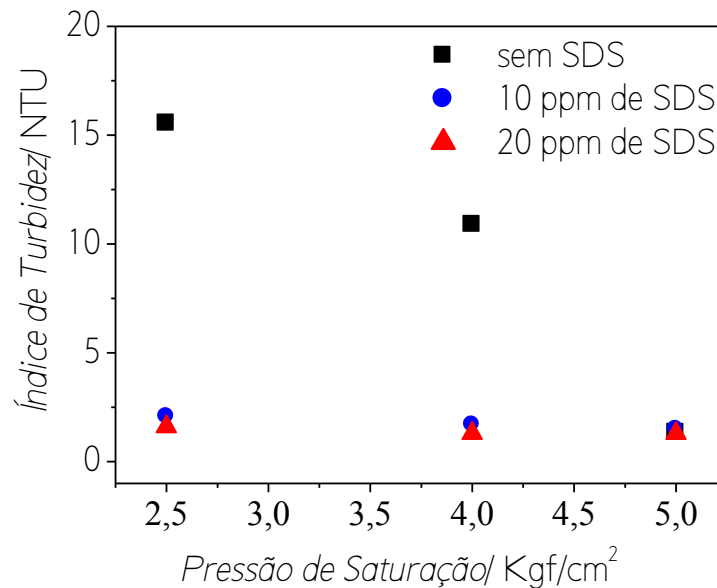
Alguns autores como Cho e Laskowski (2002) *apud* Englert (2008) refutaram a “crença” de que o tamanho das bolhas diminui com um aumento na concentração de tensoativo e, conseqüentemente, com uma diminuição na tensão superficial proporcionada pela adição do mesmo. A conclusão destes autores foi que os tensoativos “controlam” o tamanho das bolhas em sistemas de flotação (contendo populações de bolhas) através da coalescência entre as mesmas.

Apesar de muitos autores (Ávila *et al.*, 1981; Solari e Rúbio, 1983; Rúbio, 2003) citarem que a FAD não é eficaz na separação de sólido-líquido em efluentes que contenham altas concentrações de sólidos (> 4% p/p) devido à capacidade de carregamento de bolhas (*lifting power*), os resultados apresentados neste estudo (principalmente nesta etapa) mostram o contrário.

A redução do volume de lodo observado a cada variação das condições de água saturada, torna este parâmetro aceitável para a avaliação da efetividade do processo FAD como método de separação sólido-líquido para este tipo de efluente.

Com relação à remoção de turbidez, a Figura 33 apresenta os resultados obtidos na investigação deste parâmetro diante da variação das condições de produção de água saturada

Figura 33: Variação do Índice de Turbidez (média) em função da pressão de saturação para diferentes concentrações de surfactante.



Observa-se neste gráfico que, com exceção do ensaio contando com água saturada produzida convencionalmente com 2,5 Kgf/cm², todos os demais ensaios apresentaram índices satisfatórios (> 99%) deste parâmetro (eficiência de remoção).

Os valores de turbidez apresentados nos ensaios com injeção de água saturada produzida com 2,5 Kgf/cm² de pressão e SDS (10 e 20 ppm), foram ligeiramente diferentes, porém relativamente próximos aos índices atingidos pelos ensaios com água saturada com 4,0 e 5,0 Kgf/cm² e SDS (10 e 20 ppm). Conforme observado e citado anteriormente, a dosagem do surfactante contribuiu favoravelmente na qualidade das microbolhas produzidas na saturação e, conseqüentemente, no processo de separação sólido-líquido via FAD. Com base nestes resultados, permite-se afirmar que a flotação com água saturada produzida com a adição de SDS, além de favorecer a compactação do lodo, resultando no menor volume de sólido (Figura 32), proporcionou também uma maior eficiência na remoção da turbidez.

5.6 Comparação da Flotação por Ar Dissolvido com o processo de decantação

Da mesma maneira das etapas anteriores, para a avaliação comparativa entre os métodos de separação sólido-líquido, decantação convencional com a FAD, novamente foram adotadas condições otimizadas investigadas, apresentadas e discutidas na primeira etapa deste estudo.

A Figura 34 apresenta ilustrações dos ensaios de decantação obtidos na primeira parte desta etapa sendo, a) com emprego de sulfato de alumínio e b) com emprego de Tanfloc SL.

Figura 34: Ilustrações dos ensaios de coagulação e floculação em condições otimizadas, com emprego de coagulantes diferentes, sendo: a) Sulfato de Alumínio e b) Tanfloc SL.



Esta Figura (34) permite visualizar os resultados obtidos nos ensaios realizados para o tratamento do efluente visando à investigação das dosagens ideais dos coagulantes sulfato de alumínio (a) e Tanfloc SL (b) utilizando como parâmetro o volume de lodo decantado (em cone Imhoff® após 30 minutos) para avaliação de desta etapa.

Observa-se que o menor valor (média) de volume de lodo anotado foi de 330 mL.L⁻¹, obtido com a concentração de 400 ppm de sulfato de alumínio. O Tanfloc SL

apresentou maior volume de lodo, sendo 550 mL.L^{-1} , com a concentração de 770 ppm.

Visualmente, pode-se observar na Figura 34 que os flocos formados pelo sulfato de alumínio (a) apresentavam-se bem definidos e aglutinados. O tipo de floco originado pela adição do Tanfloc SL (b) apresentou característica diferente, com maior volume, menor densidade e formato irregular, resultando numa superfície relativamente maior.

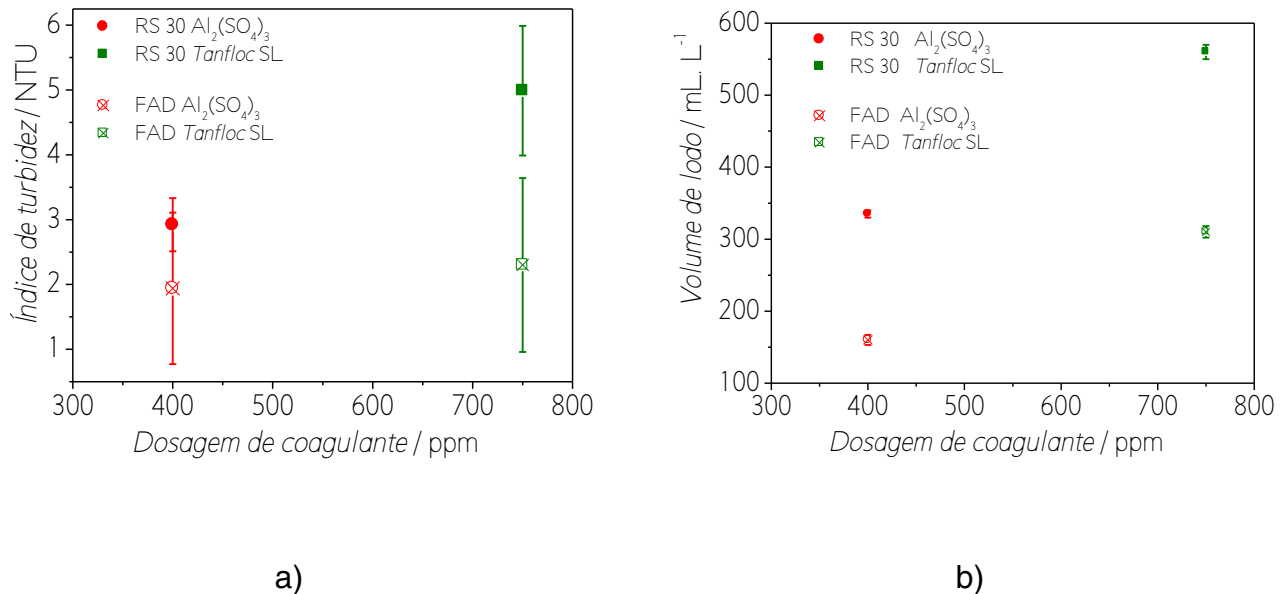
Por meio dos resultados ilustrados na Figura 34b, observou-se que o flocos originados nos ensaios com a utilização do Tanfloc SL como coagulante, proporcionaram uma superfície relativamente maior, proporcionando consequentemente, maior área de contato, do que o floco originado pelo sulfato de alumínio.

