

**EMPREGO DA FLOTAÇÃO LAMELAR DE ALTA TAXA E  
CONVENCIONAL COMO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE  
DE SISTEMA CONSTITUÍDO DE REATOR ANAERÓBIO  
SEGUIDO DE REATOR AERÓBIO TRATANDO ESGOTO  
SANITÁRIO**

RENATA CRISTINA MORETTI

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Hidráulica e Saneamento.

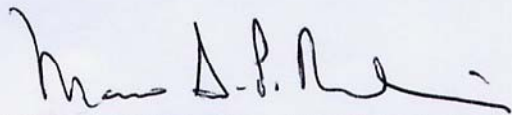
ORIENTADOR: Prof. Dr. Marco Antonio Penalva Reali

São Carlos  
(2005)

**FOLHA DE JULGAMENTO**

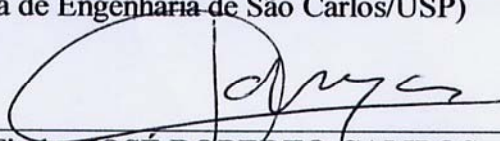
Candidata: Engenheira **RENATA CRISTINA MORETTI**

Tese defendida e julgada em 20-05-2005 perante a Comissão Julgadora:



Prof. Dr. **MARCO ANTONIO PENALVA REALI (Orientador)**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADA



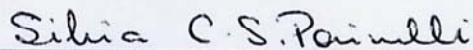
Prof. Titular **JOSÉ ROBERTO CAMPOS**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADA



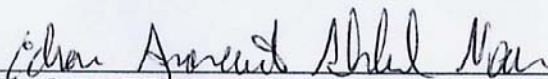
Prof. Associado **MARCELO ZAIAT**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovada



Profa. Dra. **SILVIA CLÁUDIA SEMENSATO POVINELLI**  
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

APROVADA



Prof. Dr. **EDSON APARECIDO ABDUL NOUR**  
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADA



Profª. Titular **MARIA DO CARMO CALIJURI**  
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e  
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

À minha família,  
por me apoiar sempre e por ser meu porto  
seguro.

## **Agradecimentos**

Ao Prof. Dr. Marco Antonio Penalva Reali, por mais uma oportunidade, e pelo grande apoio e orientação durante todo o trabalho.

Ao Prof. Tit. José Roberto Campos, pelas valiosas sugestões fornecidas durante a realização da pesquisa.

Ao amigo André Luiz de Oliveira, pelo companheirismo, paciência, inestimável ajuda e grande sendo de humor, que tornaram bem mais agradáveis as viagens e os ensaios realizados em Rio Claro.

Ao amigo Marcelo Eustáquio de Carvalho, também pelo companheirismo, além da impagável ajuda no transporte e montagem do sistema piloto de flotação na ETE de Rio Claro.

À Ana Paula Paim, técnica do Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas - LATAR, pelos ensinamentos em laboratório, especialmente sobre a determinação de fósforo pelo método FIA, além do grande auxílio prestado na digestão das amostras e, principalmente, pela grande simpatia e delicadeza.

Ao Departamento Autônomo de Água e Esgoto (DAAE) de Rio Claro, pela autorização e total apoio na realização do trabalho na ETE - Jardim das Flores, e, em especial, ao Eng. José Antonio Cardoso dos Santos e ao químico Márcio Olívio Rosin.

A Lauro Gonçalves Robles, funcionário da ETE - Jardim das Flores, pelo inestimável auxílio prestado durante toda a realização da pesquisa e, principalmente, pelas explicações sobre o funcionamento da ETE, que me foram de grande valia.

Aos operadores da ETE - Jardim das Flores: Cristino Hespanha, André Luis Barbosa, Edson Bonatti, José Carlos Luna Júnior, José Mauro Arrais, Walter Luis Barozzi, Antonio Carlos Cruz, Carlos Valeriano dos Santos, Elves Sebastião da Silva, Luis Spatti, Marcelo Vollet de Araujo e, principalmente, a André Fernandes Jorge de Oliveira, José Cláudio Sanchez, Cláudio Rigato e Paulo Correa, pela ajuda inestimável e pela grande

simpatia e respeito com que me trataram durante toda a realização da pesquisa.

Aos eletricitistas Edson e Maurílio, pela montagem e manutenção das instalações elétricas do sistema piloto de flotação; a Zamboni e Edval, eletricitistas do DAAE, pela manutenção das instalações elétricas; e a Antonio Fernandes e equipe, pela montagem das instalações hidráulicas. A essas pessoas um agradecimento especial pela simpatia e disponibilidade em resolver prontamente os problemas ocorridos durante a pesquisa.

A Wagner, Sá, Pavi, Rose e, especialmente, a Flávia e Fernanda, funcionários do SHS, pela simpatia e pronta ajuda durante o trabalho.

A Paulo, Júlio, Cidinha e Juliana, do Laboratório de Saneamento, pela atenção e colaboração.

À Beth Moraes, pela revisão da tese.

A Marcella e Marconi, meus queridíssimos amigos, pela enorme mostra de carinho e companheirismo, ao abrirem as portas da sua casa e me acolherem quando precisei.

A todos os amigos do programa de doutorado e especialmente a Jeanette Beber de Souza, Leila J. Patrizzi, Rodrigo B. Moruzzi, Carlos Magno de S. Vidal, Hélio Rodrigues dos Santos, Cristina Y. Iamamoto e Leonídia M. Castro.

A todos os amigos do Madrigal UFSCar e da Orquestra Experimental da UFSCar, por compartilharem comigo a música e tantos momentos de lazer e prazer durante o período do trabalho.

Ao Programa de Apoio a Núcleos de Excelência – PRONEX 97, pelos recursos necessários para a realização da pesquisa.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa de Doutorado e pelo suporte financeiro para as obras de infra-estrutura do LATAR, onde foi realizado o trabalho.

## Sumário

	Lista de figuras	i
	Lista de tabelas	viii
	Lista de abreviaturas, siglas, símbolos e formulações	xi
	Resumo	
	Abstract	
1	Introdução	1
2	Objetivos	7
3	Revisão da Literatura	7
3.1	Unidades Modernas de Flotação por Ar Dissolvido (Unidades de Terceira Geração)	7
3.2	Fornecimento de ar à flotação por ar dissolvido (FAD)	16
3.3	Floculação com o emprego de polieletrólitos	19
3.4	Emprego da FAD como pós-tratamento de esgoto sanitário	30
3.5	O problema de bulking nos lodos ativados	35
3.6	A FAD empregada como pós-tratamento em sistema de lodo ativado	43
3.7	Remoção de nutrientes por flotação	49
3.7.1	Fósforo	51
3.7.2	Nitrogênio	63
4	Material e métodos	66
4.1	Considerações iniciais	66
4.2	Descrição da Estação de Tratamento de Esgotos Jardim das Flores	67
4.3	Descrição do equipamento de floculação/flotação em escala de laboratório (Flotateste)	70
4.4	Ensaio de clarificação por flotação utilizando o Flotateste	72
4.4.1	Cálculo da razão ar/sólidos (A/S)	73
4.4.2	Preparo da suspensão e cálculo da dosagem de amido	74
4.5	Ensaio preliminares com o equipamento Flotateste	75
4.6	Ensaio de flotação em escala piloto com a unidade lamelar de flotação por ar dissolvido de alta taxa (FADAT)	78
4.7	Ensaio de flotação em escala piloto com a unidade de flotação por ar dissolvido, sem o módulo de placas	93
4.8	Monitoramento dos ensaios e caracterização das amostras	97
4.9	Equipamentos e materiais utilizados nos ensaios e determinações	99

5	Resultados e discussão	101
5.1	Considerações iniciais	101
5.2	Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotateste, realizados com polímero sintético catiônico (fases 1, 2, 3 e 4)	104
5.3	Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotateste, realizados com amido de araruta (fases 5, 6, 7 e 8)	108
5.4	Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotateste, realizados com cloreto férrico (fases 9, 10, 11 e 12)	111
5.5	Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotateste, realizados com a associação entre cloreto férrico e polímero sintético catiônico (fases 13, 14, 15, 16, 17 e 18)	115
5.6	Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotateste, realizados com a associação entre cloreto férrico e amido de araruta (fases 19, 20, 21, 22, 23 e 24)	121
5.7	Considerações sobre as condições de operação e desempenho da ETE - Jardim das Flores durante o desenvolvimento das etapas do trabalho realizadas em escala piloto	129
5.8	Ensaio de flotação da segunda etapa, utilizando unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT)	155
5.8.1	Considerações iniciais	155
5.8.2	Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto FADAT, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	155
5.8.3	Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto FADAT, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	180
5.8.4	Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto FADAT, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	194
5.8.5	Comparação entre os resultados obtidos com a operação da unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT), para diferentes valores de TAS, TS e quantidade de ar fornecido à flotação	211
5.9	Ensaio de flotação da terceira etapa, utilizando unidade piloto de flotação sem o módulo de placas	215
5.9.1	Considerações iniciais	215
5.9.2	Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto de flotação sem placas, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	218

5.9.3	Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto de flotação sem placas, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	231
5.9.4	Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto de flotação sem placas, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	238
5.9.5	Comparação entre os resultados obtidos com a operação da unidade piloto de flotação sem placas, com diferentes valores de TAS, TS e quantidade de ar fornecido à flotação	208 247
5.9.6	Avaliação da estabilidade da flotação, realizada em unidade piloto de FAD convencional, em perfis de 24 horas	249
5.10	Comparação entre os resultados obtidos nos ensaios realizados com a unidade FADAT e os resultados dos ensaios efetuados com a unidade FAD convencional	266
5.11	Remoção de fósforo	270
5.12	Floculação	278
5.13	Concentrações de metais pesados no lodo flotado	281
6	Considerações finais	285
7	Conclusões e recomendações	291
8	Referências bibliográficas	295



## Lista de figuras

FIGURA 1.1 –	Fluxogramas relativos à construção de uma ETE em 2 fases, sendo a 1ª de implantação, com sistema composto de reator anaeróbio, FAD e desinfecção, e a 2ª de ampliação, somando ao tratamento o sistema de lodo ativado, conforme concepção de projeto proposta por CAMPOS, REALI e DANIEL (2004) para a ETE Monjolinho, em São Carlos.	4
FIGURA 3.1 –	Sistema de flotação Sveen-Pedersen (2-3 m/h)	8
FIGURA 3.2 –	Unidade convencional de flotação por ar dissolvido (FAD) (5-7 m/h)	9
FIGURA 3.3 –	Flotofiltro (10-15 m/h)	10
FIGURA 3.4 –	Unidade de flotação com escoamento turbulento (25-40 m/h)	11
FIGURA 3.5 –	Estrutura principal dos flocos do lodo ativado	36
FIGURA 3.6 –	Efeito dos organismos filamentosos na estrutura do floco de lodo ativado	39
FIGURA 3.7 –	Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo	60
FIGURA 3.8 –	Esquema de estação de tratamento de esgoto por processo biológico de remoção intensificada de fósforo (EBPR)	62
FIGURA 4.1 –	Vista da ETE - Jardim das Flores (Rio Claro – SP)	69
FIGURA 4.2 –	Fluxograma do sistema de tratamento da ETE - Jardim das Flores	69
FIGURA 4.3 –	Equipamento de floculação/flotação em escala de laboratório (Flotateste)	71
FIGURA 4.4 –	Esquema geral do Flotateste (floculação e flotação)	71
FIGURA 4.5 –	Equipamento <i>Jar-test</i> , utilizado para a mistura rápida	72
FIGURA 4.6 –	Planta e cortes da unidade piloto de flotação por ar dissolvido lamelar de alta taxa (FADAT)	79
FIGURA 4.7 –	Vista do sistema piloto de flotação por ar dissolvido, montado próximo aos decantadores secundários da ETE - Jardim da Flores	80
FIGURA 4.8 –	Vista da unidade FADAT e do medidor de vazão instalado na tubulação afluente ao flotador	81
FIGURA 4.9 –	Tanques para armazenamento de cloreto férrico e de soluções de cloreto férrico e polímero	81
FIGURA 4.10 –	Misturadores de substâncias coagulantes e floculantes na tubulação do afluente à flotação	82
FIGURA 4.11 –	Bombas dosadoras de soluções de substâncias coagulantes e floculantes	82
FIGURA 4.12 –	Sifão de 2”, captando o liquor misto do tanque de aeração, sifão de 4”, captando o efluente dos decantadores, e união de ambos, obtendo a mistura afluente à flotação	83
FIGURA 4.13 –	Detalhes da câmara de floculação, com respectivo agitador lento mecanizado, e do quadro elétrico	83
FIGURA 4.14 –	Tubulação e bomba para descarte da vazão de esgoto floculado excedente	84
FIGURA 4.15 –	Vista da câmara de saturação	85
FIGURA 4.16 –	Raspador mecânico de superfície para remoção do lodo acumulado durante a flotação	86

FIGURA 4.17 –	Esquema do dispositivo anti-vórtice, instalado na câmara de saturação utilizada nos ensaios de flotação em escala piloto	86
FIGURA 4.18 –	Ensaio da segunda etapa do trabalho, realizados com a unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT), para determinação dos valores mais adequados de Taxa de Aplicação de Superficial (TAS), empregando diferentes valores de Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e razão ar/sólidos (A/S)	91e 92
FIGURA 4.19 –	Ensaio da terceira etapa do trabalho, a serem realizados com a unidade piloto de flotação (FAD), sem o módulo de placas, para determinação dos valores mais adequados de Taxa de Aplicação Superficial (TAS), para diferentes valores de Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e razão ar/sólidos (A/S)	95
FIGURA 5.1 –	Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 1 (variação de DP de 0,4 a 2,5 mg/L); 2 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 3 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min) e 4 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	105
FIGURA 5.2 –	Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 1 (variação de DP de 0,4 a 2,5 mg/L); 2 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 3 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min) e 4 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	107
FIGURA 5.3 –	Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 5 (variação de DAA de 0,4 a 2,4 mg/L); 6 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 7 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min) e 8 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	109
FIGURA 5.4 –	Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 5 (variação de DAA de 0,4 a 2,4 mg/L); 6 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 7 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min) e 8 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	110
FIGURA 5.5 –	Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 9 (variação de DCF de 20 a 60 mg/L); 10 (variação de Gmr na faixa de 200 a 800 s <sup>-1</sup> e Tmr de 15 s a 3 min); 11 (variação de A/S de 0,008 a 0,017) e 12 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min)	113
FIGURA 5.6 –	Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 9 (variação de DCF de 20 a 60 mg/L); 10 (variação de Gmr na faixa de 200 a 800 s <sup>-1</sup> e Tmr de 15 s a 3 min); 11 (variação de A/S de 0,008 a 0,017) e 12 (variação de Tf de 5 a 20 min)	114
FIGURA 5.7 –	Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 13 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 14 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 15 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L) e 16 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min)	117
FIGURA 5.8 –	Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 17 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min) e 18 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	118

FIGURA 5.9 –	Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 13 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 14 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 15 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 16 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 17 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min) e 18 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	120
FIGURA 5.10 –	Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 19 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 20 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 21 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 22 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s. a 3 min.), 23 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min.) e 24 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	123
FIGURA 5.11 –	Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 19 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 20 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 21 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L) e 22 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s <sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min)	124
FIGURA 5.12 –	Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 23 (variação de Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min) e 24 (variação de A/S de 0,008 a 0,017)	125
FIGURA 5.13a –	Turbidez do efluente dos reatores UASB, ao longo do dia, no período de março a maio de 2004	132
FIGURA 5.13b –	Turbidez do efluente dos reatores UASB, ao longo do dia, no período de junho e julho de 2004	133
FIGURA 5.13c –	Turbidez do efluente dos reatores UASB, ao longo do dia, no período de agosto a outubro de 2004	134
FIGURA 5.14 –	SST das amostras compostas do efluente dos reatores UASB, de março a outubro de 2004	135
FIGURA 5.15 –	DQO das amostras compostas do efluente dos reatores UASB (filtradas e não filtradas), de março a outubro de 2004	136
FIGURA 5.16 –	Vala para armazenamento/secagem de lodo, construída na ETE - Jardim das Flores para disposição emergencial de lodo digerido proveniente do UASB	137
FIGURA 5.17 –	SST (/SSV) de amostras pontuais coletadas no tanque de aeração, de março a outubro de 2004	139
FIGURA 5.18 –	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> das amostras compostas (filtradas) do esgoto bruto, efluente dos reatores UASB e liquor misto do tanque de aeração, de março a outubro de 2004	144
FIGURA 5.19 –	Razões médias entre as concentrações de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> apresentadas pelas amostras filtradas do tanque de aeração e dos reatores UASB (P-PO <sub>4</sub> <sup>3- TA</sup> / P-PO <sub>4</sub> <sup>3- EU</sup> )	145
FIGURA 5.20 –	Comparação entre as remoções globais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> apresentadas após a etapa de clarificação nos decantadores reais da ETE – Jardim das Flores e pelas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aeração (simulação de uma separação de fases por filtração)	146
FIGURA 5.21 –	Comparação entre as concentrações de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> apresentadas pelas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aeração e pelas amostras do efluente dos decantadores secundários	147

- FIGURA 5.22 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 1 a 3, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa (EF), para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $250 \pm 27 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,015, 0,020 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 164
- FIGURA 5.23 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 4 e 5, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $250 \pm 27 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,024 e 0,031 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 165
- FIGURA 5.24 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 6 e 7, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $200 \pm 7 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,020 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 169
- FIGURA 5.25 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 8 a 10, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $180 \pm 8 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,013, 0,021 e 0,032 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 171
- FIGURA 5.26 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 11 a 13, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,016, 0,021 e 0,027 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 172
- FIGURA 5.27 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 15 a 17, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,021, 0,028 e 0,029 (com e sem emprego de polímero) (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 173
- FIGURA 5.28 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 1 a 10, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S 176
- FIGURA 5.29 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 11 a 17, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S 177
- FIGURA 5.30 – Porcentagens de remoção de SST,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 1 a 17, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S 178
- FIGURA 5.31 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 18 a 20, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $320 \pm 5 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,013, 0,020 e 0,026 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 183
- FIGURA 5.32 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 21 a 23, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $250 \pm 25 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,015, 0,022 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 184