A explicação para a observada diferença de característica dos flocos formados pode ser compreendida pelos distintos mecanismos de coagulação dos coagulantes utilizados pois, o sulfato de alumínio atua desestabilizando as partículas coloidais, que são envolvidas pelos precipitados Al(OH)_3 (hidrólise do sulfato de alumínio). Este mecanismo conhecido por “varredura” é intensamente utilizado nas estações de tratamento pois os flocos resultantes são grandes e apresentam velocidades de sedimentação relativamente maiores do que os flocos obtidos com outros mecanismos de coagulação (DI BERNARDO, 1993)

Por outro lado, o Tanfloc (tanino catiônico) atua pela adsorção e formação de pontes. Este mecanismo ocorre por intermédio da presença dos sítios ionizáveis ao longo de sua estrutura orgânica, resultando em flocos geralmente de maior tamanho do que os flocos obtidos com outros mecanismos de coagulação.

A Figura 35 apresenta os valores de turbidez e volume de lodo obtidos nos ensaios de decantação e FAD, com emprego de diferentes coagulantes no tratamento.

Figura 35: Variação de a) índice de turbidez e b) volume de lodo; em função da dosagem de coagulante, para os ensaios de decantação, representado como resíduo sedimentável (RS), e FAD.



Analisando os resultados obtidos nos dois métodos de separação sólido-líquido, de decantação convencional e FAD, pode-se observar na Figura 35(a) que o valor inicial obtido para ambos os coagulantes foi bastante satisfatório comparada à turbidez do efluente bruto, 1101 NTU. No entanto, o método de separação via FAD demonstrou promover melhor redução da turbidez comparado a decantação, com emprego do sulfato de alumínio como coagulante.

De maneira geral, não houve diferença significativa entre os testes efetuados com ambos os coagulantes. Na FAD, as eficiências dos índices de turbidez com Sulfato de Alumínio e Tanino foram 99,8% e 99,7%, respectivamente.

Uma possível explicação para a observada eficiência na remoção da turbidez, é a efetividade da metodologia (coagulação/floculação) adotada para a formação de flocos de estrutura aberta (consequentemente, de menor densidade, com maior área de contato), associado a característica da água saturada produzida. O efeito “nuvem” de microbolhas de ar na entrada da unidade de FAD citado por Aisse *et al.* (2001) representa um exemplo onde a probabilidade de colisão (basicamente controlado pela hidrodinâmica do sistema), entre a microbolha e a partícula, é maior de acordo com o aumento do volume de microbolhas injetadas no sistema. Por outro lado, a probabilidade de adesão também pode ser

atribuída ao tempo de indução da microbolha na superfície da partícula em relação. Como a principal função destas microbolhas é diminuir a densidade dos conjuntos “flocos + bolhas” em relação a densidade da água logo, quanto maior o volume de bolhas ligadas aos flocos e partículas, menor será a densidade relativa dos conjuntos “flocos + bolhas”.

Rúbio *et al.* (2001) *apud* Mاتيolo (2003), citam que não há uma teoria quantitativa que inclua ao mesmo tempo a influência da concentração de sólidos, distribuição de tamanho de bolhas e partículas, sob condições de regime laminar ou turbulenta. O Fenômeno de “captura” (colisão + adesão) de partículas por microbolhas pode ser observada na Figura 1 apresentada neste estudo.

Com relação ao parâmetro volume de lodo gerado (Figura 35b) o tratamento utilizando Tanfloc SL, apresentou maiores valores comparados ao tratamento com sulfato de alumínio para ambos os métodos de separação.

Para o processo de separação via FAD, o sulfato de alumínio apresentou valores inferiores, 160 mL.L^{-1} (média), em comparação ao processo de decantação, 330 mL.L^{-1} . Esta redução também foi observada nos ensaios de FAD para separação dos sólidos-líquidos com emprego do Tanfloc, sendo 310 mL.L^{-1} , comparado ao volume de 550 mL.L^{-1} (média), anotado nos métodos de separação via decantação.

As características do floco ideal para o favorecimento da FAD pode ser compreendido pelo mecanismo de varredura citado anteriormente, que consiste na formação de flocos maiores e de estrutura aberta e, conseqüentemente, de menor densidade e maior estrutura, o que proporciona também uma maior área de contato, favorecendo o processo de separação via FAD pela formação do aglomerado floco-bolha.

Como pode ser observado na Figura 36, apesar dos diferentes mecanismos de coagulação e características dos flocos formados nos tratamentos preliminares com coagulantes distintos (inorgânico e orgânico), a FAD apresentou efetividade no processo de separação sólido-líquido.

Figura 36: Fotos ilustrativas dos processos de separação sólido-líquido dos ensaios com emprego de coagulantes diferentes, sendo: a) Sulfato de Alumínio (Sedimentação), b) Sulfato de Alumínio (Flotação por Ar Dissolvido), c) Tanfloc SL (Sedimentação) e d) Tanfloc SL (Flotação por Ar Dissolvido).



a)



b)