- FIGURA 5.33 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 24 e 25, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $180 \pm 5 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,021 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 185
- FIGURA 5.34 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 26 e 27, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 8 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,014 e 0,023 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 188
- FIGURA 5.35 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 28 e 29, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 8 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,028 e 0,033 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 189
- FIGURA 5.36 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 18 a 23, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S 191
- FIGURA 5.37 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 24 a 29, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S 192
- FIGURA 5.38 – Porcentagens de remoção de SST, P- $\text{PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 18 a 29, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S 193
- FIGURA 5.39 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 30 a 32, realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $350 \pm 33 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,014, 0,019 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 197
- FIGURA 5.40 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 33 a 35, realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $300 \pm 27 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,013, 0,021 e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 198
- FIGURA 5.41 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 18 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,015 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 201
- FIGURA 5.42 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 38 e 39, realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,014 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 203
- FIGURA 5.43 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 40 e 41, realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,023 (com o dobro da dosagem de polímero) e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB) 204

FIGURA 5.44 –	Residuais de turbidez e DQO determinados no ensaio 42, realizado com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 182 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, TS de 293 kg de SST/m <sup>2</sup> .dia e A/S em torno de 0,011 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	206
FIGURA 5.45 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 30 a 35, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 200 ± 6 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS (kg de SST/m <sup>2</sup> .dia) e A/S	208
FIGURA 5.46 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 36 a 41, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 200 ± 6 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS (kg de SST/m <sup>2</sup> .dia) e A/S	209
FIGURA 5.47 –	Porcentagens de remoção de SST, P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 30 a 41, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 200 ± 6 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m <sup>2</sup> .dia) e A/S	210
FIGURA 5.48 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 43 e 44, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, TS de 250 ± 25 kg SST/m <sup>2</sup> .dia e A/S em torno de 0,023 e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	221
FIGURA 5.49 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 45 a 47, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, TS de 200 ± 19 kg SST/m <sup>2</sup> .dia e A/S em torno de 0,013, 0,020 e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	222
FIGURA 5.50 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 48 a 50, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, TS de 160 ± 15 kg T/m <sup>2</sup> .dia e A/S em torno de 0,014, 0,019 e 0,026 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	223
FIGURA 5.51 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 51 a 53, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, TS de 120 ± 10 kg T/m <sup>2</sup> .dia e A/S em torno de 0,015, 0,023 e 0,031 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	224
FIGURA 5.52 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 43 a 47, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m <sup>2</sup> .dia) e A/S	228
FIGURA 5.53 –	Residuais de turbidez e DQO determinadas nos ensaios 48 a 53, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m <sup>2</sup> .dia) e A/S	229
FIGURA 5.54 –	Porcentagens de remoção de SST, P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 43 a 53, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS (Kg SST/m <sup>2</sup> .dia) e A/S	230
FIGURA 5.55 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 54 e 55, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 160 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, TS de 160 ± 3 kg SST/m <sup>2</sup> .dia e A/S em torno de 0,021 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	233

FIGURA 5.56 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 56 e 57, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $120 \pm 5 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,021 e 0,027 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	234
FIGURA 5.57 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 54 a 57, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S	236
FIGURA 5.58 –	Porcentagens de remoção de SST, $\text{P-PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 54 a 57, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (Kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S	237
FIGURA 5.59 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 58 e 59, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $160 \pm 9 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,021 e 0,027 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	240
FIGURA 5.60 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 60 e 61, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $120 \pm 19 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,018 (com cal) e 0,0210 (sem cal) (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	241
FIGURA 5.61 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 62 e 63, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $100 \pm 7 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,035 e 0,039 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB)	243
FIGURA 5.62 –	Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 58 a 63, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S	245
FIGURA 5.63 –	Porcentagens de remoção de SST, $\text{P-PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 58 a 63, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS em torno de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (Kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S	246
FIGURA 5.64 –	Residuais de turbidez determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $115 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,022. Também são indicados os valores de turbidez no esgoto bruto (EB)	252
FIGURA 5.65 –	Residuais de DQO determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de $202 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $115 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,022. Também são indicados os valores de DQO no esgoto bruto (EB)	253
FIGURA 5.66 –	Residuais de turbidez determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de $159 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $140 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,017. Também são indicados os valores de turbidez no esgoto bruto (EB)	257
FIGURA 5.67 –	Residuais de DQO determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de $159 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de $140 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ e A/S em torno de 0,017. Também são indicados os valores de DQO no esgoto bruto (EB)	258
FIGURA 5.68 –	Residuais de $\text{P-PO}_4^{3-}$ do efluente flotado e porcentagens de remoção (em relação a EB) de março a outubro de 2004	272

## Lista de tabelas

TABELA 3.1 –	Padrões de qualidade das águas segundo a Resolução CONAMA 357, 2005	50
TABELA 4.1 –	Variação da solubilidade do ar em função da temperatura	73
TABELA 4.2 –	Fases 1, 2, 3 e 4 - Ensaio com polímero sintético catiônico	76
TABELA 4.3 –	Fases 5, 6, 7 e 8 - Ensaio com amido de araruta	76
TABELA 4.4 –	Fases 9, 10, 11 e 12 - Ensaio com cloreto férrico	76
TABELA 4.5 –	Fases 13, 14, 15, 16, 17 e 18 - Ensaio com cloreto férrico e polímero sintético catiônico	77
TABELA 4.6 –	Fases 19, 20, 21, 22, 23 e 24 – Ensaio com cloreto férrico e amido de araruta	77
TABELA 5.1 –	SST e pH das amostras do liquor misto do tanque de aeração (TA) utilizadas nos ensaios de flotação da primeira etapa do trabalho, e valores de DQO e P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> das amostras compostas do esgoto bruto (EB)	102
TABELA 5.2 –	Residuais e porcentagens de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 1, 2, 3 e 4, realizados com a aplicação de polímero sintético catiônico	106
TABELA 5.3 –	Residuais e porcentagens de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 5, 6, 7 e 8, realizadas com a aplicação de amido de araruta	111
TABELA 5.4 –	Residuais e porcentagens de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 9, 10, 11 e 12, realizadas com a aplicação de cloreto férrico	115
TABELA 5.5 –	Residuais e porcentagens de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 13, 14, 15 e 16, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao polímero sintético catiônico	119
TABELA 5.6 –	Residuais e porcentagens de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 17 e 18, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao polímero sintético catiônico	119
TABELA 5.7 –	Residuais e porcentagens de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 19, 20, 21 e 22, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao amido de araruta	125
TABELA 5.8 –	Residuais e porcentagens de remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 23 e 24, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao amido de araruta	126
TABELA 5.9 –	Configurações empregadas nos ensaios de flotação da primeira etapa do trabalho que proporcionaram os resultados mais adequados após otimização das condições de coagulação/floculação/flotação	128
TABELA 5.10 –	Faixas de residuais de turbidez, DQO, SST e P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> obtidos nos ensaios de flotação da primeira etapa do trabalho, empregando Flotatest, para as diversas substâncias coagulantes e/ou floculantes investigadas	128
TABELA 5.11a –	Residuais médios de turbidez no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras coletadas nos ensaios de flotação, de março a maio de 2004	132



TABELA 5.11b – Residuais médios de turbidez no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras coletadas nos ensaios de flotação, em junho e julho de 2004	133
TABELA 5.11c – Residuais médios de turbidez no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras coletadas nos ensaios de flotação, de agosto a outubro de 2004	134
TABELA 5.12 – Residuais médios de SST (em mg/L) no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras compostas coletadas nos ensaios de flotação, de março a outubro de 2004	135
TABELA 5.13 – Residuais médios de DQO (amostra não filtrada/amostra filtrada), em mg/L, no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras compostas coletadas nos ensaios de flotação, de março a outubro de 2004	136
TABELA 5.14 – Residuais de $P-PO_4^{3-}$ , em mg/L, apresentados pelas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aeração e do efluente dos reatores UASB (TA e EU), determinados no período de março a outubro de 2004	145
TABELA 5.15 – Valores de O.D. medidos no tanque de aeração da ETE - Jardim das Flores, em determinados dias do mês de outubro de 2004	151
TABELA 5.16 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto FADAT, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S	156
TABELA 5.17 – $SST_{afi}$ , $Q_{afi}$ , $Q_{flot}$ , $Q_{exc}$ e $Q_{rec}$ , e tempos de floculação, para os ensaios da segunda etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de $350 m^3/m^2.dia$ e diferentes valores de TS e A/S	161
TABELA 5.18 – Residuais de $P-PO_4^{3-}$ determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $350 \pm 50 m^3/m^2.dia$ , empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de $P-PO_4^{3-}$ do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU)	179
TABELA 5.19 – Residuais de turbidez, DQO, SST e $P-PO_4^{3-}$ obtidos nos ensaios de flotação com a unidade FADAT empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios	179
TABELA 5.20 – $SST_{afi}$ , $Q_{afi}$ , $Q_{flot}$ , $Q_{exc}$ e $Q_{rec}$ , e tempos de floculação, para os ensaios da segunda etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de $250 m^3/m^2.dia$ e diferentes valores de TS e A/S	181
TABELA 5.21 – Residuais de $P-PO_4^{3-}$ determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $250 \pm 8 m^3/m^2.dia$ , empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de $P-PO_4^{3-}$ do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU)	194
TABELA 5.22 – Residuais de turbidez, DQO, SST e $P-PO_4^{3-}$ obtidos nos ensaios de flotação com a unidade FADAT empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios	194
TABELA 5.23 – $SST_{afi}$ , $Q_{afi}$ , $Q_{flot}$ , $Q_{exc}$ e $Q_{rec}$ , e tempos de floculação, para os ensaios da segunda etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de $200 m^3/m^2.dia$ e diferentes valores de TS e A/S	195
TABELA 5.24 – Residuais de $P-PO_4^{3-}$ determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de $200 \pm 6 m^3/m^2.dia$ , empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de $P-PO_4^{3-}$ do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU)	207
TABELA 5.25 – Residuais de turbidez, DQO, SST e $P-PO_4^{3-}$ obtidos nos ensaios de flotação com a unidade FADAT empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios	211

TABELA 5.26 –	Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto sem placas, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S	216
TABELA 5.27 –	SST <sub>afi</sub> , Q <sub>afi</sub> , Q <sub>flot</sub> , Q <sub>exc</sub> e Q <sub>rec</sub> , e tempos de floculação, para os ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de 200 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia e diferentes valores de TS e A/S	219
TABELA 5.28 –	Residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU)	231
TABELA 5.29 –	SST <sub>afi</sub> , Q <sub>afi</sub> , Q <sub>flot</sub> , Q <sub>exc</sub> e Q <sub>rec</sub> , e tempos de floculação, para os ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de 160 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia e diferentes valores de TS e A/S	232
TABELA 5.30 –	Residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 160 ± 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU)	237
TABELA 5.31 –	SST <sub>afi</sub> , Q <sub>afi</sub> , Q <sub>flot</sub> , Q <sub>exc</sub> e Q <sub>rec</sub> , e tempos de floculação, para os ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de 120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia e diferentes valores de TS e A/S	238
TABELA 5.32 –	Residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 120 ± 13 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU)	244
TABELA 5.33 –	Residuais de turbidez, DQO, SST e P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> obtidos nos ensaios de flotação com a unidade de FAD convencional, empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios	247
TABELA 5.34 –	Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto sem placas, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, durante os perfis de 24 horas	250
TABELA 5.35 –	SST <sub>afi</sub> , Q <sub>afi</sub> , Q <sub>flot</sub> , Q <sub>exc</sub> e Q <sub>rec</sub> , e tempos de floculação, para os perfis de 24 horas	251
TABELA 5.36 –	Residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> determinados nos perfis de 24 horas realizados com a unidade piloto de flotação sem placas. Também são indicados os residuais de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU)	257
TABELA 5.37 –	Concentrações de compostos de nitrogênio das amostras compostas fornecidas pelo ensaio 65, realizado em 26 e 27/10/2004	258
TABELA 5.38 –	Concentrações de compostos de nitrogênio de amostras do esgoto bruto, efluente do UASB e efluente dos decantadores secundários, da ETE – Jardim das Flores, no ano de 2004	265
TABELA 5.39 –	Limites de metais pesados aceitáveis em lodos de esgoto destinados ao uso agrícola	282
TABELA 5.40 –	Análise química de lodos de esgoto	283
TABELA 5.41 –	Cálculo da razão de recirculação, das vazões de recirculação e de flotação, do tempo de floculação e da concentração de SST, para diferentes valores de TAS, TS e A/S	288

## Lista de abreviaturas, siglas, símbolos e formulações

Aflot	Área requerida para flotação ( $m^2$ );
Al	Alumínio;
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$	Sulfato de alumínio;
A/S	Razão ar/ sólidos (massa/massa);
AA	Amido de araruta;
Ca	Cálcio;
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental;
Cf	Teor de sólidos no lodo seco (%);
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente;
DAA	Dosagem de amido de araruta (mg/L);
DAAE	Departamento Autônomo de Água e Esgoto;
$D_{ar}$	Dosagem de ar ( $g\ ar/m^3$ de esgoto afluyente);
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L);
DCF	Dosagem de cloreto férrico (mg/L);
DOF	Dosagem ótima de floculação;
DP	Dosagem de polímero (mg/L ou g/Kg SST);
DQO	Demanda química de oxigênio (mg/L);
DSA	Dosagem de sulfato de alumínio (mg/L);
EB	Esgoto bruto;
EBPR	Enhanced Biological Phosphorus Removal (remoção biológica intensificada de fósforo);
EF	Efluente da flotação;
ETE	Estação de tratamento de esgoto;
EU	Efluente dos reatores UASB;
FAD	Flotação por ar dissolvido;
FADAT	Flotação por ar dissolvido de alta taxa;
Fe	Ferro;
$FeCl_3$	Cloreto férrico;
$Fe(SO_4)_3$	Sulfato ferroso;
F/M	Razão alimento/microrganismo;
G	Gradiente médio de velocidade de mistura ( $s^{-1}$ );
Gf	Gradiente médio de velocidade de floculação ( $s^{-1}$ );
Gmr	Gradiente médio de velocidade de mistura rápida ( $s^{-1}$ );

IVL	Índice volumétrico de lodo (mL/g);
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas;
MOD	Matéria orgânica dissolvida;
MR	Mistura rápida;
N	Nitrogênio;
NaOH	Hidróxido de sódio;
N-amon.	Nitrogênio amoniacal (mg/L);
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio amoniacal (mg/L);
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de nitrato (mg/L);
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de nitrito (mg/L);
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl (mg/L);
OAF	Organismos acumuladores de fósforo;
O.D.	Oxigênio dissolvido (mg/L);
P	Fósforo;
PEC	Polímero extracelular;
pH	Potencial hidrogeniônico;
PHB	polihidroxibutirato;
Poli-P	Bactérias acumuladoras de fósforo;
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Fósforo na forma de fosfato;
P <sub>sat</sub>	Pressão no interior da câmara de saturação (kPa);
Q <sub>afi</sub>	Vazão afluyente ao processo de flotação;
Q <sub>exc</sub>	Vazão excedente descartada no processo de flotação;
Q <sub>flot</sub>	Vazão de flotação;
Q <sub>lodo</sub>	Vazão de lodo;
Q <sub>rec</sub>	Vazão de recirculação pressurizada no processo de flotação;
Q <sub>w</sub>	Vazão de descarte de lodo;
R	Fração de recirculação pressurizada (%);
RA	Registro de agulha;
RALEX	Reator anaeróbio de leito expandido;
RBN	Remoção biológica de nutrientes;
rpm	rotações por minuto;
Sa	Solubilidade do ar (mL/L);
SHS/EESC/USP	Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo;
SST/SSF/SSV	Sólidos suspensos totais, fixos e voláteis (mg/L);

SST <sub>afi</sub>	Sólidos suspensos totais afluentes à flotação;
TA	Tanque de aeração;
TAS	Taxa de aplicação superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d);
Tf	Tempo de floculação (min.);
Tmr	Tempo de mistura rápida (min.);
TS	Taxa de aplicação de sólidos (Kg SST/m <sup>2</sup> .d);
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo;
UV	Ultravioleta;
Va <sub>max</sub>	Velocidade ascensional máxima;
θ <sub>c</sub>	Tempo de retenção celular;
θ <sub>h</sub>	Tempo de detenção hidráulica;

Os cálculos de TAS, TS e A/S foram feitos a partir das seguintes equações:

$$A/S = C_{ar} \cdot Q_{rec} / SST_{afi} \cdot Q_{flot} \iff A/S = C_{ar} \cdot (R \cdot Q_{flot}) / SST_{afi} \cdot Q_{flot}$$

$$\mathbf{A/S = C_{ar} \cdot R / SST_{afi}}$$

A/S = razão ar/sólidos (massa de ar/massa de SST)

C<sub>ar</sub> = concentração de ar dissolvido (mg/L ou g/m<sup>3</sup>)

Q<sub>rec</sub> = Vazão de recirculação (m<sup>3</sup>/dia)

Q<sub>flot</sub> = Vazão de flotação (m<sup>3</sup>/dia)

R = razão de recirculação

SST<sub>afi</sub> = concentração de SST no afluente à flotação.

$$\mathbf{TAS = Q_{flot} + Q_{rec} / A}$$

TAS = Taxa de aplicação superficial (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia)

A = área de flotação (m<sup>2</sup>)

$$\mathbf{TS = SST_{afi} \cdot Q_{flot} / A \cdot 1000}$$

$$\mathbf{TS = TAS \cdot C_{ar} \cdot R / (1+R) \cdot 1000 \cdot A/S}$$

TS = Taxa de carregamento de sólidos (kg de SST/m<sup>2</sup>.dia)

## Resumo

MORETTI, R. C. (2005). Emprego da flotação lamelar de alta taxa e convencional como pós-tratamento do efluente de sistema constituído de reator anaeróbio seguido de reator aeróbio tratando esgoto sanitário. São Carlos, 2005, 305 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O presente trabalho teve como objetivo o estudo da potencialidade de aplicação da flotação por ar dissolvido (FAD) lamelar (de alta taxa) e convencional como parte final de sistema de tratamento sequencial de esgoto sanitário, constituído de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) seguidos de tanque de aeração. O trabalho, desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos Jardim das Flores da cidade de Rio Claro, foi dividido em três etapas. Na primeira etapa, realizada com equipamento Flotatest, foram investigados os valores mais adequados de dosagens de polímero sintético catiônico, amido de araruta, cloreto férrico e associações entre cloreto férrico e polímero ou amido de araruta, de razão ar/sólidos (A/S), bem como de tempo e gradiente de mistura rápida e de floculação. Nessa etapa, os melhores desempenhos da FAD foram obtidos com o emprego de polímero catiônico, tanto isoladamente quanto associado ao cloreto férrico, sendo esta última condição imprescindível para maior remoção de fósforo. A flotação de liquor misto utilizando apenas o cloreto férrico como coagulante, apresentou desempenho extremamente insatisfatório, com a formação de flocos com características ruins de flotabilidade. Além disso, observou-se que a flotação desse tipo de efluente requisiu condições mais amenas de mistura, sendo que, em muitos casos, os melhores resultados foram obtidos mediante a eliminação da mistura rápida ou da floculação. Nas segunda e terceira etapas, realizadas com unidades piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT) e convencional, respectivamente, e empregando apenas polímero como auxiliar de floculação/flotação (dosagem em torno de 1 g de polímero/kg de SST), foram investigados os valores mais adequados de Taxa de Aplicação Superficial (TAS), Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e quantidade de ar fornecida à flotação, calculada através da razão A/S ou da dosagem de ar ( $D_{ar}$ ), em g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, dependendo da concentração de sólidos suspensos totais afluentes à flotação ( $SST_{afl}$ ). Através dos resultados dos ensaios pôde-se observar que a razão A/S é mais adequada para o cálculo da quantidade de ar na flotação de suspensões concentradas ( $SST_{afl}$  acima de 1100 mg/L no presente estudo), ao passo que  $D_{ar}$  é mais representativo no caso da flotação de suspensões diluídas. Empregando a unidade FADAT, alimentada com liquor misto de tanque de aeração em boas condições de biofloculação, foi possível obter resultados satisfatórios para TAS de até 350 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS entre 120 e 250 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, desde que fornecida quantidade adequada de ar ao processo ( $D_{ar}$  na faixa de 15,0 a 18,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), para  $SST_{afl}$  entre 800 e 1100 mg/L. Na flotação lamelar de alta taxa, constatou-se que o bom desempenho esteve diretamente relacionado a baixos valores de  $SST_{afl}$ . As recomendações para a flotação com unidade de FAD convencional tiveram que ser mais conservadoras, devido às condições ruins de biofloculação apresentadas pelo liquor misto do tanque de aeração durante a realização da terceira etapa do trabalho. Nesses ensaios, os resultados mais satisfatórios foram obtidos com o emprego de TAS em torno de 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS menor que 200 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,020 ( $D_{ar}$  de 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), para  $SST_{afl}$  em torno de 1400 mg/L.

Palavras-chave: flotação de alta taxa; flotação lamelar; clarificação por flotação; lodo ativado; polieletrólitos.

## Abstract

MORETTI, R. C. (2005). Lamella design (high rate) and conventional flotation units applied to the post-treatment of the effluent from a system made up anaerobic reactor followed by aerobic reactor treating domestic sewage. São Carlos, 2005, 305 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The aim of this research was the study of the lamella design (high rate) and conventional dissolved air flotation (DAF) process potentiality of application as the final part of a domestic sewage sequential treatment system made up anaerobic reactors (UASB) followed by aeration tank. The work, developed at the Jardim das Flores WWTP of Rio Claro city, was separated in three phases. In the first phase, using the Flotatest apparatus, the most suitable values of chemical (synthetic cationic polymer, arrow-root starch, ferric chloride and ferric chloride combined with polymer or arrow-root starch) dosages, air to solids ratio (A/S), as well as rapid mix and flocculation time and mean velocity gradient values, were investigated. In this phase, the best DAF performances were obtained with the application of cationic polymer, alone and associated to ferric chloride. The use of ferric chloride was essential to obtain better phosphorus removal results. The mixed liquor flotation using ferric chloride alone as primary coagulant presented extremely unsatisfactory performance, with the formation of flocks showing bad characteristics of flotability. Moreover, it was observed that flotation of this kind of effluent had requested gentler mixture conditions. In many cases, the best results were obtained by means of rapid mix or flocculation elimination. In the second and third phases, using the lamella design and conventional flotation units respectively and cationic polymer as the only flocculation/flotation aid (dosage around 1 g of polymer.kg TSS<sup>-1</sup>), the most suitable values of Overflow Rate (OR), Solids Application Rate (SAR) and amount of air supplied to the flotation process, expressed as the A/S ratio or air dosage (AD, in g of air. m<sup>3</sup> of influent<sup>-1</sup>) depending on influent total suspended solids concentration (TSS<sub>infl</sub>), were investigated. The flotation essays results showed that the A/S ratio is more suitable for the air supply estimation in flotation of concentrated suspensions (TSS<sub>infl</sub> above 1100 mg.L<sup>-1</sup> in this study). Contrarily, the parameter AD is more representative in cases of flotation of diluted suspensions. Using the lamella design unit, fed with aeration tank mixed liquor presenting good bio-flocculation conditions, it was possible to obtain adequate results applying OR as high as 350 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>.day)<sup>-1</sup> combined with SAR values between 120 and 250 kg of TSS.(m<sup>2</sup>. day)<sup>-1</sup>, since the adequate amount of air has been provided for the process (AD values between 15,0 and 18,0 g of air.m<sup>3</sup> of influent<sup>-1</sup>), for TSS<sub>infl</sub> between 800 and 1100 mg.L<sup>-1</sup>. For the lamella flotation, it was noticed that the best performance has been directly associated to lower values of TSS<sub>infl</sub>. The recommendations for flotation using the conventional DAF unit had to be more conservative, taking into account the poor bio-flocculation conditions presented by the mixed liquor during the third phase of work. In these essays, the more adequate results were obtained by applying OR around 200 m<sup>3</sup>.(m<sup>2</sup>. day)<sup>-1</sup>, SAR under 200 kg of TSS.(m<sup>2</sup>. day)<sup>-1</sup> and A/S ratio around 0,020 (AD of 21,0 g of air.m<sup>3</sup> of influent<sup>-1</sup>), for TSS<sub>infl</sub> around 1400 mg.L<sup>-1</sup>.

Keywords: high rate flotation; lamella flotation; clarification using flotation; activated sludge; polyelectrolytes.

## 1 Introdução

Desde 1993, unidades de flotação de alta taxa (FADAT) contendo placas paralelas em seu interior vêm sendo objeto de estudos no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo. Nessa linha de pesquisas, REALI (1993) propôs a utilização de unidades FADAT para o tratamento de águas de abastecimento, e os trabalhos desenvolvidos constataram a possibilidade do emprego de valores mais elevados de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) nos flotadores, além da diminuição da quantidade de ar fornecida ao processo, o que torna esses novos tipos de reatores atraentes no que diz respeito à economia de área e de energia.

Dentre as pesquisas desenvolvidas empregando a flotação lamelar no tratamento de águas para abastecimento, podem ser citados os trabalhos de REALI & SANTOS (1996) e REALI & MARCHETTO (1996), nos quais foram obtidos excelentes resultados com TAS de  $1095 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $1104 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , respectivamente. Esses valores de TAS são aproximadamente seis vezes maiores que os utilizados em flotadores convencionais, o que corresponde a significativa diminuição no tamanho das unidades.

Também na linha de pesquisas sobre flotação de alta taxa, foi investigada a aplicabilidade de unidade FADAT como pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio de leito expandido (RALEX), tendo sido obtidos resultados bastante satisfatórios de remoção de turbidez, sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO) e fosfato total ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) para TAS de até  $1008 \text{ m}^3/\text{dia}$  (CARVALHO, 2003).

Na pesquisa que serviu de base para seu mestrado (MORETTI, 2000), a autora do presente trabalho investigou o processo de FAD aplicado à clarificação final do efluente de sistema sequencial de tratamento biológico de esgoto sanitário, constituído de reatores anaeróbios (UASB) seguidos de lagoa aerada. A partir dos resultados obtidos, foi constatado o excelente desempenho da flotação em escala de laboratório empregada no pós-tratamento deste tipo de efluente. O presente trabalho de doutorado, na verdade, constitui aprofundamento da pesquisa citada, pois envolve o estudo



da potencialidade da aplicação de unidade piloto de flotação por ar dissolvido de alta taxa (FADAT), e de unidade piloto de FAD convencional, como pós-tratamento do efluente de um sistema sequencial de tratamento de esgoto sanitário, envolvendo processo anaeróbio (UASB) seguido de lodo ativado.

Diante dos bons resultados obtidos por CARVALHO (2003), a questão passou a ser: qual a vantagem do emprego da flotação após sistema sequencial de tratamento (reator anaeróbio seguido de aeróbio) se a flotação após reator anaeróbio já havia apresentado bom desempenho?

Como os reatores anaeróbios costumam apresentar efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), o sistema contendo apenas reator anaeróbio seguido de flotação, como no caso da pesquisa anteriormente citada, inevitavelmente apresentará efluente com residual de  $\text{N-NH}_4^+$  superior ao limite permitido pelos Padrões de Emissão, mesmo considerando o valor mais permissivo de 20,0 mg/L de  $\text{N-NH}_4^+$  estipulado pela Resolução CONAMA 357, de 2005 (capítulo IV, artigo 34). Isso ocorre devido aos valores marginais de remoção de nitrogênio normalmente obtidos com o emprego da flotação, conforme registram diversos trabalhos sobre o processo.

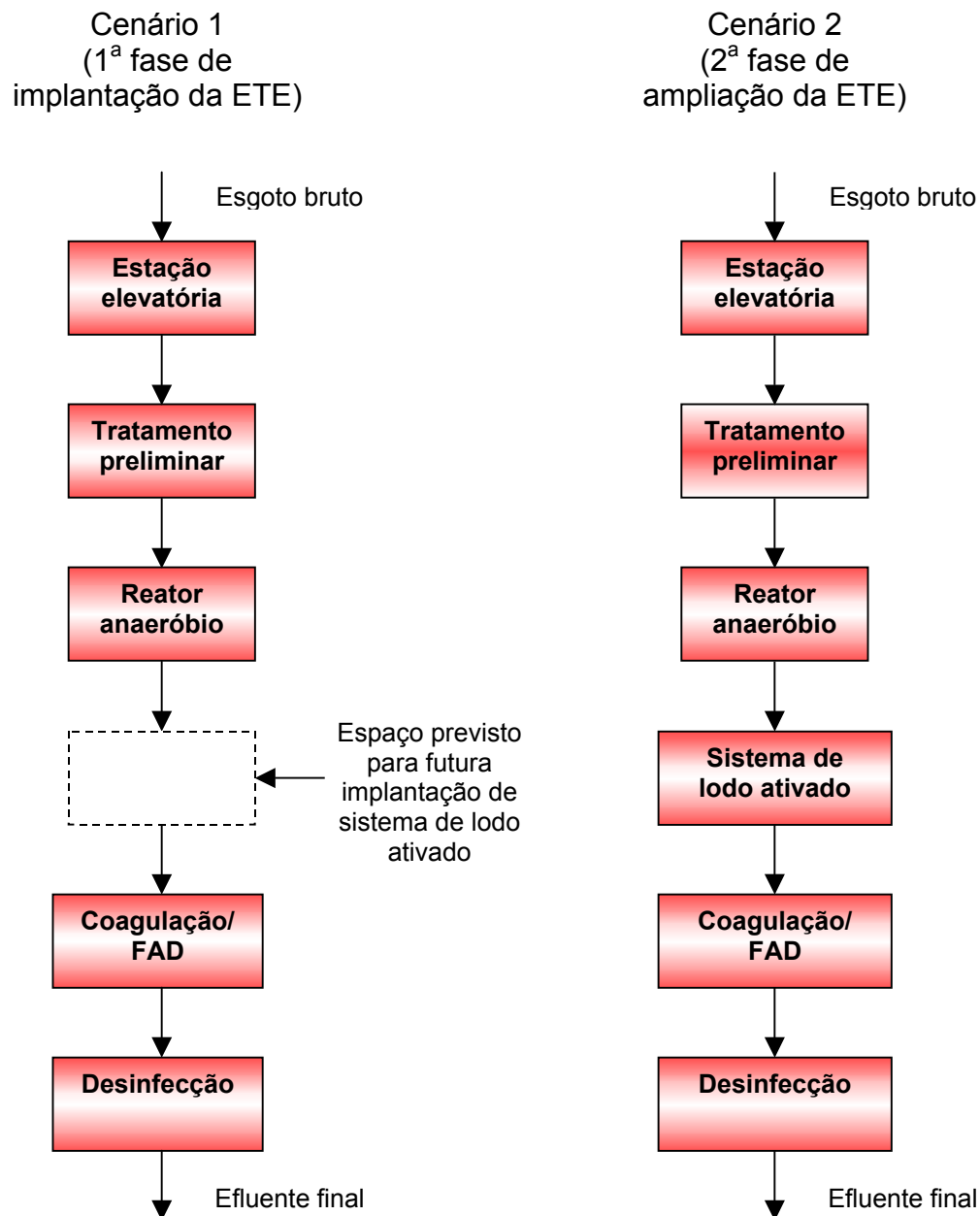
Em algumas cidades do interior de São Paulo, ETEs estão sendo projetadas e construídas utilizando concepções de sistemas de tratamento envolvendo a associação de processos biológicos à flotação, baseados em pesquisas desenvolvidas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP, podendo ser citadas: ETE - Piçarrão de Campinas (UASB/lodo ativado/flotação/desinfecção por UV), ETE - Santa Bárbara (lodo ativado/flotação/desinfecção por UV), ETE - Capuava de Valinhos (1ª fase: UASB/flotação/desinfecção por UV; 2ª fase: UASB/lodo ativado/flotação/desinfecção por UV), projetos da ETE - Souza e da ETE Anhumas de Campinas (1ª fase: UASB/flotação/desinfecção por UV; 2ª fase: UASB/lodo ativado/flotação/desinfecção por UV), projeto da ETE - Monjolinho de São Carlos (1ª fase: UASB/flotação/desinfecção por UV; 2ª fase: UASB/lodo ativado/flotação/desinfecção por UV), projeto da ETE de Barra Bonita (1ª

fase: UASB/flotação/desinfecção por UV; 2ª fase: UASB/lodo ativado/flotação/desinfecção por UV).

Nota-se que nas cinco últimas ETEs os projetos foram concebidos de maneira que a execução fosse feita em duas etapas, conforme os fluxogramas da FIGURA 1.1.

A alternativa correspondente ao primeiro fluxograma - reator anaeróbio + flotação – constitui solução atraente para a primeira fase de implantação de uma ETE, implicando em custos de investimento significativamente mais baixos que outras opções convencionais. Para uma fase inicial, essa configuração permite que sejam atingidos valores satisfatórios de remoção de carga orgânica e de sólidos suspensos, além da possibilidade de remoção de fósforo, se aplicado coagulante adequado, conforme comprovaram os resultados de CARVALHO (2003).

No entanto, como já foi dito, o efluente produzido no sistema contendo apenas reator anaeróbio + flotação (1ª fase de implantação da ETE) inevitavelmente apresentará concentração de  $N-NH_4^+$  superior ao limite permitido pelos Padrões de Emissão. A obtenção de um efluente que atenda à legislação no que concerne à questão dos nutrientes reforça a necessidade de ampliação da ETE em fase posterior, com o acréscimo de sistema de lodo ativado na sequência ao reator anaeróbio. Assim sendo, com a previsão para implantação de uma 2ª fase de nitrificação do efluente dos reatores UASB, obtém-se um sistema bastante versátil e passível de ser implantado em diferentes fases, de acordo com a disponibilidade de recursos financeiros. Depois de implantado, o reator aeróbio será responsável pela remoção adicional de matéria carbonácea e, principalmente, se operado de forma adequada, permitirá que ocorra a nitrificação, descartando para o meio ambiente um efluente contendo nitrogênio preponderantemente na forma de nitrato. Nesse tipo de sistema pode ser acrescida, inclusive, fase de desnitrificação, através da introdução de unidade de tratamento adequada para este fim.



**FIGURA 1.1 - Fluxogramas relativos à construção de uma ETE em 2 fases, sendo a 1ª de implantação, com sistema composto de reator anaeróbico, FAD e desinfecção, e a 2ª de ampliação, somando ao tratamento o sistema de lodo ativado, conforme concepção de projeto proposta por CAMPOS *et al.* (2003) para a ETE Monjolinho, em São Carlos.**

Desta forma, esta pesquisa de doutorado foi desenvolvida com o objetivo de investigar o desempenho da flotação por ar dissolvido, tanto convencional quanto lamelar, como pós-tratamento do liquor misto de tanque de aeração instalado na sequência a um reator anaeróbico (cenário 2 da FIGURA 1.1). O trabalho partiu da hipótese de que a flotação convencional

e, principalmente, a de alta taxa (FADAT), seriam capazes de desempenhar com sucesso a remoção de sólidos nos sistemas de lodo ativado, podendo operar com taxas de aplicação superficial e taxas de carregamento de sólidos significativamente maiores que as da sedimentação, desde que fornecida a quantidade de ar adequada ao processo. Além disso, esses valores de taxas poderiam ser ainda mais elevados por meio da introdução de placas planas paralelas no interior da unidade de flotação.