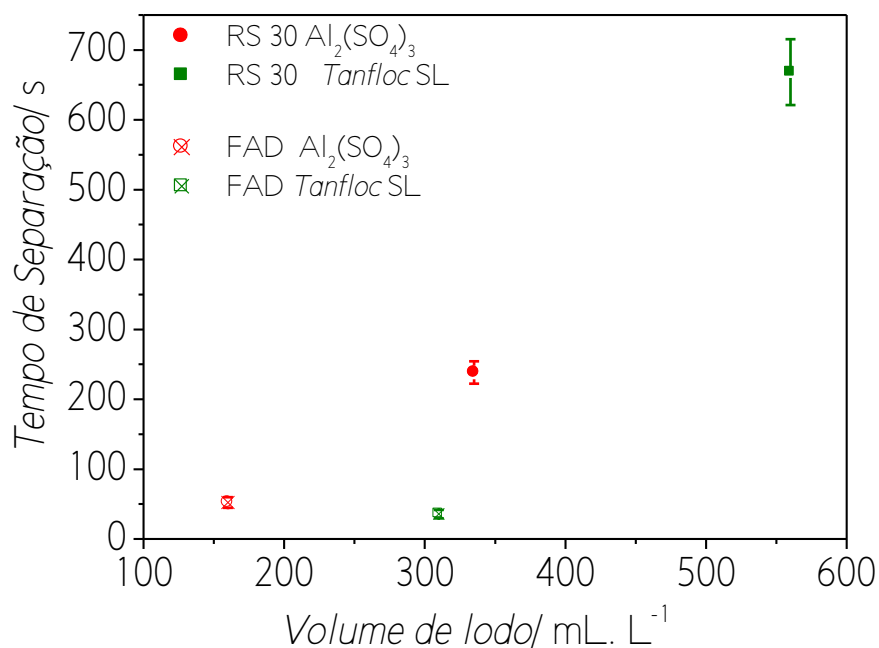
c)



d)

A Figura 37 apresenta um gráfico de tempo de separação em função do tipo de coagulante utilizado entre os resultados dos tempos medidos durante as etapas de separações via decantação convencional e FAD.

Figura 37: Variação do volume de lodo em função do tempo de separação por diferentes métodos.



Na avaliação deste último parâmetro, o tempo de separação sólido-líquido via decantação, no ensaio onde se empregou o tanino, devido à característica peculiar deste floco formado (expansivo), o tempo de decantação foi muito superior ao ensaio utilizando sulfato de alumínio, este, com floculação mais bem definida e aglutinada. No entanto, mesmo diante de dois tipos diferentes de flocos formados, a FAD apresentou melhores resultados de separação sólido-líquido para ambos os coagulantes comparados à decantação (20 vezes mais rápida).

Segundo Tessele *et al.*(2005), o aumento da velocidade depende altamente da densidade dos agregados na partícula ou no aprisionamento dentro dos flocos.

6. CONCLUSÕES

Nas condições experimentais investigadas neste estudo, os resultados obtidos permitem concluir que, os melhores resultados deste estudo foram utilizados como referência para a padronização do tratamento preliminar e estabelecimento da metodologia para a segunda etapa, sendo a melhor relação de reagentes obtidos com 150 ppm de Hidróxido de Cálcio, 400 ppm de Sulfato de Alumínio ou 770 ppm de Tanfloc SL e 2,0 ppm de Polieletrólito Aniônico.

Para esta metodologia, a melhor combinação encontrada para as misturas dos reagentes foram: Gradiente de mistura rápida (Gm) do alcalinizante 120 s^{-1} e tempo de mistura (Tm) de 2 minutos, para os coagulantes 50 s^{-1} e tempo de mistura (Tm) de 2 minutos e para os polieletrólitos, gradiente de floculação (Gf) 20 s^{-1} e tempo de mistura (Tm) de 10 minutos.

Os alcalinizantes hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio investigados nesta etapa apresentam excelentes resultados para remoção de turbidez, sendo 97,8% (com 85 ppm) e 98,5% (com 150 ppm), respectivamente, porém, os flocos formados pelos ensaios com emprego do hidróxido de cálcio apresentavam-se mais definidos e aglutinados quando comparados com o hidróxido de sódio. O comportamento da velocidade de sedimentação também foi diferente, os ensaios com emprego do hidróxido de cálcio apresentaram maior velocidade de sedimentação, comparado aos demais alcalinizantes.

Os melhores resultados de remoção de turbidez, foram obtidos com 400 ppm de sulfato de alumínio e 770 ppm de Tanfloc SL, sendo 1,5 e 2,9 NTU ou eficiência de remoção de 99,9 e 99,7%, respectivamente.

As características do floco ideal para o favorecimento da FAD pode ser compreendido pelo mecanismo de varredura citado anteriormente, que consiste na formação de flocos maiores e de estrutura aberta e, conseqüentemente, de menor densidade e maior estrutura, o que proporciona também uma maior área de contato, favorecendo o processo de separação via FAD pela formação do aglomerado floco-bolha.

O uso do saturador de bancada desenvolvido para esta metodologia permitiu o aprimoramento do estudo do tratamento de efluente proveniente de lavanderia industrial via FAD.

Os resultados apresentados nos ensaios com água saturada com as pressões ajustadas em 4,0 Kgf/cm² e 5,0 Kgf/cm², foram melhores em todos os parâmetros observados nesta etapa, sendo a capacidade no transporte do lodo para a superfície do jarro, a estabilidade e o volume de lodo (assentamento ou compactação).

A dosagem do surfactante SDS na água saturada contribuiu favoravelmente na qualidade das microbolhas produzidas e, conseqüentemente no processo de separação sólido-líquido via FAD e, com base nos resultados obtidos neste estudo, permite-se afirmar que a flotação com água saturada produzida com a adição de SDS, além de favorecer a compactação do lodo, resultando no menor volume de sólido, contribui também para uma maior eficiência na remoção da turbidez.

Tanto o sulfato de alumínio quanto o tanino catiônico, se mostraram eficientes no tratamento da água utilizada no presente estudo. Para os parâmetros investigados, foi possível verificar uma equivalência nos resultados de ambos os coagulantes, a não ser para o parâmetro tempo de separação sólido-líquido, cujos valores obtidos pela flotação por ar dissolvido foram visivelmente melhores (20 vezes mais rápidos).

Embora tenha sido observado que houve uma considerável diferença na formação dos flocos, os tempos de separação (sólido-líquido) via FAD foram idênticos e satisfatórios, para ambos os coagulantes. Isto sugere que a FAD, desde que seja empregada com água saturada devidamente produzida em condições controladas e otimizadas, poderá promover a flotação de flocos expansivos ou compactos e aglutinados nos efluentes de lavanderias industriais.

O emprego do tratamento físico-químico com coagulação e floculação associado a um sistema de flotação por ar dissolvido, pode ser atribuído ao tratamento de efluentes de lavanderia industriais, de acordo com as características do efluente utilizado neste estudo.

Todos esses fatores permitem concluir, que a flotação por ar dissolvido é eficiente para o tratamento de efluentes de lavanderias industriais e que a substituição do sulfato de alumínio pelo tanino catiônico, além de sua eficiência também comprovada neste estudo, contribui para um processo de tratamento de efluente mais limpo.

7. AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento desse trabalho contou com apoio da Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG processo APQ 2279-10), com a colaboração do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (FECiv/UFU), da TANAC e da empresa Alsco Toalheiros do Brasil (fornecedora do efluente de sua planta instalada em Arujá, SP).

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M.M.; JURGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA R.; ALÉM SOBRINHO, P.; FLORENCIO L (2001) **Avaliação do Sistema Reator RALF e Flotação por Ar Dissolvido, no Tratamento de Esgoto Sanitário**. In: Chemicaro, C.A.L. (Coordenatos) Pós-tratamento de efluentes anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos – Volume 2, ABES, 2001, Rio de Janeiro.

AKELAH, A.; MOET, E.A. **Functionalized polymers and their application**. 1 ed. New York: Chapman and Hall, 1990.