Nas estações de tratamento de esgoto que possuem sistema de lodo ativado, a proliferação excessiva de microrganismos filamentosos, conhecida como *bulking* filamentosos, constitui fenômeno extremamente indesejado e nocivo. A esse respeito, METCALF & EDDY (1991) comentam que as condições que favorecem o aparecimento de microrganismos filamentosos, como: i) baixa relação alimento/microrganismo (F/M); ii) baixa concentração de oxigênio dissolvido (O.D.) nos tanques de aeração; iii) esgoto séptico; iv) baixo pH e v) substâncias tóxicas, são possíveis e até mesmo previsíveis de ocorrerem em sistemas que associem sequencialmente processos anaeróbios e aeróbios. A superabundância desses microrganismos (*bulking* filamentosos), pode acarretar problemas nos decantadores secundários, pois os flocos filamentosos não sedimentam bem, sendo frequentemente carregados no efluente dos tanques de sedimentação, prejudicando a eficiência do tratamento.

Além de nocivo, esse tipo de problema é bastante frequente, pois, conforme afirmação de URBAIN *et al.* (1993), afeta pelo menos 25% das estações de tratamento de águas residuárias com sistema de lodo ativado. PUJOL & CANLER (1992), por sua vez, afirmaram que o número de estações com problemas de sedimentação pode chegar a 40%.

Além do *bulking*, outro fator que pode prejudicar a eficiência do tratamento nos sistemas de lodo ativado é a formação de gás nitrogênio no fundo dos decantadores, o que reduz a velocidade de sedimentação dos flocos e também provoca o carregamento de sólidos juntamente com o efluente (BRATBY & MARAIS, 1976).

Considerando essas situações de descontrole passíveis de ocorrer em sistemas de lodo ativado, observa-se que a flotação pode ser considerada uma alternativa atraente como substituição aos decantadores secundários. Isso porque muitos dos problemas que afetam a sedimentação secundária não ocorrem na flotação. Devido à natureza do processo, o fenômeno de “*bulking*”, bem como a formação de gás na desnitrificação, devem apenas ser vantajosos para a flotação.

Assim sendo, a flotação por ar dissolvido (FAD) surge como uma das tecnologias mais promissoras e capazes de solucionar esses tipos de problemas que afetam os decantadores secundários, pois, segundo REALI (1991), a flotação é um processo de separação de fases que, inversamente à sedimentação, promove a ascensão das partículas no interior do reator, através da aderência de microbolhas de gás às partículas previamente floculadas, o que as torna menos densas que a água (flutuáveis), propiciando sua rápida remoção na parte superior da unidade de flotação.

Além disso, a flotação, empregada em sistemas de lodo ativado, pode produzir lodo com valores mais elevados de teor de sólidos, superiores aos valores de 1% a 2% atingidos no lodo dos decantadores secundários. Somado a isso, empregando cloreto férrico, associado ou não a polieletrólitos, no condicionamento químico que antecede a flotação, pode-se atingir elevada remoção de fósforo, o que não ocorre nos sistemas de lodo ativado convencionais (sem aplicação de sais coagulantes), a menos que haja condições para que ocorra a incorporação de fósforo em excesso pelos microrganismos.

## **2 Objetivos**

O objetivo geral do presente trabalho consistiu da avaliação do desempenho da flotação por ar dissolvido convencional e lamelar de alta taxa, aplicada ao pós-tratamento do efluente de sistema de tratamento sequencial de esgoto sanitário, constituído de reatores anaeróbios do tipo UASB seguidos de tanque de aeração.

Para a consecução do objetivo mais amplo, foi necessária a divisão do trabalho em algumas etapas sequenciais, com os seguintes objetivos específicos:

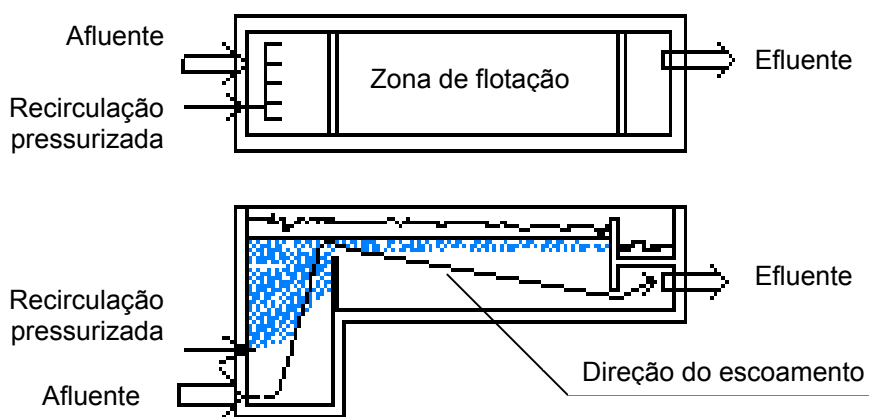
- ✓ Investigação das condições mais adequadas de pré-condicionamento químico e fornecimento de ar para a flotação, utilizando unidade de floculação/flotação em escala de laboratório (Flotateste);
- ✓ Investigação dos valores mais adequados de Taxa de Aplicação Superficial (TAS), Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e quantidade de ar fornecida ao processo de flotação (com vistas à minimização do consumo de energia associada à etapa de geração de microbolhas de ar), empregando unidade piloto de flotação contendo módulo de placas planas paralelas (FADAT), com escoamento vertical entre placas;
- ✓ Investigação dos valores mais adequados de Taxa de Aplicação Superficial (TAS), Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e quantidade de ar fornecida ao processo de flotação, empregando unidade piloto de flotação convencional, sem o módulo de placas.

## **3 Revisão da literatura**

### **3.1 Unidades Modernas de Flotação por Ar Dissolvido (Unidades de Terceira Geração)**

Recentes melhorias nas unidades de flotação e o estudo da aplicação de diferentes tipos de coagulantes como o sulfato ferroso, cloreto férrico e polieletrólitos, têm aumentado o alcance do emprego deste processo.

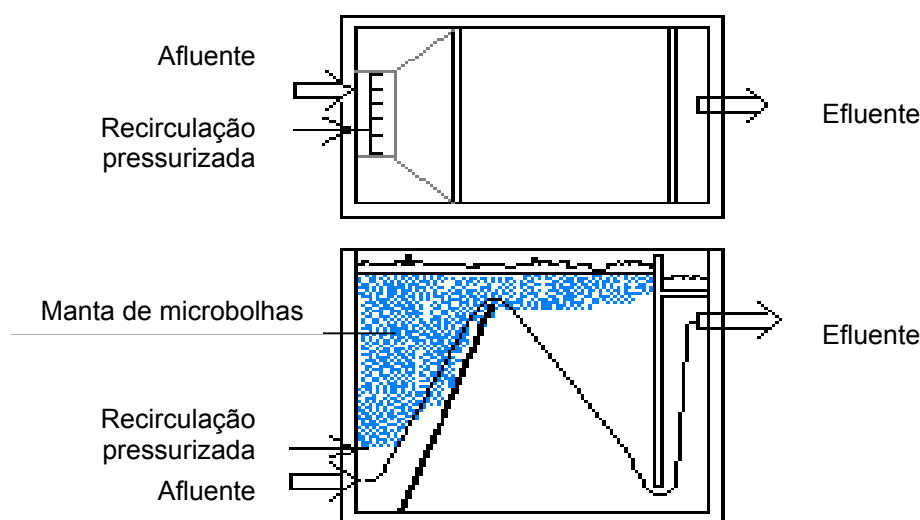
De acordo com KIURU (2001), os primeiros sistemas de FAD são da década de 20. Nesses, os tanques onde ocorria a flotação eram bastante rasos, estreitos e longos. A taxa de aplicação superficial (TAS) era de 2 m/h a 3 m/h (sempre menor que 5 m/h) e formava-se uma manta muito fina de microbolhas abaixo da superfície da água, entre o lodo e o líquido clarificado, sendo que este último escoava quase horizontalmente abaixo da manta de microbolhas, em direção ao final do tanque, onde era removido próximo ao fundo. Em muitos casos, não havia resquício da manta de microbolhas no final do tanque. Isso significava que parte considerável do tanque (próxima ao final deste) não estava sendo efetivamente utilizada. Neste tipo de sistema, a manta de microbolhas quase não promovia o efeito de filtração na água a ser tratada, devido à sua pequena espessura. A FIGURA 3.1 mostra esquema desta configuração.



**FIGURA 3.1 – Sistema de flotação Sveen-Pedersen (2-3 m/h).**  
Fonte: KIURU (2001).

Quando se tornou necessário o emprego de valores de TAS acima que 5 m/h, a geometria dos tanques de flotação teve que ser alterada. Assim, surgiu a segunda geração de FAD, introduzida na década de 60, e cujas unidades são bastante utilizadas até hoje. Nessa fase, os tanques se tornaram mais largos e fundos, e o comprimento foi bastante diminuído (ver FIGURA 3.2). Entendeu-se que, para que houvesse remoção efetiva de sólidos suspensos, era necessário que se formasse uma manta de microbolhas uniforme através de toda a superfície do tanque. Nessas

unidades, TAS podia ser de 5 a 7 m/h, com máximo de 10 m/h. A direção do escoamento formava um ângulo de 30 a 45° em relação à horizontal, em sentido descendente. Abaixo do lodo flotado, a manta de microbolhas formada era mais espessa, diminuindo de espessura ao longo do tanque (30 cm a 50 cm no início do tanque e 20 cm a 10 cm no final). Nesse caso, a manta de microbolhas, localizada na parte superior da zona de flotação, atuava como um filtro, proporcionando aumento da taxa de aderência das bolhas aos sólidos, pois grande parte da água era forçada a escoar através desta manta.



**FIGURA 3.2 – Unidade convencional de flotação por ar dissolvido (FAD) (5-7 m/h).**  
Fonte: KIURU (2001).

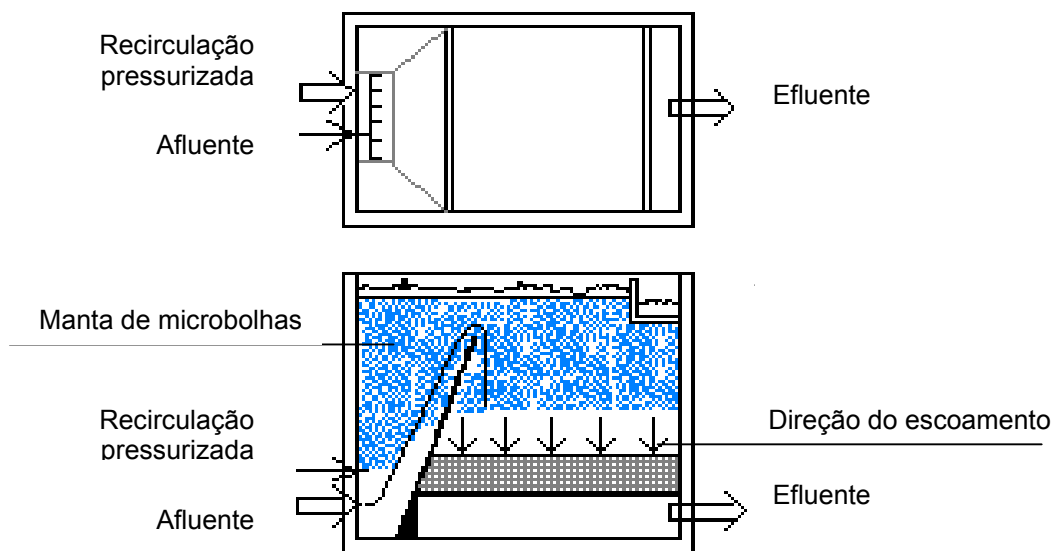
No final da década de 60, na Suécia, foi criada uma aplicação especial da FAD, denominada flotofiltro (ver FIGURA 3.3). Segundo KIURU (2001), quando se leva em conta o desenvolvimento da tecnologia de FAD, provavelmente o passo mais importante, do ponto de vista hidráulico, foi a invenção do flotofiltro. O processo consiste da combinação, no mesmo tanque, dos processos de flotação e filtração rápida em areia.

A direção do escoamento, neste caso, é vertical e descendente, partindo da superfície da água e em direção ao leito filtrante. A resistência ao escoamento promovida pelo leito filtrante é tão alta que equaliza a vazão uniformemente através da zona de flotação e, dessa forma, a taxa de



aplicação é exatamente a mesma em qualquer ponto da zona destinada à flotação.

No flotofiltro, podem ser aplicados valores de TAS de até 20 m/h a 25 m/h, mas, usualmente, o fator limitante é a pouca capacidade do filtro de areia em suportar a carga de sólidos suspensos, o que faz com que TAS não possa exceder 15 m/h sem que ocorra o rápido aumento da perda de carga no leito filtrante. Isso significa que a flotação ainda ocorre em condições de escoamento laminar. A espessura da manta de microbolhas é de 80 cm a 120 cm, formando um filtro através do qual a água é forçada a escoar.

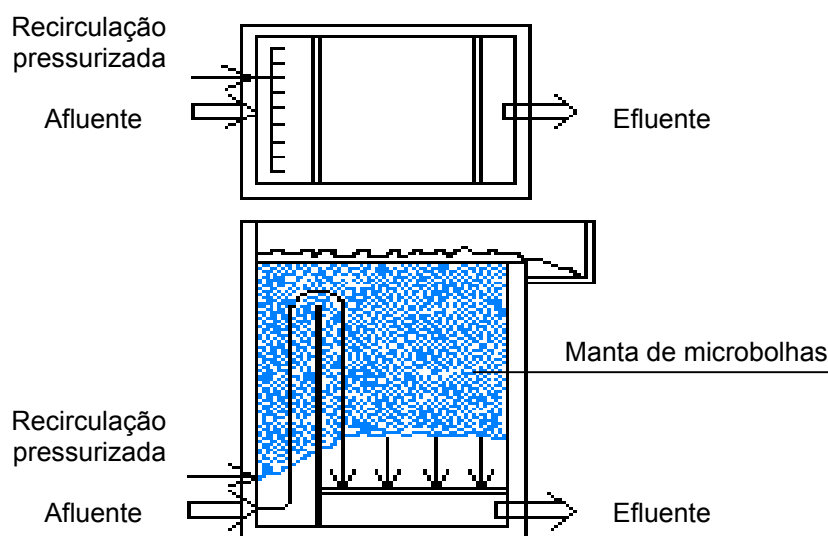


**FIGURA 3.3 – Flotofiltro (10-15 m/h).**  
Fonte: KIURU (2001).

A terceira geração de FAD foi desenvolvida no final da década de 90, sendo que a operação é baseada no flotofiltro. Neste caso, o leito filtrante foi substituído por uma fina placa rígida, repleta de orifícios, que controla o escoamento vertical da água na zona de flotação, distribuindo-a através da área do tanque. Esta placa proporciona resistência muito menor ao escoamento, quando comparada ao leito de areia, além de não haver colmatação.

Esse projeto foi desenvolvido por Mr. Oiva Suutarinen of Rictor Ltd, na Finlândia, sendo que a configuração da placa com orifícios é a parte mais secreta desta aplicação turbulenta da flotação, e tem sido protegida por

patentes finlandesas, européias e americanas. Neste caso, o tanque é quase quadrado e sua profundidade é maior que as demais dimensões. Este tipo de unidade permite a aplicação de TAS na faixa de 25 m/h a 40 m/h. A espessura ou profundidade da manta de microbolhas, dependendo do valor de TAS, é de 1,5 m a 2,5 m, tornando-se claro que a grande espessura da manta representa o papel principal na aderência das bolhas aos sólidos suspensos e, conseqüentemente, na remoção desses sólidos da água.



**FIGURA 3.4 – Unidade de flotação com escoamento turbulento (25-40 m/h).**  
Fonte: KIURU (2001).

Até a criação desta unidade, vista na FIGURA 3.4, acreditava-se que a flotação podia ser operada apenas em condições de escoamento laminar. Para que a hidrodinâmica fosse controlada, o máximo valor de TAS que podia ser aplicado na zona de flotação da unidade de FAD era de aproximadamente 25 m/h. Segundo o autor, quando a vazão excede esta velocidade, o escoamento passa a ser, inevitavelmente, turbulento. Portanto, o desafio era controlar a vazão em condições turbulentas, para que o fenômeno de flotação ocorresse de forma apropriada. Em outras palavras, o problema era fazer com que todas as microbolhas pudessem ascender até a superfície do tanque, passando através da zona de flotação, na qual a água a ser tratada escoava em sentido contrário e em alta velocidade, provocando grande turbulência.

De acordo com KIURU (2001), existem diferentes soluções para essa questão.

Uma das soluções foi relatada por LUNDGREN (1970), que investigou o emprego da FAD em condições de escoamento turbulento. Segundo o autor, um dos maiores avanços na tecnologia da flotação constitui a introdução de lamelas no interior da unidade de flotação. Resultados de pesquisas realizadas indicam que o uso de placas nas unidades convencionais de flotação pode proporcionar aumento significativo nos valores de TAS e que a operação dessas unidades com taxas elevadas permite a redução do tamanho das mesmas, oferecendo como vantagens a redução de 40 a 50% do espaço físico para a instalação, possibilitando maior flexibilidade na escolha da localização e a construção de unidades compactas e móveis que podem ser transportadas.

As lamelas, que são placas finas e planas, formam uma série de anteparos, confinando e direcionando o escoamento, e possuem duas funções básicas: eliminam a turbulência e contracorrentes e proporcionam uma zona de relativo repouso próximo a elas, onde as partículas podem ascender à superfície, sem sofrer interferência do líquido que escoava entre as placas, no sentido contrário.

Segundo o autor, que utilizou, na década de 70, a flotação para o tratamento de efluente de indústria de papel, o uso apropriado das lamelas pode possibilitar o emprego de TAS acima do dobro das normalmente possíveis com a flotação convencional. Com esse aumento na capacidade e maior flexibilidade, alcança-se também estabilidade na operação e melhora na qualidade do efluente. O tamanho substancialmente reduzido da instalação para flotação será importante no caso onde a falta de espaço for um problema.