AMIRTHARAJAH A. **Velocity Gradients in Rapid Mix Units**. In: Seminário Nacional sobre Coagulação e Filtração Direta, Anais, 1989, São Carlos – SP.

ANEL, **Associação Nacional das Empresas de Lavanderia**, em www.anel.com.br, consultado em 20/11/2011.

AWWA, APHA,, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ÁVILA, T.; BUCK, S.; KUAJARA, O.; SOLARI SAAVEDRA, J. A. e RÚBIO, J. **Tratamento de Efluentes da Indústria Metalúrgica. II. Precipitação e Flotação de Soluções de Cromo VI**. II Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Fortaleza, CE, 1981.

BOLTO, B. A. **Soluble polymers in water - purification**. Polymer Science, v. 20, n. 6, p. 987-1041, 1995.

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

BRAILE, P. M. e CAVALCANTI, J. E.W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo. CETESB. 1993. p. 762.

BRATBY, J. *apud* CRUZ, J.G.H. **Coagulation and Flocculation: With na Emphasis on Water and Wastewater Tratment**. Croydon Upland Press, 1980.

BRUNELLO, G.; CONCONE, B.R.V. Agitação e Aeração em Fermentadores. In: Borzani, W.; Lima, U.A.; Aquarone, E. Engenharia Bioquímica. 1a ed., v.3. São Paulo, Edgard Blucher. P. 137 – 167, 1986.

CHO, Y.S; LASKOWSKI, J.S. **Effect of Flotation frothers on bubble size and foam stability.** International Journal Of Mineral Processing, v. 64, n. 2-3, p. 69-80, 2002.

COLIC, M.; MORSE, D. E.; MORSE, W. O.; MARTHERLY, T. G.; CARTY, S.; MILLER, J. D. **Air Sparged Hydrocyclone to Gas Energy Mixing (GEM) Flotation.** Froth Flotation – Dissolved Air Flotation: Bridgingthe Gap. Tahoe 2001.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. NT-22 Sobre Tecnologia de Controle. Indústria Têxtil. CETESB. 1991. p. 31

CORAL, L. A.; BERGAMASSO, R.; BASSETTI, F. J. **Estudo da Viabilidade de Utilização do Polímero Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Consumo,** KEY ELEMENTS FOR A SUSTAINABLE WORLD: ENERGY, WATER AND CLIMATE CHANGE São Paulo – Brasil, Maio, 2009.

CRUZ, J. G. H. **Alternativas Para a Aplicação de um Coagulante Vegetal à Base de Tanino no Tratamento do Efluente de uma Lavanderia Industrial.** Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

DE RIJK. **Bubble Size in Flotation Thickening.** Water Research. V. 28, n.2, p. 465-473, 1994, Great Britain.

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

ECKENFELDER JR, W. W. **Industrial water pollution control,** Mc Graw-Hill Bok Company. 1989.

EDZWALD, J. K. **Principles and Applications of Dissolved Air Flotation.** Wat.Sci.Tech, v.31, n.3-4, p.1-23, 1995.

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, 2007, Seul, Korea.

ENGLERT, A. H. **Flotação por Ar Dissolvido (FAD) de Micropartículas, caracterização de Microbolhas e Medidas de Força de Interação Bolha-Partícula.** Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008

FILHO, P. L. C; DI BERNARO, L. 2002.**Ensaio de Flotação e Filtração em Equipamento Especial Utilizando Água Natural Proveniente de Curso D'Água Eutrofizado.** Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GIORDANO, G. **Tratamento e Controle de Efluentes Industriais. Apostila.** Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – UERJ, 2004.

GREGOR, J. E.; NOKES, C. J.; FENTON, E. **Optimizing natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation.** Water Research, 3 (12), p. 2949-2958, 1997.

GREGORY, R. **Summary of general developments in DAF for water treatment since 1976:.** Proceedings of Dissolved air Flotation International Conference, the Chartered Institute of Water and Environment Management. Londres: 1997.

GUEDES, C. D. **Clarificação de Águas Pluviais Ricas em Óxidos de Ferro Acumuladas em Cava de Mineração - Utilização do Coagulante Natural Moringa Oleifera,** Departamento de Química - Universidade Federal de Ouro Preto, 2004

HAN, M.; KIM, T; KIM J. **Effects of floc and bubble size on the efficiency of the dissolved air flotation (DAF) process.** Water Science and Technology, Great Britains, v. 56, n. 10, p. 109-115, 2007.

JAMESON, G.I. e MANLAPIG, E.V. **Applications of the Jameson flotation cell.**Em: G.E. Agar (Editor, Column '91). p.535, 1991.

KIURU, H.J. **Development of dissolved air flotation technology from the first generation to the newest (third) one (DAF in turbulent flow conditions).** Wat.Sci.Tech, v.43, n.8, p.1-7, 2001.

LÉDO, P. G. S. **Flotação por Ar Dissolvido na Clarificação de Águas com Baixa Turbidez Utilizando Sulfato de Alumínio e Sementes de Moringa Oleífera como Coagulantes.** Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2008.

LEME, F. P. **Teoria e técnicas de tratamento de água.** CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1997, São Paulo.

LOPES, M. A. **Avaliação de Diferentes Coagulantes para Remoção de Sólidos por Flotação e Sedimentação de Água Residuária de uma Indústria Metal-Mecânica – 2011 –** Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

MARTINEZ, F. L. **Taninos vegetais e suas aplicações.** Universidade de Havana, Cuba, 1996.

MATIOLO, E. **Flotação Avançada para o tratamento e reaproveitamento de águas poluídas.** DEMIN – PPGEM – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003.

MATIOLO, E.; RUBIO, J.; **Flotação avançada para o tratamento e reaproveitamento de águas poluídas,** 2001.

MENEZES, J.C.S.S. **Tratamento e Reciclagem do Efluente de uma Lavanderia Industrial.** Porto Alegre, 2005.

METCALF & EDDY, INC. **Wasterwater engineering: tratment and reuse,** 4th. Ed., McGraw-Hill, 2003, New York.

MILLER, J. **Surface chemistry of oil/soil/water systems for improved oil removal from contaminated soil by air-spargedhydrocyclone flotation.** Environmental Protection Agency, 2001.

NBR 9800/1987 em: <http://pt.scribd.com/doc/51613605/NBR-9800-NB-1032-Criterios-para-lancamento-de-efluentes> consultado em 20/11/2011.

OFFRINGA, G. **Dissolved Air Flotation in South Africa**. Wat.Aci.Tech, v.31, n.3/4, p. 159-172, 1995 *apud* LÉDO, P. G. S., Flotação por Ar Dissolvido na Clarificação de Águas com Baixa Turbidez utilizando Sulfato de Alumínio e Sementes de *Moringa Oleífera* como Coagulantes, Natal, 2008.

OLIVEIRA, C.; RÚBIO, J. **Mecanismos, técnicas e aplicações da agregação no tratamento mineral e ambiental**. Séria Tecnologia Ambiental, 2011.

ÖZACAR, M.; ŞENGİL, I. A. *Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles*. **Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects**, v.229, p. 85–96, 2003.