De acordo com HAARHOFF & EDZWALD (2000), há dois domínios distintos da floculação a serem considerados no processo de FAD. O primeiro deles diz respeito a flocos grandes, maiores ou iguais a 100  $\mu\text{m}$  (domínio do floco grande). Essa situação era encontrada no início das pesquisas com FAD, quando as condições de floculação eram

essencialmente as mesmas daquelas empregadas no processo de sedimentação, com o emprego de longos tempos de floculação (que conduziam à formação de flocos de centenas de micrômetros). O segundo domínio corresponde a flocos pequenos, de 20  $\mu\text{m}$  ou menos (domínio do floco pequeno), cada vez mais comum à medida que diminuimos os tempos de floculação, com resultante diminuição do tamanho do floco.

Quando se assume que a taxa de aplicação superficial não deve exceder a velocidade de ascensão dos agregados floco-bolha, evitando que sejam carregados juntamente com o efluente, independentemente de sua tendência a flotar, o limite de TAS seria de 8 m/h para o domínio do floco pequeno, enquanto para o domínio do floco grande seriam permitidos valores substancialmente maiores. No entanto, isso vai de encontro aos estudos mais recentes relacionados ao processo de FAD, onde a questão passou a ser a obtenção de sistemas menores, menos onerosos, com menores tempos de floculação e valores de TAS mais elevados.

Segundo os autores, historicamente as unidades de flotação eram projetadas, na Europa, África do Sul e Estados Unidos, para TAS de 2,5 m/h a 15 m/h. A maioria das unidades construídas do final dos anos 60 até os anos 80 foi projetada para valores conservadores de TAS de 4 m/h a 10 m/h. No entanto, a tendência nos Estados Unidos é diminuir os tempos de floculação e aumentar TAS, isto é, caminhar em direção ao domínio do floco pequeno definido anteriormente. Isso significa que flocos pequenos (dezenas de micrômetros) podem ser removidos com altos valores de TAS na FAD, contradizendo o conhecimento convencional de que haveria necessidade de flocos grandes para o sucesso da separação.

O emprego de unidades de flotação de alta taxa, contendo lamelas (placas paralelas) em seu interior é, desde 1993, objeto de ampla linha de pesquisa implantada no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Nessa linha, REALI (1993) propôs a utilização de unidades de flotação lamelares de alta taxa (FADAT), para o tratamento de águas de abastecimento, obtendo excelentes resultados, tanto no que se refere ao desempenho desse novo

tipo de reator (bastante compacto), quanto à economia de energia, tendo em vista a menor quantidade de ar requerida pelo mesmo.

Nessa época, foram desenvolvidos dois tipos de flotores de alta taxa, ambos contendo módulos lamelares em seu interior, sendo um deles com escoamento vertical e outro com escoamento horizontal. Nessa linha de pesquisa, podem ser citados vários trabalhos relacionados à aplicação da FADAT no tratamento de águas de abastecimento, que são: DOMBROSKI, 1996; MARCHETTO, 1996; REALI & SANTOS, 1996; REALI & MARCHETTO, 1996; MARCHETTO & REALI, 1997; SARTORI, 1998; REALI & SANTOS, 1999; REALI & MARCHETTO, 2000 e PATRIZZI, 2002.

Dentre esses, pode-se citar o trabalho realizado por REALI & SANTOS (1996), no qual foi utilizada uma unidade FADAT com escoamento vertical entre as lamelas, para remoção de algas em águas de abastecimento. Os autores concluíram que a unidade foi capaz de operar bem (96,1% de remoção de clorofila *a*, 90,5% de remoção de turbidez e 90,7% de remoção de SST, com dosagem de ar ( $D_{ar}$ ) igual a 4,7 g ar/m<sup>3</sup> de afluente, velocidade entre as placas igual a 100,3 cm/min, número de Reynolds igual a 1020 e taxa de aplicação superficial (TAS) igual a 1095 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia) a taxas extremamente elevadas, requerendo quantidades de ar (faixa de 2,7 a 4,7 g/m<sup>3</sup> de afluente) menores que aquelas usualmente exigidas nas unidades convencionais de flotação por ar dissolvido (faixa de 5 a 10 g/m<sup>3</sup> de afluente).

Também merece destaque a pesquisa realizada por REALI & MARCHETTO (1996), na qual foi utilizada unidade FADAT, com escoamento horizontal entre as lamelas, para o tratamento de água de abastecimento com cor elevada. Os autores concluíram que a unidade de flotação proposta, contendo lamelas dispostas em ângulo de 60°, demonstrou ser alternativa bastante atraente para o tratamento da água estudada, constituindo reator de alta taxa, que requer pouca quantidade de ar para a flotação e apresenta bom desempenho (92% de remoção de cor, 90% de turbidez e 93% de SST para TAS de 268 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e  $D_{ar}$  de 4,0 g ar/m<sup>3</sup> afluente e 84% de remoção de cor, 81% de turbidez e 86% de SST para TAS de 1104 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e  $D_{ar}$  de

6,0 g ar/m<sup>3</sup> afluente), desde que a água tenha sido coagulada/floculada adequadamente.

Comparando os resultados de REALI & SANTOS (1996) e REALI & MARCHETTO (1996) aos obtidos por LUNDGREN (1970), pode-se notar os avanços obtidos na tecnologia da utilização de lamelas na flotação. LUNDGREN (1970) afirma que, com a introdução de placas nas unidades de flotação, é possível dobrar o valor da taxa de aplicação superficial, proporcionando redução na área dos flotadores em até 50%. Já as pesquisas mais recentes obtiveram bons resultados empregando valores de TAS em torno de 1100 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, o que corresponde a aproximadamente seis vezes os valores usualmente aplicados em unidades convencionais, o que torna ainda mais expressiva a diminuição da área do sistema de flotação.

Outras pesquisas realizadas no Departamento de Hidráulica e Saneamento podem ainda ser citadas, comprovando a eficiência da flotação lamelar de alta taxa no tratamento de águas para abastecimento. SARTORI (1998), empregando unidade piloto de alta taxa (FADAT), com escoamento horizontal, investigou a aplicação de polímeros sintéticos como auxiliares de floculação, para água contendo cor de 100 uC e turbidez de 6 uT. A autora concluiu que, nos ensaios realizados com dosagem de sulfato de alumínio (DSA) de 40 mg/L (sem aplicação de polímero), a unidade FADAT apresentou eficiências de 87% na remoção de cor aparente e turbidez e 82% na remoção de SST para TAS de 11 m/h (264 m/dia) e D<sub>ar</sub> de 4,88 g de ar/m<sup>3</sup> de água. Nos ensaios realizados com DSA de 20 mg/L e 0,25 mg/L de polímero não iônico, foram obtidas as seguintes eficiências de remoção: 76 a 82% de cor aparente, 73 a 80% de turbidez e 79 a 84% de SST, para valores de TAS entre 11 e 22 m/h (264 a 528 m/dia) e D<sub>ar</sub> em torno de 3,2 g de ar/m<sup>3</sup> de água.

PATRIZZI (2002) também estudou o comportamento de instalação de flotação por ar dissolvido lamelar de alta taxa e escoamento horizontal, em escala piloto, no tratamento de água para abastecimento. A água bruta de estudo continha 5,0 mg/L de ácido húmico, turbidez em torno de 15 uT, cor

aparente em torno de 120 uC, ferro em torno de 3,40 mg/L e manganês em torno de 0,20 mg/L. A autora concluiu que a unidade piloto de flotação apresentou elevada eficiência na clarificação da água de estudo após prévia adequação das condições de oxidação química, coagulação e floculação. Essa unidade foi capaz de operar com excelente desempenho, com taxas de aplicação superficial (TAS) de até 39 m/h (936 m/dia), desde que fosse fornecido 4,3 g de ar/ m<sup>3</sup> de água, para um tempo de floculação (Tf) de 20 minutos. A utilização de TAS no flotador de 26 m/h (624 m/dia), Tf de 15 minutos, gradiente médio de velocidade de floculação de 60 s<sup>-1</sup> e 8,1 g de ar m<sup>3</sup> de água proporcionaram as melhores condições de operação, fornecendo residuais de 0,79 uT de turbidez, 5 uC de cor aparente, 0,52 mg/L de ferro e 0,10 mg/L de manganês.

Ainda nessa linha de pesquisas sobre flotação de alta taxa, há trabalhos mais recentes voltados para o pós-tratamento de águas residuárias. Um exemplo é o estudo desenvolvido por CARVALHO (2003), que empregou uma unidade de FADAT como pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbio de leito expandido (RALEX), e cujos resultados serão descritos no item 3.6 deste trabalho.

### **3.2 Fornecimento de ar à FAD**

Sabe-se que um item importante no processo de flotação é a razão ar/sólidos (A/S). Segundo BRATBY & AMBROSE, (1995), a razão A/S influencia a quantidade de ar adsorvida às partículas e, portanto, influencia diretamente a taxa de ascensão dos aglomerados “bolhas de ar-partículas”.

Em muitos trabalhos observa-se que a quantidade de ar fornecida à flotação pode ser variada tanto com a mudança da vazão de recirculação quanto com a alteração da pressão na câmara de saturação (ZABEL, 1985; EDZWALD, 1993; BRATBY & AMBROSE, 1995).

ZABEL (1985), em trabalho utilizando a flotação aplicada ao tratamento de águas de superfície, constatou que a quantidade de ar requerida para o processo depende apenas da vazão total de água a ser tratada e é independente da quantidade de sólidos suspensos, a menos que

a concentração de sólidos seja muito elevada (acima de 1000 mg/L). A razão A/S é muito mais elevada para o tratamento de águas de superfície ( $\approx 0,38$  g de ar/g de sólidos) do que para o espessamento de efluentes de lodo ativado (0,015 a 0,03 g de ar/g de sólidos). A grande quantidade de ar requerida para o tratamento de águas de superfície provavelmente é necessária para assegurar colisões adequadas entre os flocos e as bolhas de ar, facilitando a adesão.

Em MORETTI (2000) verificou-se que, quando SST da amostra afluente à flotação era maior que 600 mg/L, o parâmetro de controle mais adequado, relacionado à quantidade de ar dissolvido aplicada ao processo de flotação, foi a razão ar/sólidos (A/S), enquanto que, nas condições em que se tinha amostras de afluente mais diluídas em termos de SST, o parâmetro mais adequado foi a quantidade de ar expressa em g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente. Para amostras com SST abaixo de 600 mg/L, foram obtidos os melhores resultados nos ensaios onde foi empregada quantidade de ar na faixa de 7 a 11 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, tanto na situação em que não foi aplicado produto químico, quanto com a aplicação de cloreto férrico e polímero sintético catiônico, isolados ou associados. Com relação às amostras com maior concentração de SST, os melhores resultados foram obtidos para razão A/S acima de 0,015 (massa/massa).

A opção pela utilização do parâmetro g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente para o cálculo da quantidade de ar a ser fornecida à flotação, em determinadas situações, deveu-se ao fato de que, quando se tem suspensões muito diluídas (baixos valores de SST), o parâmetro A/S pode tornar-se inadequado para o monitoramento do processo. Nesses casos, passa a ser mais importante o parâmetro “g de ar dissolvido/m<sup>3</sup> de esgoto afluente”, o qual informa indiretamente a concentração de microbolhas introduzidas no flotador. Assim, tal parâmetro é capaz de fornecer melhores informações a respeito da taxa de colisões entre microbolhas e flocos presentes, por exemplo, em flotadores utilizados para o tratamento de águas de abastecimento.



Em ensaio realizado por MORETTI (2000), no qual foi empregado A/S de 0,035 para a flotação de suspensão bastante diluída (SST de 138,5 mg/L), foi constatado que, mesmo tratando-se de um valor de A/S relativamente elevado, dentro da faixa empregada inclusive no espessamento de lodo (0,005 a 0,06, segundo METCALF & EDDY, 1991), a quantidade de ar aplicada nesse ensaio, correspondente à razão de recirculação (R) de apenas 5%, não foi suficiente para promover uma boa flotação, pois apresentou remoção de turbidez considerável somente para as velocidades de flotação de 5 e 10 cm/min, as quais correspondem a taxas de aplicação bastante baixas. O valor de R empregado (5%) correspondia a  $D_{ar}$  de aproximadamente 5 g ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente, valor muito baixo quando comparado até mesmo aos usualmente utilizados na flotação de águas para abastecimento (6 a 12 g ar/m<sup>3</sup> de água bruta).

HO & TAN (1989) realizaram estudo para comparação da floculação química e flotação por ar dissolvido, ambas empregadas no tratamento de efluente de produção de óleo de palmeira digerido anaerobiamente, utilizando polímero catiônico como auxiliar de floculação/flotação. Os resultados mostraram que a performance da flotação é fortemente dependente da razão ar/sólidos. Se a quantidade de ar for insuficiente para corresponder aos sólidos suspensos afluentes, poderá ocorrer aumento significativo da perda de sólidos no efluente. Mantendo o valor de A/S entre 0,006-0,01 (massa/massa), foi atingida eficiência de 98% na remoção de SST. Concluiu-se, portanto, que é possível remover a biomassa mesmo empregando baixa razão ar/sólidos.

Com respeito às características da bolha de ar e à cinética na FAD, VLASKI *et al.* (1997) afirmaram que, além do processo de flotação ser influenciado pela carga negativa da bolha, é principalmente afetado pela dispersão dos tamanhos de bolhas obtidos. A análise do modelo teórico dos autores mostrou que, para uma dada dispersão de tamanhos de partículas, pode-se aumentar a eficiência do processo se for possível a modificação da dispersão dos tamanhos das bolhas, a qual é resultante da variação da razão de recirculação e da pressão de saturação. Os autores afirmaram que,

apesar do aumento das pressões de saturação e das razões de recirculação conduzirem a formação de bolhas em direção a tamanhos maiores, os quais, teoricamente, são menos eficientes, o concomitante aumento na concentração de bolhas compensa esse fato, não havendo prejuízo na eficiência da FAD.

Outra característica da FAD, resultante da introdução de ar no processo, e que acaba se tornando uma de suas vantagens, é o efluente aeróbio produzido. KIEFHABER *et al.* (1982) instalaram uma unidade de FAD em uma estação de tratamento de águas residuárias municipais, que consistia de um sistema de lodo ativado. Com a unidade de FAD operando em paralelo com o decantador secundário, os autores constataram que as concentrações médias de O.D. no efluente da unidade piloto de flotação foram de 5 mg/L, enquanto a concentração média de O.D. no efluente do decantador secundário foi de 2,3 mg/L. Portanto, a flotação pode ter um efeito benéfico no balanço de oxigênio, quando comparada à sedimentação.

VIITASAARI *et al.* (1995) estudaram a FAD aplicada ao tratamento de águas residuárias industriais e constataram que, assim como o efluente, o lodo flotado também é aeróbio, não emitindo odores tão desagradáveis como ocorreria, caso se tratasse de lodo anaeróbio.

### **3.3 Flocculação com o emprego de polieletrólitos**

VLASKI *et al.* (1997) afirmaram que a fase de aglomeração (coagulação/floculação) é apontada como essencial e determinante na eficiência do processo subsequente (sedimentação, flotação ou filtração), sendo, portanto, pré-requisito para o melhor desempenho desse processo.

Muitos trabalhos são encontrados na literatura, nos quais foi investigada a utilização de polieletrólitos como auxiliares de flocculação, ou seja, em associação ao coagulante primário, e outros ainda em que foram empregados com sucesso em substituição aos sais metálicos.

Os polímeros usados no tratamento de água podem ser naturais ou sintéticos, também conhecidos como polieletrólitos, e apresentam alta

capacidade de adsorver à superfície das partículas suspensas na água (LETTERMAN & PERO, 1990).

REALI & SARTORI (2000) afirmaram que a experiência brasileira no uso de polímeros sintéticos como auxiliares de floculação no tratamento de água começou no início dos anos 70, como descrito por CAMPOS (1972), que desenvolveu testes com polímeros comerciais disponíveis no Brasil, concluindo que eles melhoravam a eficiência no tratamento de água quando utilizados como auxiliares de floculação e sedimentação. Segundo os autores, o uso de polímeros sintéticos como auxiliares de flotação no tratamento de água altamente colorida pode ser uma alternativa muito interessante, capaz de promover a economia de sulfato de alumínio, significativa diminuição na produção de lodo e baixa concentração de residual de alumínio. Adicionalmente, aplicando polímeros corretamente escolhidos e dosados, pode ser possível o uso de taxas mais altas nas unidades de flotação associado com boas eficiências de remoção de cor, turbidez e SST.

De acordo com BOLTO (1995), as vantagens do uso de polímeros como auxiliares de floculação são: redução da produção de lodo, devido ao emprego de dosagens mais baixas de coagulante; maior duração das carreiras de filtração e aumento da eficiência de desinfecção, devido à redução da concentração dos sólidos suspensos na água filtrada.

Segundo GLOVER *et al.* (2000), os polímeros são utilizados cada vez mais nos processos de separação sólido-líquido, sendo que a floculação por pontes é o mecanismo de agregação entre partículas mais comum nesses processos. TAKIGAMI *et al.* (1998) afirmaram que os floculantes poliméricos orgânicos (poliacrilamidas, por exemplo) são bastante utilizados como formadores de flocos no processo de desaguamento de lodo proveniente do tratamento de esgoto doméstico, possuindo vantagens inerentes, como rápido processamento (desaguamento) e pequena geração de volume de lodo.

KITCHENER (1972), estudando os princípios da ação dos floculantes poliméricos, afirmou que o mérito destas substâncias é a habilidade de

produzir flocos maiores e mais fortes do que aqueles formados pelos coagulantes inorgânicos.

CIKUREL *et al.* (1996) estudaram o reuso de efluentes pelo processo de floculação-filtração *in-line*, determinando que os polímeros altamente catiônicos, com massa molecular de média a alta, quando empregados como floculantes primários, mostraram comportamento semelhante ou até superior ao sulfato de alumínio. O aglomerado partícula/polímero catiônico de alta massa molecular mostrou maior força de adesão quando comparado ao aglomerado partícula/sulfato de alumínio, resultando em menor desagregação nos casos de aumento da velocidade ou da carreira de filtração.

Nesse estudo, os polímeros catiônicos de alta massa molecular foram eficientes mesmo quando empregados em dosagens menores que 0,5 mg/L; os polímeros altamente catiônicos e com média massa molecular apresentaram eficiência apenas quando utilizados em dosagens maiores que 5 mg/L; os polímeros altamente catiônicos e com baixa massa molecular não se mostraram efetivos mesmo em dosagens maiores que 7 mg/L. Portanto, pode-se concluir que o mecanismo de formação de pontes foi mais importante, nesse caso, que a agregação por neutralização das cargas das partículas.

Segundo os autores, polieletrólitos de alta massa molecular (da ordem de  $2 \cdot 10^6$ ) e de cadeia segmentada, seja qual for a densidade de carga, empregados em dosagens tão baixas quanto 0,5 mg/L, podem ser mais eficientes que 10 a 20 mg/L de sulfato de alumínio e comparáveis, em eficiência, à associação polímero/sulfato de alumínio.

LURIE & REBHUN (1997) investigaram os efeitos das propriedades dos polieletrólitos na sua interação com a matéria orgânica, solúvel e particulada, no tratamento de efluentes e de lodos provenientes de estações de tratamento de esgoto, por floculação seguida de sedimentação. Segundo os autores, o polímero não-iônico foi completamente ineficiente na floculação dos sólidos suspensos. Os pesquisadores também afirmaram que a reestabilização das partículas na faixa de superdosagem foi causada pelo

recarregamento da superfície da partícula com o excesso de polímero catiônico. A dosagem ótima para floculação não dependeu da massa molecular, e sim da carga do polímero. Por outro lado, a eficiência de remoção de sólidos suspensos aumentou com o aumento da massa molecular, sendo que esse aumento na eficiência de floculação, relacionado ao aumento da massa molecular, é comumente associado ao mecanismo de floculação por pontes. Supõe-se que, nesse caso, as macromoléculas adsorvam à superfície dos sólidos e formem *loops* e caudas, os quais, atingindo dimensões substanciais, podem formar “pontes” entre diferentes partículas.

Os resultados obtidos pelos autores levaram à conclusão que os mecanismos dominantes para os polímeros de alta massa molecular e baixa massa molecular, nas condições testadas, foram os modelos de “pontes” e neutralização de cargas, respectivamente.

A dosagem ótima de floculação (DOF) para o polímero de alta massa molecular - 0,7 mg/L - foi mais elevada do que a requerida pelo polímero de baixa massa molecular - 0,4 a 0,55 mg/L. Entretanto, a turbidez residual resultante do emprego do polímero de alta massa molecular (3,4 e 4,2%) foi significativamente menor que a do polímero de baixa massa molecular (8,5 – 11%), ambos empregados na DOF.

Também no experimento de LURIE & REBHUN (1997), observações visuais mostraram uma diferença significativa nas características dos flocos formados por polímeros de baixa e alta massa molecular, através da interação destes com substâncias húmicas. Quando foram empregadas pequenas dosagens de polímero de baixa massa molecular, observou-se a formação de flocos semelhantes a grãos de poeira, praticamente não sedimentáveis. Mesmo quando empregado na DOF, o precipitado formado possuía a forma de pequenos glóbulos frágeis, com baixa velocidade de sedimentação. No caso do polímero de alta massa molecular, mesmo quando utilizado em dosagem relativamente baixa (2 mg/L), grandes aglomerados de precipitado foram formados, os quais tendiam a aderir ao misturador e/ou à vidraria de laboratório. Quando a dosagem foi aumentada,

foi observado o aparecimento de flocos pequenos como grãos de poeira juntamente com os aglomerados mencionados anteriormente.

BOBACKA & EKLUND (1999) também afirmaram que os dois mecanismos pelos quais um polímero comumente desestabiliza uma suspensão coloidal são a formação de pontes e a floculação por neutralização de cargas.

Segundo os autores, a formação de pontes entre partículas corresponde à situação em que a camada de polímero adsorvida estende-se pela solução e supera a dupla camada eletrostática da partícula. Como  $1/k$  corresponde à medida da espessura da dupla camada eletrostática da partícula, para que ocorra a floculação entre duas partículas semelhantes, a extensão da camada de polímero que se espalha pela solução, de comprimento igual a  $L$ , deve exceder a menor distância de aproximação entre elas, que corresponde a  $2/k$ . A ponte entre partículas pode ocorrer tanto com o emprego de polímeros carregados como não carregados ionicamente. É importante salientar que uma super dosagem de polímero pode resultar em estabilização estérica ou eletroestérica.

No mecanismo de neutralização de cargas ocorre a desestabilização das partículas, ou seja, ocorre a compressão da dupla camada eletrostática a tal ponto que a barreira de repulsão é reduzida e as partículas são agregadas devido às forças de atração entre elas. O termo *patching*, muito utilizado pelos autores, se refere à reversão da carga local da superfície da partícula através da adsorção de polímero com carga oposta. A interação eletrostática entre os sítios de cargas opostas leva à agregação. Para que ocorra a floculação por áreas (*patch*), o potencial zeta não necessita ser zero, porém a aglomeração máxima se dá na região do ponto isoelétrico.

De acordo com BOBACKA & EKLUND (1999), a estabilidade de um sistema disperso depende da soma da energia de repulsão eletrostática e da energia de atração de Van der Waals, de acordo com a conhecida equação  $V_{\text{tot}} = V_{\text{rep}} + V_{\text{atr}}$ , chamada de teoria DLVO, em que  $V_{\text{rep}}$  é a energia de repulsão eletrostática e  $V_{\text{atr}}$  é a energia de atração de Van der Waals. A maneira mais simples de diminuir a  $V_{\text{rep}}$ , e, conseqüentemente, a

estabilidade do sistema, é através da adição de eletrólitos. Considerando a adsorção de um polieletrólito em superfície de carga oposta, os autores observaram que há um máximo de adsorção em função da densidade dos segmentos de carga. Sendo assim, a densidade de carga do polímero, além de sua massa molecular, contribui significativamente para a eficiência da floculação.

Considerando as constatações anteriores, reafirma-se que o mecanismo de neutralização de cargas deve ser mais significativo quando se emprega polímero de baixa massa molecular e alta densidade de carga, ao passo que o mecanismo mais importante, para os polímeros de alta massa molecular, é a formação de pontes.

EDWARDS *et al.* (1994) realizaram uma combinação de testes de coagulação em escala de laboratório e experimentos de filtração direta em escala de bancada, nos quais foi investigado o emprego de polímero catiônico utilizado isoladamente e em associação a um sal metálico. Os autores consideraram que as frações da matéria orgânica dissolvida (MOD) de alta massa molecular reagiram primeiro com os polímeros catiônicos. Os produtos da interação entre o polímero catiônico de alta massa molecular, utilizado em baixas dosagens, com as frações de MOD também de alta massa molecular, possuíam a forma de grandes aglomerados. À medida que a dosagem de polímero era aumentada, este começava a interagir com a MOD de baixa massa molecular, resultando no aparecimento de frações finas de precipitado, com características ruins de sedimentação. Na faixa de dosagem ótima de polímero catiônico de alta massa molecular, a maior parte das frações finas de precipitado pôde ser floculada e removida por sedimentação.

Os resultados mostraram que o polímero catiônico de baixa massa molecular, empregado em pequenas dosagens, interagiu preferencialmente com a MOD (substância húmica). Apenas após a aplicação da dosagem de polímero que superou a demanda de substância húmica, houve a floculação dos sólidos suspensos.

De acordo com os autores, o uso, no tratamento de água, de polímero associado a um sal metálico, ofereceu benefícios significativos quando comparado ao emprego isolado dos coagulantes. Quando foi empregada a associação, a demanda global de substâncias coagulantes e floculantes foi menor, ao passo que a eficiência de remoção de material particulado no meio granular dos filtros foi maior. Por outro lado, o uso da associação gerou mais lodo do que quando foi empregado apenas polímero, além de aumentar a perda de carga nos filtros, quando comparada ao uso isolado dos coagulantes.

De acordo com VLASKI *et al.* (1997), o uso de auxiliares de coagulação orgânicos ou inorgânicos, de natureza catiônica, não iônica ou aniônica, pode ser, em muitos casos, benéfico à sedimentação, especialmente quando estão envolvidas baixas concentrações iniciais de partículas. Por outro lado, experimentos com o uso de polímeros como auxiliares de coagulação no processo de FAD são controversos com respeito aos benefícios.

De acordo com os autores, na Holanda é permitida apenas a aplicação de dois tipos de polímeros, não iônico e aniônico orgânicos (baseados em amido) no tratamento de água de abastecimento, apesar de pesquisas anteriores mostrarem que polímeros sintéticos catiônicos são muito mais eficientes. Paradoxalmente, polímeros catiônicos são frequentemente utilizados na indústria alimentícia.

Os autores realizaram estudo, em escala de laboratório e piloto, utilizando água para abastecimento contendo algas, com o objetivo de determinar os aspectos relevantes da fase de aglomeração (coagulação/floculação), visando os processos de sedimentação e FAD. Os parâmetros investigados foram: dosagem de coagulante ( $\text{FeCl}_3$ ), pH de coagulação, fornecimento de energia (gradiente médio de velocidade de mistura, G), floculação em estágio simples ou escalonada (com o grau de agitação decrescente), e aplicação de polímero catiônico como auxiliar de coagulação.



Os experimentos em escala de laboratório mostraram que dosagens relativamente baixas de polímero catiônico (aproximadamente um décimo da dosagem ótima de  $\text{FeCl}_3$  aplicada) podem melhorar substancialmente a qualidade da água produzida. A eficiência de remoção de partículas aumentou de 71% para 94% na FAD (para dosagem de polímero, DP, de 0,5 mg/L) e de 88% para 99,5% na sedimentação (para DP de 1 mg/L).

A adição de polímero proporcionou melhora do processo de aglomeração, sendo que o aumento da fração de partículas maiores resultou da redução da fração de partículas menores. Além disso, o aumento da dosagem de polímero reduziu a fração de partículas maiores, o que sugere a formação de flocos com estruturas mais densas quando são empregadas dosagens mais elevadas de polímero. Isso reflete a importância da relação tamanho/densidade dos flocos para a eficiência do processo subsequente (os melhores resultados na FAD foram obtidos com DP de 0,5 mg/L, enquanto, na sedimentação, a melhor performance foi proporcionada por DP de 1 mg/L). Nos ensaios em escala piloto ocorreu comportamento similar; no entanto, no caso da FAD, o impacto positivo da aplicação do polímero catiônico não foi tão pronunciado como nos experimentos em laboratório.

JOKELA & KESKITALO (1999), estudando a FAD em escala piloto para o tratamento de efluente de fabricação de compensados, determinaram que a flotação, sem a precipitação química, removeu apenas um terço dos sólidos suspensos. O emprego de 230 mg/L de coagulante (cloreto de polialumínio) não favoreceu a remoção de sólidos; no entanto, quando adicionados 2 mg/L de um polieletrólito catiônico, atingiu-se 60% de remoção de SST. Os autores observaram que, quando utilizado apenas coagulante, o efluente flotado ainda apresentava grande quantidade de partículas em suspensão; porém, ao ser adicionado polieletrólito, formaram-se flocos grandes com tendência a flotar. Assim, concluiu-se que, para uma remoção eficiente de sólidos a partir do efluente estudado, foi necessária a utilização da associação de um coagulante e um floculante (polieletrólito).

Nesse estudo, concluiu-se que o tempo de floculação ( $T_f$ ) de 6 min foi suficiente para todas as substâncias investigadas (duas diferentes soluções

de cloreto de polialumínio e uma mistura de sulfato de alumínio e sulfato férrico como coagulantes, e poliacrilamidas como floculantes). Considerando os resultados, os autores afirmaram que poderiam ter sido empregadas condições até mais modestas de floculação, mas que esta não poderia ser eliminada.

Da mesma forma, na etapa preliminar deste trabalho, realizada em escala de laboratório, foram registrados melhores resultados com condições mais amenas de floculação, quando foi empregado o cloreto férrico isoladamente ou em associação ao polímero sintético catiônico. Nos ensaios realizados sem floculação e com  $T_f$  de 5 min foi possível obter resultados muito bons de remoção de turbidez e SST. Em outros ensaios, foram obtidos também bons resultados sem que fosse realizada a mistura rápida. Os resultados favoráveis, obtidos em ensaios de flotação com pouca ou nenhuma agitação, podem ser consequência da biofloculação que ocorre no tanque de aeração, local de coleta das amostras afluentes à flotação.

De acordo com RICHTER & GROSS (2000), o condicionamento químico adequado do floco é essencial para o sucesso da flotação. Segundo os resultados dos autores, a seleção do tipo e dosagem do coagulante/floculante pareceu ser mais importante do que as características físicas da mistura rápida e da floculação, tais como tempo e intensidade de mistura. No entanto, essa afirmação contraria os resultados das pesquisas sobre flotação desenvolvidas no SHS-EESC-USP.

Em PENETRA *et. al.* (1999)a, onde foi investigada a influência da dosagem de cloreto férrico (DCF) no desempenho da FAD, em escala de laboratório, como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio, observou-se que as eficiências de remoção de turbidez apresentadas pelas diferentes dosagens investigadas, para os valores fixos de tempo de floculação ( $T_f$ ) de 20 min e gradiente de floculação ( $G_f$ ) de  $60 \text{ s}^{-1}$ , foram muito semelhantes. Para DCF de 65 mg/L, obteve-se 97,4% de remoção de turbidez, com residual de 2,0 uT, enquanto DCF de 110 mg/L promoveu 99,0% de remoção, com residual de 0,7 mg/L, ambos para velocidade de flotação ( $V_{\text{flot}}$ ) de 10 cm/min. Para  $V_{\text{flot}}$  de 25 cm/min, a diferença foi ainda menos

pronunciada, com 94,5% de remoção e residual de 4,2 uT, para DCF de 65 mg/L, e 95,3% de remoção e residual de 3,5 uT, para DCF de 110 mg/L.

No entanto, em PENETRA *et. al.* (2003)a, onde foi investigada a influência das condições de floculação na performance da FAD, em escala piloto, tratando efluente de reator anaeróbio, concluiu-se que as condições adequadas de coagulação e floculação são muito importantes para a melhora do desempenho do processo de flotação. Segundo os resultados dos autores, o aumento de  $T_f$  de 13 para 20 min promoveu melhora na eficiência de remoção de turbidez, aumentando de 55,3% para 68,7%, e de SST, de 49,4% para 62,5%, para  $G_f$  de  $60 \text{ s}^{-1}$ . Para  $G_f$  de  $80 \text{ s}^{-1}$ , o aumento de  $T_f$  para 20 min possibilitou remoção de turbidez de 93,3%, contra 86,2% obtidos com 13 min, enquanto a remoção de SST aumentou de 83,1% para 91,9%. Para  $G_f$  de  $100 \text{ s}^{-1}$ , a remoção de turbidez não foi favorecida pelo aumento de  $T_f$ , enquanto a remoção de SST aumentou de 80,6% para 88,9%.

POON & CHU (1999) estudaram o efeito do emprego de cloreto férrico e de um polímero aniônico na remoção de sólidos suspensos, no tratamento de águas residuárias provenientes de duas estações de tratamento, através de ensaios de *Jar-Test*. Segundo os autores, quando o polímero foi utilizado como coagulante primário (sem adição de cloreto férrico), não houve diferença significativa na eficiência de remoção de SST, mesmo para diferentes dosagens. Quando o polímero foi empregado como auxiliar de coagulação, mesmo em baixas dosagens - 0,25 mg/L e 0,5 mg/L, a remoção de SST foi superior a 60%. Com o aumento da dosagem houve diminuição da eficiência de remoção, que pode ter sido causada por uma super dosagem.

O mecanismo de ação mais provável do polímero aniônico, nesse caso, foi a formação de pontes entre os íons férricos e a formação de sais de poliacrilato insolúveis, os quais permitiram o aumento da eficiência do processo de desestabilização. Os resultados mostraram que, para quase todas as dosagens de polímero testadas, o aumento da dosagem de cloreto

férrico acima de 30 mg/L não causou mudança significativa na eficiência de remoção de SST.

Os autores não citam o porquê da escolha de um polímero aniônico como auxiliar de floculação, mas, considerando que as partículas do esgoto são negativamente carregadas, supõe-se que melhores resultados de remoção de SST poderiam ser obtidos com a utilização de polímero catiônico. Outro fator que não foi especificado pelos autores é a massa molecular do polímero empregado nos ensaios, o que poderia influenciar na eficiência de remoção, pois polímeros com alta massa molecular são sabidamente eficientes na floculação através do mecanismo de formação de pontes entre as partículas.

NACHEVA *et al.* (1996) investigaram a aplicação de cloreto férrico e polímeros no tratamento de esgoto sanitário por coagulação-floculação-sedimentação, em testes realizados em escala de laboratório, na Cidade do México. Os resultados mostraram que o cloreto férrico, utilizado isoladamente em dosagens de 80 a 100 mg/L, foi capaz de remover entre 60% e 68% dos sólidos suspensos e da DQO. Os resultados também apontaram que a concentração ótima de cloreto férrico, quando empregado em combinação com polímeros, foi de 30 mg/L a 80 mg/L. A contribuição do floculante na remoção de SST foi maior para as menores dosagens de cloreto férrico.

Os autores afirmaram que os polímeros de massa molecular mais elevada apresentaram melhor desempenho que os de menor massa molecular. Além disso, as acrilamidas catiônicas apresentaram os melhores resultados quando associadas ao cloreto férrico, o que se poderia esperar devido aos valores negativos do potencial zeta do esgoto (-20 a -40 mV), apesar de bons resultados também terem sido obtidos com floculantes aniônicos. Segundo os autores, aumentos na dosagem de floculante nem sempre melhoraram as eficiências de remoção; é importante definir o intervalo ótimo de aplicação para cada produto.