PELEGRINO, E.C.F. **Emprego de Coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2011

PIANTÁ, C. A. V. **Emprego de Coagulantes Orgânicos Naturais como Alternativa ao Uso do Sulfato de Alumínio no Tratamento de Água**. Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

REALI, M. A. P. **Proposição de um modelo teórico para o processo de flotação por ar dissolvido**. In: XXIV Congresso Interamericano de IngenieriaSanitaria Y Ambiental. AIDIS-94. Buenos Aires. Argentina, 1991.

REALI, M. A. P.; CAMPOS, J. R. **Emprego de Flotação por Ar Dissolvido na Clarificação de Águas para Abastecimento**. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1986.

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

RICHTER, C.A. **Clarificação de Água por Flotação a Ar Dissolvido**. Curso ABES, Natal, RN, 2001.

RUBIO, J. **Unconventional Flocculation and Flotation**. Em: Flotation and Flocculation: From Fundamentals to Applications, Proceedings from Strategic

Conference and Workshop, Hawaii, 2002, Edited by J. Ralston, J. Miller and J. Rubio, pp.17-32, 2003.

RUBIO, J.; SOUZA, R. W.; SMITH, R.W; **Overview of flotation as a wastewater treatment technique**. Minerals Engineering, V.15, N.3, 139-155, 2002

RUBIO, J.; TESSELE, F; PORCILE, P.A. e MARINKOVIC, E. **Flotación como proceso de remoción de contaminantes : Principios básicos, técnicas y aplicaciones**. Minerales, 56, No 242, pp. 9-18, 2001

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L. **Chemistry for sanitary engineers**. New York, McGraw-Hill, 1992.

SCHOENHALS, M. **Avaliação da Eficiência do Processo de Flotação Aplicado ao Tratamento Primário de Efluentes de Abatedouro Avícola**. Programa de Pós Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

SILVA, S. S. T. **Estudo de tratatabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto**. Dissertação de Mestrado. Fundação Oswaldo Cruz. São Paulo, 1999.

SILVEIRA, A. N. **Avaliação do Reúso e Tratamento de Águas Ácidas de Minas de carvão pelo Método NF-FADAT – Neutralização, Floculação e Flotação por Ar Dissolvido de Alta Taxa**, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2009.

SIMONET, G. **Guide des Techniques de l'Enoblissement textile Cap. V – l'Eau dans l'Enoblissement**. SPIET, p. 110, 1982.

SINDILAV - Sindicato Intermunicipal de Lavanderias do Estado de São Paulo, disponível em: <http://www.sindilav.com.br>, São Paulo, Brasil, consultado em 20/11/2011.

SOLARI, J.; RUBIO, J. **Separação Sólido/Líquido de Metales pesados por floculation-Flotacion por Aire Dissuelto**. I Congresso Latinoamericano de Engenharia Química, Santiago, Chile, Outubro de 1983.

SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e o Tratamento de Esgotos**. 3ª Ed. Belo Horizonte: UFMG, p.452. 2005.

SPERLING, M. V. **Análise dos Padrões Brasileiros de Qualidade de Corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos**, artigo publicado na RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol.3, n.1, Jan/Mar 1998, p. 111 – 132;

SPINACÉ, M.A.S; DE PAOLI, M.A. *A tecnologia da reciclagem de polímeros*. Química Nova. Vol.28. n.1. São Paulo, 2005.

SPINELLI, V. A. **Quitosana: polieletrólito natural para o tratamento de água potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Santa Catarina. 2001.

TANAC S.A. **Ficha Fabricante Tanino SL 2008** em, www.tanac.com.br, acessado em 22/02/2012.

TEIXEIRA, P.C. **Emprego da flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes de lavagem de veículos visando à reciclagem da água**. Dissertação (Mestrado de Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

TESSELE, F.; DA ROSA, J.; SOUZA, M. L.; RUBIO, J. **Os avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes**. Parte II: Aplicações. Saneamento Ambiental, nº 115, Julho/Agosto, 2005.

THOMPSON JR., J. P.; CARDOSO, R. C.; COSTA, T. F. R.; CANOBRE, S. C.; AMARAL, F. A. **Tratamento de Efluentes de Lavanderias Industriais por Flotação por Ar Dissolvido com Emprego de Coagulante Vegetal**. Apresentado na Asociación Interamericana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, AIDIS 2012, Salvador – BA.

UNISUL. **Diagnóstico dos Recursos Hídricos e Organização dos Agentes da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e do Complexo Lagunar**, Tubarão, Vol.2 capítulo 4.5.4, 1998.

VAZ, L. G. LIMA, (2009). **Performance do Processo de Coagulação/Floculação no Tratamento do Efluente Líquido Gerado na Galvanoplastia**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, UNIOESTE, Toledo, PR, 2007.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. São Paulo, 3ª Edição, 1997.

YIN, C. Y. **Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment**. Process Biochemistry. V.45. p. 1437 – 1444. Elsevier. 2010.

ZABEL, **Aplicabilidade da flotação por ar dissolvido no pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, 1984.

9. APÊNDICES

9.1 Laudo de Caracterização Analítica do Efluente Bruto da Lavanderia Alisco Toalheiros do Brasil – Unidade Arujá – SP.



BOLETIM DE ANÁLISE N.º 12328/2011 - 1.0
Processo Comercial N.º 354/2010 - 5

DADOS DO CONTRATANTE

Contratante: **ALSCO TOALHEIRO BRASIL LTDA**

CNPJ/CPF: **33.325.184/0027-58**

Endereço: **Estrada de Santa Isabel, 3000 - Caputera - Arujá - SP CEP: 07.400-000**

Contato: **João Domingos** Telefone: **(11) 4654-2878**

DADOS DO SOLICITANTE

Solicitante: **ALSCO TOALHEIRO BRASIL LTDA**

CNPJ/CPF: **33.325.184/0027-58**

Endereço de coleta: **Estrada de Santa Isabel, 3000 - Caputera - Arujá - SP CEP: 07.400-000**

Identificação do Ponto da Coleta: **Industrial Bruto**

Identificação da amostra: **Efluente**

Responsável pela Coleta: **Operator/Ailton Silverio**

Data da coleta: **06/10/2011**

Horário da coleta: **10:30 hs**

Data de entrada da amostra: **07/10/2011**

Data de emissão: **28/10/2011**

Legislação ou norma: **Resolução CONAMA n.º 397/08 - Artigo 1 (Descarte de Efluentes) // Decreto do Estado de São Paulo n.º 8468/76 - Artigo 18 (Descarte de Efluentes em Corpo Receptor)**

DADOS OBTIDOS EM CAMPO

Temperatura Ambiente (°C)	26
Presença de chuva nas últimas 24hs?	Não
pH da amostra	8,12
E _{redox} (mV)	81,6
Temperatura da Amostra (°C)	28,6
Cloro Residual Livre (mg/L)	< 0,01
Cloro Total (mg/L)	< 0,01
Aspecto da Amostra	Límpida
Cor (visual)	Cinza
Odor	Sim

RESULTADOS ANALÍTICOS

PARÂMETROS ACREDITADOS ISO/IEC ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005

Resolução CONAMA n.º 397/08 - Artigo 34 // Decreto do Estado de São Paulo n.º 8468/76 - Artigo 18

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P.(*)	V.M.P. (**)	Data	M
pH	---	0,05	0,10	8,12	0,17	5,0 - 9,0	5,0 - 9,0	06/10/2011	30
Temperatura	°C	---	1,0	28,6	0,15	40 (3)	40	06/10/2011	58
Arsênio Total	mg/L	0,00005	0,00010	0,03	0,00004	0,5	0,2	19/10/2011	75
Bário Total	mg/L	0,0001	0,0017	38,54	0,00005	5,0	5,0	19/10/2011	75



Operator®
Meio Ambiente

Cotia - SP, Rua Itafarma, 88
Jardim do Rio Cotia - CEP 06715-795
Tel.: (11) 5097.2249 - Fax: (11) 5097.2240
e-mail: comerciaisp@operatorlab.com.br
Volta Redonda - RJ, Av. Sete de
Setembro, 449 - Atterrado - CEP 27213-310
Tel.: (24) 3337.4220 - Fax: (24) 3337.9832
e-mail: comercialvr@operatorlab.com.br

PARÂMETROS ACREDITADOS ISO/IEC ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005

Resolução CONAMA nº 397/08 - Artigo 34 // Decreto do Estado de São Paulo nº 8468/76 - Artigo 18

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P.(*)	V.M.P. (**)	Data	M
Boro Total	mg/L	0,012	0,052	5,71	0,0053	5,0	5,0	19/10/2011	75
Cádmio Total	mg/L	0,0001	0,0017	2,29	0,00005	0,2	0,2	19/10/2011	75
Chumbo Total	mg/L	0,001	0,002	48,37	0,0005	0,5	0,5	19/10/2011	75
Cianeto	mg/L	0,0002	0,0009	< 0,0002	0,0001	----	0,2	27/10/2011	37
Cobre Dissolvido	mg/L	0,0001	0,0017	7,64	0,00005	1,0	----	19/10/2011	47
Cobre Total	mg/L	0,0001	0,0017	124,50	0,00005	----	1,0	19/10/2011	75
Cromo Hexavalente	mg/L	0,01	0,05	< 0,01	0,0064	0,1	0,1	11/10/2011	68
Cromo Total	mg/L	0,002	0,006	15,31	0,0015	0,5	5,0	19/10/2011	75
DBO	mg/L	2	5	41230	1	----	60 (1)	10/10/2011	61
Estanho Total	mg/L	0,001	0,002	1,32	0,0005	4,0	4,0	19/10/2011	75
Fenóis (Índice de Fenóis)	mg/L	0,0005	0,0007	3,640	0,0003	0,5	0,5	21/10/2011	48
Ferro Dissolvido	mg/L	0,001	0,002	18,77	0,0005	15,0	15,0	19/10/2011	47
Fluoreto	mg/L	0,1000	0,5000	0,3110	0,035	10,0	10,0	07/10/2011	35
Manganês Dissolvido	mg/L	0,001	0,003	0,127	0,0005	1,0	1,0	19/10/2011	47
Mercurio Total	mg/L	0,00005	0,00010	< 0,00005	0,00003	0,01	0,01	19/10/2011	75
Níquel Total	mg/L	0,0001	0,0017	14,18	0,00005	2,0	2,0	19/10/2011	75
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	0,02	0,08	43,40	0,01	20,0 (2)	----	25/10/2011	50
Óleos e Graxas	mg/L	1	5	39442	1998,2	70	100	11/10/2011	46
Óleos Minerais	mg/L	1	5	28614	1449,6	20	----	11/10/2011	46
Óleos Vegetais e Gorduras Animais	mg/L	1	5	10828	548,6	50	----	11/10/2011	46
Prata Total	mg/L	0,00005	0,00010	0,46	0,00004	0,1	0,02	19/10/2011	75
Selênio Total	mg/L	0,001	0,003	< 0,001	0,0005	0,3	0,02	19/10/2011	75
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	0,1	0,5	10,0	0,32	1,0	1,0	18/10/2011	143
Sulfeto	mg/L	0,012	0,049	< 0,012	0,005	1,0	----	27/10/2011	142
Zinco Total	mg/L	0,0005	0,0011	84,25	0,0003	5,0	5,0	19/10/2011	75
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,002	1,610	0,0002	1,0	----	07/10/2011	128
Diclorceteno	mg/L	0,001	0,002	< 0,001	0,0002	1,0	----	07/10/2011	128
Tetracloreto de Carbono	mg/L	0,0005	0,001	0,976	0,0001	1,0	----	07/10/2011	128
Tricloroeteno	mg/L	0,001	0,002	2,846	0,0002	1,0	----	07/10/2011	128
Cianeto Livre	mg/L	0,0002	0,0009	< 0,0002	0,0001	0,2	----	27/10/2011	37
Cianeto Total	mg/L	0,0002	0,0009	< 0,0002	0,0001	1,0	----	27/10/2011	37

Parâmetro

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P.(*)	V.M.P. (**)	Data	M
DQO	mg/L	5	10	81100	3	----	----	11/10/2011	62

PARÂMETROS A SEGUIR NÃO SÃO ACREDITADOS ISO/IEC ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005

Resolução CONAMA nº 397/08 - Artigo 34 // Decreto do Estado de São Paulo nº 8468/76 - Artigo 18

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P. (*)	V.M.P. (**)	Data	M
Materiais Flutuantes	---	---	---	Presente	----	Ausente	----	18/10/2011	4

Parâmetro

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P. (*)	V.M.P. (**)	Data	M
Cromo Trivalente	mg/L	0,010	0,050	15,310	0,0064	----	----	19/10/2011	47
Sulfito	mg/L	0,50	1,00	20,00	0,05	----	----	26/10/2011	43

RECUPERAÇÃO DOS SURROGATES

12328/2011 - Efluente - Industrial Bruto

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultado
Ítrio	%	0,01	0,05	86,87
p-Bromofluorbenzeno	%	0,01	0,05	87,67
Tolueno-d8	%	0,01	0,05	99,41
1,4-Diclorobenzeno-d4	%	0,01	0,05	102,01
Clorobenzeno-d5	%	0,01	0,05	98,75
Fluorbenzeno	%	0,01	0,05	108,34

LD - Limite de Detecção

L.Q - Limite de Quantificação

(<) Abaixo do Limite de Detecção

(**) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado no Decreto do Estado de São Paulo nº 8468/76 - Artigo 18 (Descarte de Efluentes em Corpo Receptor)

(*) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado na Resolução CONAMA nº 397/08 - Artigo 34 (Descarte de Efluentes)

Observações:

- (1) Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluentes de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento).
- (2) O parâmetro nitrogênio Amoniacal Total não será aplicável em sistemas de tratamento de esgotos sanitários.
- (3) Avariação no corpo receptor não deverá exceder a 3° C no corpo receptor, desde que não comprometa os usos previstos para o corpo d'água.