Os resultados desses testes, realizados em equipamento de *Jar-Test* (em béqueres de 2 L e empregando 1 L de amostra), com tempo de mistura

rápida de 3 min, gradiente médio de velocidade de mistura rápida correspondente a 100 rpm, tempo de floculação de 15 min, gradiente médio de velocidade de floculação correspondente a 20 rpm e tempo de sedimentação de 20 min, indicaram que 30 mg/L a 50 mg/L de  $\text{FeCl}_3$  deve ser considerada a faixa ótima de dosagens para a remoção de SST, levando em conta que a contribuição do polímero, quando aplicado, foi maior nessa faixa.

Quando foram aplicados 20 mg/L a 30 mg/L de  $\text{FeCl}_3$  juntamente com 0,2 mg/L a 1,5 mg/L de polímeros aniônicos, foram obtidas remoções de 74% a 84% de SST e 48% a 55% de DQO, em amostras coletadas após tempo de sedimentação de 20 min.

### **3.4 Emprego da FAD como pós-tratamento de esgoto sanitário**

Atualmente, os problemas relacionados às águas residuárias têm influenciado definitivamente a qualidade da água e, portanto, a economia do abastecimento de água potável (BARKÁCS *et al.*, 2000).

É importante que sejam tomadas medidas para reduzir a emissão de poluentes, que fazem com que a água se torne um bem cada vez mais escasso. O tratamento dessa água, de forma a atingir qualidade apropriada para o consumo, vem se tornando cada vez mais difícil e oneroso. Diferentes métodos de tratamento estão disponíveis para que as águas residuárias sejam tratadas, até alcançarem as características adequadas para disposição final. Podem ser escolhidos métodos apropriados para cada caso, desde as tecnologias mais simples e de baixo custo até as mais sofisticadas.

De acordo com BRATBY (1982), apesar do tratamento físico-químico aplicado ao esgoto bruto ter sido prática comum no início do século XX, atualmente foi praticamente substituído pelo tratamento biológico. As vantagens do tratamento físico-químico são o menor investimento inicial, o controle operacional facilitado, a reduzida susceptibilidade a cargas tóxicas afluentes e a possibilidade de remoção quase completa de nutrientes. Entretanto, suas principais desvantagens são os problemas associados à

formação de lodo altamente putrescível e os altos custos com a adição de substâncias coagulantes. Independentemente desses fatores, entretanto, parece ter-se renovado o interesse por esse tipo de tratamento, particularmente para medidas emergenciais, aplicações sazonais, tratamento preliminar de sistemas biológicos e tratamento terciário de águas residuárias, no qual já tem uma posição bem estabelecida.

Apesar da afirmação do autor de que o processo físico-químico é capaz de promover a remoção quase completa de nutrientes, é importante salientar que isso se aplica principalmente ao fósforo. Não se encontram na literatura índices expressivos de remoção de nitrogênio que não tenham sido obtidos através dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. Maiores detalhes sobre os dados de remoção de fósforo e nitrogênio serão comentados no item sobre remoção de nutrientes.

TIEHM *et al.* (1999) afirmaram que devem ser conhecidos os principais parâmetros das águas residuárias, para que seja determinado o método de tratamento mais adequado para cada caso.

Segundo os autores, uma parte considerável da DQO e do fósforo presente nos esgotos está relacionada aos sólidos suspensos. Portanto, a remoção desses sólidos deve ser eficiente, de modo a atingir a qualidade do efluente que atenda aos padrões de emissão.

Segundo KIURU (2001), a flotação por ar dissolvido (FAD) foi amplamente utilizada no tratamento de águas e águas residuárias durante os anos 60 e 70, nos países escandinavos, com a finalidade de remover partículas o mais eficientemente possível. Na Finlândia, por exemplo, a partir do início da década de 70, a FAD substituiu quase totalmente a sedimentação no tratamento de águas para abastecimento.

ADIN (1999) afirmou que o tamanho pequeno das bolhas produzidas na FAD e a habilidade em capturar uma determinada faixa de partículas tornam esse processo muito útil na remoção dos sólidos particulados existentes nas águas residuárias. No entanto, segundo CHUNG & KIM (1997), a aplicação da FAD para o tratamento de água e esgoto tem-se

limitado às situações em que a separação sólido/líquido por sedimentação torna-se difícil.

De acordo com EDZWALD (1995), a eficiência da FAD é fundamentalmente dependente da formação de pequenas bolhas de ar e do contato dessas bolhas com os flocos formados pelas partículas. As bolhas inicialmente formadas estão na faixa de 10 a 100  $\mu\text{m}$ , com diâmetro médio estimado de 40  $\mu\text{m}$ . Sabe-se também que pressões mais altas na câmara de saturação produzem bolhas menores; porém, para pressões acima de 5 atm, a redução do tamanho da bolha é cada vez menor. A velocidade de ascensão da bolha, baseada na lei de Stokes, sob condição de escoamento laminar, é proporcional ao quadrado do diâmetro e, portanto, as bolhas maiores têm menor probabilidade de contato com os sólidos, pois permanecem menos tempo no flotor. Além disso, ao atingirem a superfície, pode ocorrer a quebra dos flocos devido à alta velocidade de ascensão dos aglomerados formados pelo floco adsorvido às bolhas maiores.

Segundo ADIN (1999), no processo de mineração, as partículas a serem flotadas são primeiramente tornadas hidrófobas ou não hidratadas, e, durante a flotação, estas aderem às bolhas por meio da formação de um ângulo finito na linha de contato entre as três fases gás-líquido-sólido. No tratamento de esgotos, ocorre um mecanismo similar. Entretanto, há situações em que as partículas a serem removidas, que são previamente coaguladas e/ou floculadas, são predominantemente hidrófilas, supondo-se que, em tais casos, as bolhas sejam fisicamente englobadas (*entrapped*) pelos flocos.

LAINÉ *et al.* (1998) promoveram o tratamento de águas pluviais através dos processos de FAD, filtração e desinfecção por UV e obtiveram resultados de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e demanda química de oxigênio (DQO) acima de 90%. A unidade de flotação em escala piloto provou ser perfeitamente adaptada ao tratamento de águas pluviais municipais, apresentando eficiência máxima no início da operação e residual de SST de 45 mg/L, independentemente da concentração de poluentes no

afluente ao processo. Esse fato é essencial quando se considera a extrema variação das características do afluente durante a estação chuvosa.

Os autores otimizaram as condições de operação por meio de testes de flotação em escala de laboratório. Nos processos de coagulação e floculação foram empregados 100 mg/L sulfato de alumínio e 2 mg/L de polímero aniônico, respectivamente. A razão de recirculação pressurizada foi de 40% e a pressão de saturação foi de 5,5 bars. Além da obtenção de efluente com residual médio de SST de 45 mg/L, removeu-se de 80% a 90% de DBO<sub>5</sub>, metais e fósforo, o que indica que o processo de FAD foi eficiente e estável.

Apesar dos autores terem otimizado as condições do tratamento em ensaios de laboratório, observa-se que as dosagens, tanto do sal quanto do polímero, bem como a razão de recirculação pressurizada, parecem elevadas, com base em resultados de outros trabalhos (NACHEVA *et al.*, 1996; ADIN *et al.*, 1998; CIKUREL *et al.*, 1996; JÜRGENSEN, *et al.*, 2002; PENETRA *et al.*, 1999a; PENETRA *et al.*, 1999b; PENETRA *et al.*, 2003a; PENETRA *et al.*, 2003b; REALI *et al.*, 2001a; REALI *et al.*, 2001b). Considerando as dosagens das substâncias aplicadas, supõe-se que maiores eficiências de remoção, principalmente de SST e fósforo, poderiam ser obtidas.

O Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP possui uma linha de pesquisas sobre flotação empregada no pós-tratamento de águas residuárias. Dentre os trabalhos desenvolvidos, podem ser citados os estudos de PENETRA *et al.* (2003)a e CARVALHO (2003), que avaliaram o desempenho da flotação como pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbio de leito expandido (RALEX).

PENETRA *et al.* (2003)a, empregando unidade piloto convencional de FAD, obtiveram resultados bastante satisfatórios de remoção de DQO, turbidez, SST e fósforo. Segundo os autores, o desempenho mais satisfatório da FAD foi atingido com o emprego de TAS no flotador de 180 m<sup>3</sup>/dia, DCF de 50 mg/L, Gf de 80 s<sup>-1</sup>, Tf de 20 min, R de 0,18 e pressão de



saturação ( $P_{sat}$ ) de 450 kPa. Nessas condições operacionais foram obtidas as seguintes remoções: 96,4% de turbidez (residual de 13 uT), 94,4% de DQO (residual de 53 mg/L), 87,0% de fosfato total (residual de 0,8 mg/L) e 96,7% de SST (residual de 9 mg/L).

Empregando a mesma unidade piloto de flotação utilizada por PENETRA *et al.* (2003)a, agora contendo um módulo de placas planas paralelas em seu interior (unidade FADAT), CARVALHO (3003) obteve resultados satisfatórios com TAS de até 1008 m/dia. Segundo o autor, o desempenho mais favorável da FADAT foi obtido com TAS no flotador de 504 m/dia (21 m/h), dosagem de cloreto férrico (DCF) de 70 mg/L, Gf de 80  $s^{-1}$ , Tf de 20 min e  $D_{ar}$  de 8,1 g de  $ar/m^3$  de efluente. Nessas condições operacionais foram obtidas as seguintes remoções: 84% de turbidez (residual entre 6,3 e 62 uT), 73% de DQO (residual entre 20 e 156 mg/L), 75% de fosfato total (residual entre 0,5 e 1,9 mg/L) e 67% de SST (residual entre 8 e 80 mg/L).

O autor observou que nas melhores condições de operação da unidade FADAT, os três valores investigados de  $D_{ar}$  (8,1; 12,6 e 16,7 g de  $ar/m^3$  de efluente) promoveram eficiências próximas, indicando que o fornecimento de maior quantidade de ar não proporcionou aumento significativo na eficiência do processo. Portanto o emprego da unidade FADAT como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio proporcionou economia de energia, tendo em vista ter requerido de 75 a 50% da quantidade de ar exigida pelos sistemas convencionais de flotação. Além disso, o significativo aumento no valor de TAS, de 21 m/h para 42 m/h (1008 m/dia), não comprometeu a eficiência do sistema de tratamento, apesar de exigir maior quantidade de ar para a flotação (acima de 12,6 g de  $ar/m^3$  de efluente).

Segundo o autor, os resultados obtidos demonstraram que o sistema envolvendo emprego de reatores anaeróbios seguidos de unidade de flotação por ar dissolvido de alta taxa constitui alternativa bastante atraente, capaz de promover elevado grau de tratamento de esgotos sanitários.

### 3.5 O problema de *bulking* no lodo ativado

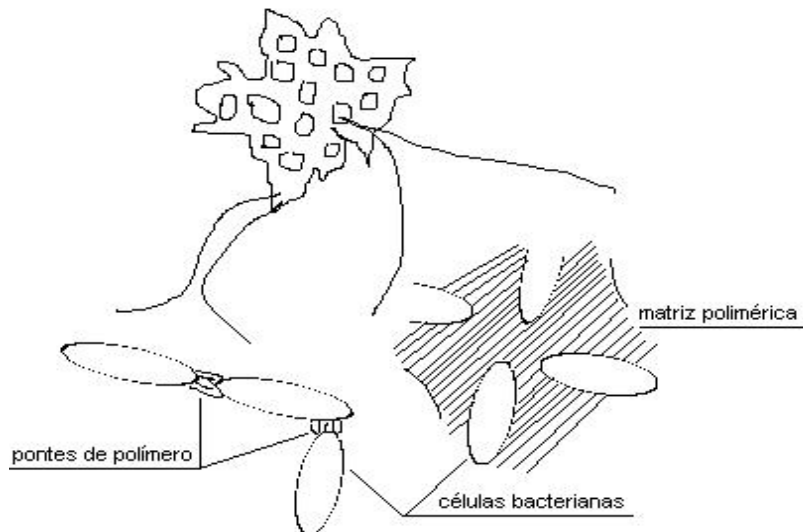
O processo de lodo ativado é comumente empregado para tratar águas residuárias de origem doméstica e industrial. O processo consiste de dois passos básicos conduzidos em tanques separados: conversão bioquímica do material orgânico solúvel e particulado em biomassa no tanque de aeração e separação da biomassa do efluente tratado no clarificador secundário (DAS *et al.*, 1993).

Sob condições normais de operação, o lodo ativado floclula naturalmente. Sabe-se que esse processo, chamado biofloclulação, ocorre como resultado da secreção de biopolímeros pelos microrganismos presentes no liquor misto do tanque de aeração.

Segundo os autores, foi postulada a existência de dois níveis de estrutura nos flocos do lodo ativado: a microestrutura, que consiste de pontes de polímero entre as partículas primárias e a macroestrutura, que consiste de uma rede de filamentos, formando um esqueleto para a construção de “tecidos” formados por partículas primárias.

Também ERIKSSON *et al.* (1992) afirmaram que a biofloclulação é causada por polímeros extracelulares (PEC) produzidos pelas bactérias (FIGURA 3.5). De acordo com os autores, quando as razões F/M são altas (baixa idade do lodo), a produção de PEC é baixa e o crescimento celular é alto, enquanto que, para baixa razão F/M (alta idade do lodo), as células crescem lentamente, porém produzem mais PEC. Como a superfície das células e os polímeros são negativamente carregados em pH neutro, a ligação entre eles, bem como entre os diferentes polímeros, é diminuída pela repulsão eletrostática, a não ser que estejam presentes íons metálicos polivalentes (como Ca). Esses cátions formam pontes entre os grupos negativos e são, na maioria dos casos, necessários para que ocorra a biofloclulação.

Segundo os autores, além de afetar a sedimentação, o excesso de PEC também deteriora o desaguamento do lodo.



**FIGURA 3.5 – Estrutura principal dos flocos do lodo ativado.**  
Fonte: ERIKSSON *et al.* (1992).

A estrutura de filamentos aumenta a força dos flocos, especialmente no caso de baixa idade do lodo, além de possuir a habilidade de formar grandes agregados e captar as partículas finas dispersas em caso de alta idade do lodo.

Segundo DAS *et al.* (1993), o grau de mistura do liquor misto no tanque de aeração é essencial para uma performance satisfatória do processo de lodo ativado. A agitação promove a dissolução do oxigênio no liquor misto, assegura a completa utilização do volume do reator mantendo microrganismos, material orgânico e nutrientes em suspensão, e induz as colisões entre as partículas. Porém, é importante determinar a intensidade dessa agitação, pois a agregação e quebra dos flocos ocorrem concomitantemente nas situações de escoamento turbulento. De acordo com os autores, algumas pesquisas determinaram que o valor ótimo de gradiente de mistura ( $G$ ), tanto para floculação mecânica como induzida, em reatores do tipo lodo ativado, deve permanecer na faixa de  $20 \text{ s}^{-1}$  a  $70 \text{ s}^{-1}$ . Para valores de  $G$  maiores que  $70 \text{ s}^{-1}$  foi observado que a quebra dos flocos,

constatada pelas altas concentrações de sólidos dispersos, predominou sobre a agregação.

Segundo os autores, os valores de intensidade de mistura usualmente mantidos nos tanques de aeração favorecem a quebra dos flocos em vez da agregação.

Além disso, tem sido dada pouca atenção ao efeito do transporte do liquor misto na integridade dos flocos. O uso de quedas livres, tubulações tortuosas e, em alguns casos, bombas, nesses sistemas de transporte, resultam em locais de dissipação intensa de energia, o que pode causar significativa quebra de flocos precedendo a sedimentação.

NOVÁK *et al.* (1993) afirmaram que o processo de lodo ativado funciona apenas se houver a sedimentação e adensamento do lodo no sedimentador secundário, a fim de que a concentração de sólidos suspensos no lodo recirculado para o tanque de aeração seja alta o suficiente para manter a concentração desejada de sólidos suspensos no liquor misto. Segundo os autores, mesmo que o lodo sedimente suficientemente bem, se não puder ser adensado, haverá concentração muito baixa de sólidos suspensos no fundo do clarificador, não sendo possível atingir e manter o valor desejado de concentração de sólidos suspensos no liquor misto do tanque de aeração.

São vários os problemas que podem afetar a separação de sólidos nos lodo ativado, como crescimento disperso de microrganismos, *bulking* filamentosos, *bulking* não-filamentosos, *bulking* de fungos, floco localizado (*pinpoint floc*), manta ascendente de lodo e formação de espuma. Apesar da ocorrência de qualquer um desses problemas afetar negativamente o funcionamento do sedimentador secundário, o *bulking* do lodo é um dos mais significativos.

De acordo com os autores, o *bulking* pode ser definido como “situação em que o lodo sedimenta lentamente e apresenta pobre compactação, devido ao crescimento excessivo de organismos filamentosos e/ou organismos *Zoogloea* (*bulking* não-filamentosos). É um estado no qual a

velocidade de sedimentação do lodo ativado é baixa e o adensamento é ruim”.

Segundo JENKINS *et al.* (1986)<sup>1</sup> *apud* NOVÁK *et al.* (1993), o *bulking* é explicado como “... falha na macroestrutura na qual, em certo sentido, há macroestrutura demais”. Esta definição é baseada no fato dos organismos filamentosos que formam a macroestrutura estarem presentes em grandes quantidades, formando a estrutura dos flocos, o que interfere na compactação e sedimentação do lodo.

URBAIN *et al.* (1993), estudando a biofloculação nos sistemas de lodo ativado, afirmaram que a má sedimentação que ocorre nesses reatores é um problema importante, tanto ecológico quanto técnico, que frequentemente provoca o descarte de sólidos suspensos no meio ambiente e problemas operacionais nas estações de tratamento de esgotos.

Uma pesquisa sobre *bulking* nas estações de tratamento de esgotos por processos biológicos mostrou que pelo menos 25% delas apresentaram problemas com sedimentação (Índice Volumétrico de Lodo (IVL)  $\geq$  150 mL/g ou 200 mL/g).