Interpretação dos Resultados:

De acordo com o (*) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado na Resolução CONAMA nº 397/08 - Artigo 34 (Descarte de Efluentes): Os parâmetros Bário Total, Boro Total, Cádmio Total, Chumbo Total, Cobre Dissolvido, Cromo Total, Fenóis (Índice de Fenóis), Ferro Dissolvido, Níquel Total, Nitrogênio Amoniacal, Óleos e Graxas, Óleos Minerais, Óleos Vegetais e Gorduras Animais, Prata Total, Sólidos Sedimentáveis, Zinco Total, Clorofórmio, Tricloroeteno ultrapassam os limites máximos permitidos.

De acordo com o (**) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado no Decreto do Estado de São Paulo nº 8468/76 - Artigo 18 (Descarte de Efluentes em Corpo Receptor): Os parâmetros Bário Total, Boro Total, Cádmio Total, Chumbo Total, Cobre Total, Cromo Total, DBO, Fenóis (Índice de Fenóis), Ferro Dissolvido, Níquel Total, Óleos e Graxas, Prata Total, Sólidos Sedimentáveis, Zinco Total ultrapassam os limites máximos permitidos.

Notas:

- (1) Os resultados referem-se somente a amostra analisada.
- (2) Plano de Amostragem / Identificação dos pontos a serem amostrados é de responsabilidade do cliente.
- (3) Todas as análises foram realizadas dentro dos prazos de validade da amostra, conforme indicado nas normas: SMEWW 21 st Ed.; EPA; NBR; ASTM; CETESB; INEA e normas técnicas vigentes e descritas nas instruções operacionais padrão de Coleta e Preservação de Amostras da OPERATOR.
- (4) Os dados brutos obtidos na execução das análises estão à disposição, podendo ser solicitado a qualquer momento.

BOLETIM DE ANÁLISE N.º 12331/2011 - 1.1
 Processo Comercial N.º 354/2010 - 5

DADOS DO CONTRATANTE

Contratante: **ALSCO TOALHEIRO BRASIL LTDA**

CNPJ/CPF: **33.325.184/0027-58**

Endereço: **Estrada de Santa Isabel, 3000 - Caputera - Arujá - SP CEP: 07.400-000**

Contato: **João Domingos** Telefone: **(11) 4654-2878**

DADOS DO SOLICITANTE

Solicitante: **ALSCO TOALHEIRO BRASIL LTDA**

CNPJ/CPF: **33.325.184/0027-58**

Endereço de coleta: **Estrada de Santa Isabel, 3000 - Caputera - Arujá - SP CEP: 07.400-000**

Identificação do Ponto da Coleta: **Industrial Tratado**

Identificação da amostra: **Efluente**

Responsável pela Coleta: **Operator/Ailton Silverio**

Data da coleta: **06/10/2011**

Horário da coleta: **11:45 hs**

Data de entrada da amostra: **07/10/2011**

Data de emissão: **23/11/2011**

Legislação ou norma: **Resolução CONAMA n° 397/08 - Artigo 1 (Descarte de Efluentes) // Decreto do Estado de São Paulo n° 8468/76 - Artigo 18 (Descarte de Efluentes em Corpo Receptor)**

DADOS OBTIDOS EM CAMPO

Temperatura Ambiente (°C)	26
Presença de chuva nas últimas 24hs?	Não
pH da amostra	8,33
E _{redox} (mV)	- 83,0
Temperatura da Amostra (°C)	23,1
Cloro Residual Livre (mg/L)	< 0,01
Cloro Total (mg/L)	< 0,01
Aspecto da Amostra	Limpida
Cor (visual)	Amarelo Claro
Odor	Sim

RESULTADOS ANALÍTICOS

PARÂMETROS ACREDITADOS ISO/IEC ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005

Resolução CONAMA n° 397/08 - Artigo 34 // Decreto do Estado de São Paulo n° 8468/76 - Artigo 18

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P. (*)	V.M.P. (**)	Data	M
pH	---	0,05	0,10	8,33 <i>01</i>	0,17	5,0 - 9,0	5,0 - 9,0	06/10/2011	30
Temperatura	°C	---	1,0	23,1 <i>0</i>	0,15	40 (3)	40	06/10/2011	58
Arsênio Total	mg/L	0,00005	0,00010	0,0030 <i>01</i>	0,00004	0,5	0,2	17/10/2011	75
Bário Total	mg/L	0,0001	0,0017	0,016 <i>10</i>	0,00005	5,0	5,0	17/10/2011	75

PARÂMETROS ACREDITADOS ISO/IEC ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005

Resolução CONAMA n° 397/08 - Artigo 34 // Decreto do Estado de São Paulo n° 8468/76 - Artigo 18

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P.(*)	V.M.P. (**)	Data	M
Boro Total	mg/L	0,012	0,052	0,11 <i>OK</i>	0,0053	5,0	5,0	17/10/2011	75
Cádmio Total	mg/L	0,0001	0,0017	0,0001 <i>OK</i>	0,00005	0,2	0,2	17/10/2011	75
Chumbo Total	mg/L	0,001	0,002	0,009 <i>OK</i>	0,0005	0,5	0,5	17/10/2011	75
Cianeto	mg/L	0,0002	0,0009	< 0,0002 <i>OK</i>	0,0001	----	0,2	27/10/2011	37
Cobre Dissolvido	mg/L	0,0001	0,0017	0,055 <i>OK</i>	0,00005	1,0	----	18/10/2011	47
Cobre Total	mg/L	0,0001	0,0017	0,072 <i>OK</i>	0,00005	----	1,0	17/10/2011	75
Cromo Hexavalente	mg/L	0,01	0,05	< 0,01 <i>OK</i>	0,0064	0,1	0,1	11/10/2011	68
Cromo Total	mg/L	0,002	0,006	< 0,002 <i>OK</i>	0,0015	0,5	5,0	17/10/2011	75
DBO	mg/L	2	5	85 <i>OK</i>	1	----	60 (1)	10/10/2011	61
Estanho Total	mg/L	0,001	0,002	0,005 <i>OK</i>	0,0005	4,0	4,0	17/10/2011	75
Ferro Dissolvido	mg/L	0,001	0,002	0,035 <i>OK</i>	0,0005	15,0	15,0	18/10/2011	47
Fluoreto	mg/L	0,1000	0,5000	0,4900 <i>OK</i>	0,035	10,0	10,0	07/10/2011	35
Manganês Dissolvido	mg/L	0,001	0,003	0,008 <i>OK</i>	0,0005	1,0	1,0	18/10/2011	47
Mercurio Total	mg/L	0,00005	0,00010	< 0,00005 <i>OK</i>	0,00003	0,01	0,01	17/10/2011	75
Níquel Total	mg/L	0,0001	0,0017	0,0017 <i>OK</i>	0,00005	2,0	2,0	17/10/2011	75
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	0,02	0,08	< 0,02 <i>OK</i>	0,01	20,0 (2)	----	25/10/2011	50
Óleos e Graxas	mg/L	1	5	18 <i>OK</i>	0,9	70	100	11/10/2011	46
Óleos Minerais	mg/L	1	5	< 1 <i>OK</i>	0,9	20	----	11/10/2011	46
Óleos Vegetais e Gorduras Animais	mg/L	1	5	18 <i>OK</i>	0,9	50	----	11/10/2011	46
Prata Total	mg/L	0,00005	0,00010	< 0,00005 <i>OK</i>	0,00004	0,1	0,02	17/10/2011	75
Selênio Total	mg/L	0,001	0,003	0,002 <i>OK</i>	0,0005	0,3	0,02	17/10/2011	75
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	0,1	0,5	< 0,1 <i>OK</i>	0,02	1,0	1,0	11/10/2011	143
Zinco Total	mg/L	0,0005	0,0011	0,19 <i>OK</i>	0,0003	5,0	5,0	17/10/2011	75
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,002	< 0,001 <i>OK</i>	0,0002	1,0	----	07/10/2011	128
Dicloroeteno	mg/L	0,001	0,002	< 0,001 <i>OK</i>	0,0002	1,0	----	07/10/2011	128
Tetracloreto de Carbono	mg/L	0,0005	0,001	< 0,0005 <i>OK</i>	0,0001	1,0	----	07/10/2011	128
Tricloroeteno	mg/L	0,001	0,002	< 0,001 <i>OK</i>	0,0002	1,0	----	07/10/2011	128
Cianeto Livre	mg/L	0,0002	0,0009	< 0,0002 <i>OK</i>	0,0001	0,2	----	27/10/2011	37
Cianeto Total	mg/L	0,0002	0,0009	< 0,0002 <i>OK</i>	0,0001	1,0	----	27/10/2011	37

Parâmetro

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P.(*)	V.M.P. (**)	Data	M
DQO	mg/L	5	10	276 <i>OK</i>	3	----	----	11/10/2011	62

PARÂMETROS A SEGUIR NÃO SÃO ACREDITADOS ISO/IEC ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005

Resolução CONAMA n° 397/08 - Artigo 34 // Decreto do Estado de São Paulo n° 8468/76 - Artigo 18

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P. (*)	V.M.P. (**)	Data	M
Materiais Flutuantes	---	---	---	Ausente <i>01</i>	---	Ausente	---	11/10/2011	4
Sulfeto	mg/L	0,0005	0,0010	0,1740 <i>01</i>	0,0003	1,0	---	21/10/2011	66

Parâmetro

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultados	Incerteza (±)	V.M.P. (*)	V.M.P. (**)	Data	M
Cromo Trivalente	mg/L	0,010	0,050	< 0,010 <i>01</i>	0,0064	---	---	17/10/2011	47
Sulfito	mg/L	0,50	1,00	< 0,50 <i>02</i>	0,05	---	---	26/10/2011	43

RECUPERAÇÃO DOS SURROGATES

12331/2011 - Efluente - Industrial Tratado

Parâmetros	Unidade	LD	LQ	Resultado
Clorobenzeno-d5	%	0,01	0,05	88,43
Ítrio	%	0,01	0,05	95,80
p-Bromofluorbenzeno	%	0,01	0,05	113,29
Tolueno-d8	%	0,01	0,05	116,86
1,4-Diclorobenzeno-d4	%	0,01	0,05	99,48
Fluorbenzeno	%	0,01	0,05	105,23

L.D - Limite de Detecção

L.Q - Limite de Quantificação

(<) Abaixo do Limite de Detecção

(**) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado no Decreto do Estado de São Paulo n° 8468/76 - Artigo 18 (Descarte de Efluentes em Corpo Receptor)

(*) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado na Resolução CONAMA n° 397/08 - Artigo 34 (Descarte de Efluentes)

Observações:

- (1) Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluentes de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento).
- (2) O parâmetro nitrogênio Amoniacal Total não será aplicável em sistemas de tratamento de esgotos sanitários.
- (3) Avariação no corpo receptor não deverá exceder a 3° C no corpo receptor, desde que não comprometa os usos previstos para o corpo d'água.

Interpretação dos Resultados:

De acordo com o (*) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado na Resolução CONAMA n° 397/08 - Artigo 34 (Descarte de Efluentes): Os parâmetros satisfazem os limites permitidos.

De acordo com o (**) V.M.P. - Valor Máximo Permitido baseado no Decreto do Estado de São Paulo n° 8468/76 - Artigo 18 (Descarte de Efluentes em Corpo Receptor): O(s) parâmetro(s) DBO ultrapassa(m) os limites máximos permitidos.

Notas:

- (1) Os resultados referem-se somente a amostra analisada.
- (2) Plano de Amostragem / identificação dos pontos a serem amostrados é de responsabilidade do cliente.
- (3) Todas as análises foram realizadas dentro dos prazos de validade da amostra, conforme indicado nas normas: SMEWW 21 st Ed.; EPA; NBR; ASTM; CETESB; INEA e normas técnicas vigentes e descritas nas instruções operacionais padrão de Coleta e Preservação de Amostras da OPERATOR.
- (4) Os dados brutos obtidos na execução das análises estão à disposição, podendo ser solicitado a qualquer momento.
- (5) A interpretação dos resultados leva em consideração a incerteza de medição do ensaio.
- (6) As incertezas apresentadas nos boletins de análise são referente à incerteza expandida dos métodos analíticos.
- (7) Este boletim substitui o boletim de N.º 12331/2011 - 1.0.



M	Métodos de Referência
4	Standard Methods 21th Ed. - Part 4000 Inorganic nonmetallic constituentes
30	pH: SMEWW 4500 - H+ - B - Eletrometric Method
35	Ânions: USEPA SW 846 - Method 300.1 - Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography
37	Cianeto: SMEWW 4500 - CN- C - Total Cyanide after Distillation - SMEWW 4500 - CN- E - Colorimetric Method
43	Sulfito: SMEWW 4500 - SO3 - B - Iodometric Method
46	Óleos e Graxas: SMEWW 5520 - Oil and Grease
47	Metais: SMEWW 3120 B Inductively Coupled Plasma (ICP) Method
48	Fenóis (Índice): SWEWW 5530 D - Direct Photometric Method
50	Nitrogênio Amoniacal: SMEWW 4500 - NH3 - D - Ammonia-Selective Electrode Method
58	Temperatura: Leitura direta com Termohigrômetro
61	DBO: SWMM 5210 - Biochemical Oxygen Demand (BOD)
62	DQO: SWEMM 5220 - D - Closed Reflux, Colorimetric Method
66	Sulfeto: 4500 - SO-2 - Iodometric Method
68	Cromo Hexavalente: SWEMM 3500-Cr - D. Colorimetric Method
75	USEPA SW 846 - Method 6010 C - Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Espectrometry
128	USEPA SW 846 - Method 8021B - Aromatic and halogenated volatiles by gas chromatography using photo ionization and/or electrolytic conductivity detectors
143	Sólidos Sedimentáveis: SWMM 2540 - F - Settleable Solids



Elaine Cristina Ribeiro
C.R.Q. Nº 04448799 - IV Região
Supervisora do Laboratório