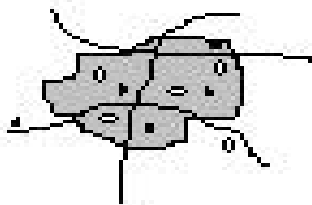
PUJOL & CANLER (1992) também afirmaram que esse fenômeno é um problema biológico complexo que afeta 20% a 40% das estações de tratamento de águas residuárias.

Em seus estudos sobre a dinâmica das populações bacterianas nos lodo ativado, os autores definiram a cultura bacteriana como um sistema com três componentes, de acordo com seus modos de crescimento: as bactérias livres (ou dispersas), as bactérias formadoras de flocos e os microrganismos filamentosos. Quando os organismos filamentosos dominam a competição entre as espécies, uma microestrutura filamentosa é formada, reduzindo a sedimentabilidade do lodo.

A FIGURA 3.6 mostra a influência dos microrganismos filamentosos na estrutura dos flocos do liquor misto do tanque de aeração.

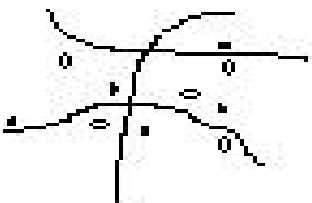
---

<sup>1</sup>JENKINS D.; RICHARD, M. G. & DAIGGER, G. T. (1986). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. Water Research Comission.



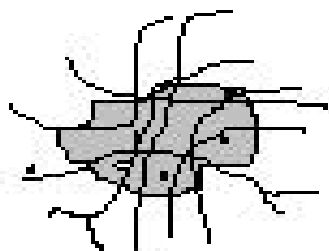
#### FLOCO IDEAL, NÃO INTUMESCIDO

1. Organismos filamentosos e organismos formadores de flocos em equilíbrio
2. Flocos fortes e grandes
3. Os filamentos não interferem
4. Sobrenadante claro
5. Baixo IVL



#### FLOCO PULVERIZADO

1. Poucos ou nenhum organismo filamentoso
2. Flocos fracos e pequenos
3. Sobrenadante turvo
4. Baixo IVL



#### FLOCO INTUMESCIDO

1. Organismos filamentosos predominantes
2. Flocos fortes e grandes
3. Os filamentos interferem com a sedimentação e com o adensamento
4. Sobrenadante claro
5. Alto IVL

**FIGURA 3.6 - Efeito dos organismos filamentosos na estrutura do floculo de lodo ativado.**

Fonte: EPA, (1987)<sup>2</sup> apud VON SPERLING (1997)

NOVÁK *et al.* (1993) afirmaram que o problema mais comum de *bulking* é causado por crescimento excessivo de microrganismos filamentosos, sendo que o efeito provocado na estrutura do floculo é o seguinte: os filamentos se expandem para fora dos flocos (estrutura aberta difusa) ou formam estrutura de pontes. Nas duas situações, os filamentos impedem mecanicamente que os flocos do lodo ativado tenham boa compactação.

A maioria das culturas de lodo ativado contém alguns organismos filamentosos. No entanto, sua presença em baixos níveis não é problemática.

---

<sup>2</sup> EPA, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati (1987). *The Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. Summary report. July 1987.

De fato, alguns acreditam que, em pequena quantidade, os organismos filamentosos proporcionam estrutura e força aos flocos (JENKINS, 1992). Segundo NOVÁK *et al.* (1993), o crescimento excessivo de microrganismos filamentosos nem sempre causa o *bulking* filamentoso; isso depende do tipo de filamento, da forma e da morfologia dos flocos.

URBAIN *et al.* (1993) afirmam que o controle dos microrganismos filamentosos é ainda muito difícil de atingir devido à diversidade de espécies e os respectivos parâmetros ambientais que influenciam seu (super)crescimento.

Estudando os aspectos teóricos do *bulking* nos lodo ativado, HERMANOWICZ (1993) constatou que esse fenômeno tem sido atribuído ao crescimento excessivo de microrganismos filamentosos presentes dentro e fora dos flocos de lodo ativado. Estudos abrangentes sobre o *bulking* levaram a uma relação empírica entre a abundância de microrganismos filamentosos e a sedimentabilidade do lodo, caracterizada pelo índice volumétrico de lodo (IVL). Em concentrações baixas de microrganismos filamentosos, a sedimentação do lodo não é prejudicada, o que é indicado pelos baixos valores de IVL. Quando é atingida concentração crítica de filamentos, a sedimentação do lodo deteriora-se rapidamente, com o aumento dramático do IVL.

O IVL é uma medida fácil, e utilizada há muito tempo, da sedimentabilidade do lodo no processo de lodo ativado. Segundo o autor, para que ocorra uma boa sedimentação, o IVL (que é calculado após sedimentação do liquor misto por 30 minutos) deve ser menor que 100 mL/g.

De acordo com JENKINS (1992), o crescimento de alguns (mas não todos) organismos filamentosos nos lodo ativado é favorecido pelo emprego de unidade aerada de mistura completa e com alimentação contínua. Quando o tanque de aeração é compartimentado, a fim de incluir zona inicial

de alimentação com alto valor de F/M (um seletor), e especialmente quando esta zona de alimentação for anóxica ou anaeróbia, o crescimento desses organismos filamentosos é suprimido.

Segundo o autor, os fatores específicos identificados com a ocorrência de organismos filamentosos nos lodo ativado são:

- concentração de oxigênio dissolvido (O.D.) → o crescimento de alguns organismos filamentosos está associado a baixas concentrações de O.D.
- concentração de N e P → a deficiência de nutrientes pode encorajar o crescimento de alguns tipos filamentosos. De acordo com PUJOL & CANLER (1992), as relações nutricionais são fatores determinantes na competição biológica entre os microrganismos filamentosos e os formadores de flocos, nos lodo ativado.
- pH → a presença de grandes quantidades de fungos em um lodo ativado indica baixo pH ( $\text{pH} \leq 6$ ).
- concentração de sulfeto → muitos organismos filamentosos podem utilizar o sulfeto como uma fonte de energia, oxidando-o a enxofre e então depositando esse enxofre como grãos intracelulares.
- esgoto séptico → alguns organismos filamentosos usam tanto o sulfeto quanto ácidos orgânicos de baixa massa molecular (como o ácido acético), produzidos pelos processos de fermentação que resultam em esgoto séptico. Portanto, seu crescimento é fortemente encorajado pela septicidade.
- natureza do substrato orgânico: solúvel x particulado e prontamente biodegradável x lentamente biodegradável → alguns organismos filamentosos parecem ser favorecidos pelos substratos rapidamente biodegradáveis.
- inoculação a partir das superfícies → a inoculação de unidades de lodo ativado com organismos filamentosos pode ser um sério problema em reatores em escala de laboratório e piloto. Nesses sistemas, a razão área/volume da unidade e as linhas de alimentação



e os recipientes para acumulação são muito maiores que os sistemas protótipos de lodo ativado. A menos que se tenha bastante cuidado, alguns filamentosos crescerão nas superfícies dos recipientes de acumulação e linhas de alimentação e inocularão o lodo ativado, causando o *bulking*.

- recirculação da espuma da superfície → o projeto do tanque de aeração e do sedimentador secundário, bem como as técnicas de disposição da espuma, podem influenciar a concentração de microrganismos *Nocardia* spp e *M. parvicella* nos lodo ativado. Por terem ambos tendência a flotar, qualquer detalhe físico que tenda a capturar o material flutuante e a recirculação desse material para a entrada do tanque de aeração, enriquecerá o lodo ativado com esses organismos.

NOVÁK *et al.* (1993) afirmaram que o *bulking* pode ocorrer no lodo ativado mesmo se os microrganismos filamentosos estiverem completamente ausentes (*bulking* não-filamentoso). A causa predominante do *bulking* não-filamentoso é o crescimento excessivo de microrganismos semelhantes a *Zoogloea*. Em alguns casos, outros microrganismos que produzam substâncias de fácil aderência em excesso podem também causar problemas semelhantes, como, por exemplo, as bactérias Poli-P (incorporadoras de fósforo). Em casos extremos, a substância de fácil aderência fornece consistência gelatinosa ao lodo ativado e causa formação de espuma.

Segundo os autores, a deterioração das propriedades de sedimentação do lodo ativado nos casos de *bulking* não-filamentoso pode ter diferentes razões, como a composição da água residuária, apresentando grande conteúdo de compostos gordurosos e oléicos e quantidade insuficiente de nutrientes, como nitrogênio, fósforo e/ou traços de nutrientes, como ferro.

De acordo com HENZE *et al.* (1993), além do *bulking*, o lodo ascendente é outro problema que pode ocorrer nos sistemas de lodo

ativado, produzindo efluente com altas concentrações de sólidos suspensos. Esse fenômeno é efeito da flotação dos sólidos, sob a ação do gás nitrogênio, proveniente da desnitrificação biológica ocorrida no fundo dos sedimentadores. A desnitrificação é acarretada por altos tempos de retenção hidráulica na parte inferior dos sedimentadores, para temperaturas acima de 20 °C e se a concentração de nitrato no afluente ao sedimentador estiver acima de determinado nível crítico.

Como consequência, aglomerados de lodo já sedimentados ascendem à superfície e se desfazem em pequenas partes, e, enquanto algumas sedimentam novamente, outras deixam o sedimentador juntamente com o efluente. Quando há ocorrência desse fenômeno, bolhas de gás nitrogênio podem ser vistas no topo do sedimentador. Como resultado, há a produção de efluente com altas concentrações de SST, DBO, DQO, nitrogênio total e fósforo.

O lodo ascendente normalmente é observado em lodo ativado com nitrificação, e, em alguns casos, com desnitrificação parcial. Não é encontrada na literatura a quantificação dos níveis de nitrato que podem provocar esse fenômeno. Sua ocorrência não deve ser confundida com formação de espuma, causada por certos microrganismos como a *Nocardia* spp., ou mesmo com o fenômeno de ascensão da manta de lodo, acarretada por sobrecarga de sólidos, como ocorre, por exemplo, durante as chuvas. Outra razão para a ocorrência de lodo ascendente pode ser a adsorção de óleos e gorduras aos flocos do lodo ativado.

### **3.6 A FAD empregada como pós-tratamento em sistema de lodo ativado**

De acordo com BRATBY & MARAIS (1976), pesquisas realizadas com FAD mostraram que esse processo tem grande potencial para utilização em conjunto com sistema de lodo ativado e, em alguns casos, pode ser proposta mais viável que a sedimentação. Segundo os autores, os dois processos são adequados para efetuar a separação sólido/líquido nos

sistemas de lodo ativado, cada qual com diferentes vantagens e desvantagens inerentes.

A principal vantagem da sedimentação é a simplicidade do processo, pois emprega poucos equipamentos mecânicos que requerem manutenção. Já as desvantagens associadas à sedimentação, nos processos de lodo ativado, são as seguintes:

- 1) Ocorrência do fenômeno de *bulking* do lodo, causando dificuldades operacionais nas estações de lodo ativado. Esta condição geralmente acarreta o arraste de sólidos juntamente com o efluente do decantador secundário. A resultante perda de sólidos do sistema pode agravar ainda mais o *bulking*, provocando um efeito “bola de neve”, além de prejudicar a eficiência do tratamento;
- 2) A formação de gás através da desnitrificação pode reduzir ainda mais a velocidade de sedimentação dos flocos do lodo ativado e também promover o carreamento de sólidos juntamente com o efluente dos decantadores secundários;
- 3) Empregando a sedimentação como forma de adensamento do lodo de descarte de sistema de lodo ativado, torna-se difícil, sem a adição de auxiliares de floculação, atingir teor de sólidos, no lodo adensado, acima da faixa de 1% a 2%.

Segundo BRATBY & MARAIS (1975), a qualidade do efluente da flotação, empregada para clarificação em sistema de lodo ativado, é comparável à obtida em um sedimentador que esteja sendo operado com sucesso. Segundo os autores, podem ser atingidos valores de SST de cerca de 5 mg/L em efluentes clarificados por flotação.

Muitos dos problemas que estão associados à sedimentação secundária não ocorrem no processo de flotação.

- 1) Com respeito ao *bulking*, a flotação não é dependente apenas das propriedades físicas do lodo. Segundo os autores, pesquisas mostram que a aderência bolha-partícula ocorre rapidamente, sem que haja necessidade, em muitos casos, da adição de produtos químicos.

Assim, não há razão para assumir que a aderência bolha-partícula seria menos eficiente em caso de *bulking* do lodo, quando comparada a lodo com características normais;

- 2) Devido à natureza da flotação, a formação de gás na desnitrificação deve apenas ser vantajosa ao processo;
- 3) Empregando a flotação para adensamento do lodo de descarte de sistema de lodo ativado, é possível atingir teor de sólidos de até 7% (70 g/L), sem adição de produtos químicos.

A flotação aplicada em substituição à sedimentação, isto é, para clarificação, tem as seguintes desvantagens:

- 1) O requerimento de grande quantidade de equipamentos mecanizados. São necessários: raspador, compressor e bomba centrífuga (para a câmara de saturação), cada qual com seus respectivos custos de operação. Em caso de falha de fornecimento de energia, a operação do sistema de flotação é interrompida;
- 2) Se, após flotação, houver filtração subsequente, podem ocorrer problemas associados ao arraste de microbolhas de ar para o filtro juntamente com o efluente flotado.

A decisão de empregar a flotação em substituição à sedimentação requer não apenas avaliação das vantagens e desvantagens relativas e inerentes a cada sistema, como exemplificado anteriormente, mas também a comparação econômica entre os dois processos (BRATBY & MARAIS, 1976). O custo total da flotação, que se trata de processo relativamente sofisticado, deve ser comparado à sedimentação por gravidade, mais simples, mas que, no entanto, frequentemente requer adição de reagente químico – cal – e produz lodo menos concentrado, necessitando de sistemas mais onerosos de desaguamento. É difícil obter concentração de SST superior à faixa de 20 g/L a 30 g/L no lodo de sedimentadores por gravidade, ao passo que o lodo fornecido pela flotação pode atingir de 30 g/L a 50 g/L.

Em estudo realizado na África do Sul, comparando, do ponto de vista econômico, a flotação e a sedimentação, empregadas para remoção de

sólidos em sistema de lodo ativado, BRATBY & MARAIS (1976) determinaram que, para SST afluyente inferior a 1000 mg/L, os custos totais da flotação são menores que os da sedimentação. Considerando SST acima de 1000 mg/L, o custo total do sistema de flotação excede o da sedimentação; para concentração de SST na faixa de 2500 mg/L a 5000 mg/L, o custo total da flotação é aproximadamente 1,7 a 2,2 vezes maior que o da sedimentação.

Dessa forma, considerando apenas o sistema de separação sólido-líquido, isto é, a clarificação, a flotação seria mais econômica apenas se aplicada a águas residuárias com SST abaixo de 1000 mg/L. Entretanto, considerando os custos em qualquer sistema de tratamento, outros fatores, tais como custo da terra, de digestão e desaguamento do lodo, etc, podem tornar a flotação mais econômica, mesmo quando aplicada na clarificação de efluentes com concentrações mais altas de sólidos.

Segundo exemplo dos autores, para estação com sistema de lodo ativado e SST no liquor misto do tanque de aeração de 2500 mg/L, empregando a flotação em substituição ao sedimentador secundário, o teor de sólidos no lodo flotado será de aproximadamente 2% (ou 20 g/L). Isso se o sistema de flotação for projetado de forma otimizada, baseado apenas na clarificação, o que significa que o volume de lodo a ser subseqüentemente disposto, nesse caso, foi reduzido em aproximadamente 80%, quando comparado à concentração de SST de 5000 mg/L, valor típico obtido no subnadante dos decantadores secundários.

De acordo com BRATBY & MARAIS (1977), há duas possíveis aplicações para a flotação por ar dissolvido no processo de lodo ativado, que são:

- 1) a flotação em substituição à sedimentação secundária, isto é, com o objetivo tanto de produzir um efluente final relativamente livre de sólidos, como de proporcionar a recirculação dos sólidos separados para o tanque de aeração;

2) a flotação aplicada para o espessamento do lodo de descarte (descarta-se parcela de sólidos do sistema com o objetivo de manter a idade do lodo desejada no tanque de aeração).

Cada aplicação merece diferentes considerações para projeto.

1) Com a flotação utilizada em substituição à sedimentação secundária, o objetivo principal é a clarificação, isto é, a produção de efluente relativamente livre de sólidos. O alto grau de espessamento do lodo não é necessariamente requerido, pois:

- i) o lodo recirculado para o tanque de aeração não necessita ter alta concentração de sólidos, apenas o suficiente para proporcionar a concentração de SSV requerida pelo projeto;
- ii) o espessamento do lodo para a obtenção de concentrações elevadas de sólidos requer unidade consideravelmente grande, quando comparada à requerida apenas para clarificação.

Quanto maior a concentração de sólidos requerida para o lodo flotado, maior o capital necessário para o sistema e, conseqüentemente, maior o custo total. A flotação, aplicada em substituição à sedimentação secundária, então, deve ser projetada apenas com base na clarificação, sendo de menor importância a concentração de sólidos no lodo flotado.

2) Para utilização da flotação no espessamento do lodo de descarte, objetivando concentração de sólidos no lodo flotado acima de 2% (20.000 mg/L), e para SST afluente à flotação maior que 1000 mg/L, a área necessária para a unidade deverá ser projetada com base no espessamento. Isso tanto no caso do afluente à flotação ser a parcela de descarte do liquor misto do tanque de aeração, com SST em torno de 3000 mg/L, como o subnadante do decantador secundário, com SST em torno de 6000 mg/L. Nesse caso, a área projetada deverá ser baseada na taxa de aplicação de sólidos e não no carregamento hidráulico.

Segundo BRATBY & MARAIS (1976), o projeto das unidades de flotação baseado na clarificação deve considerar valor limite de taxa de

aplicação superficial (TAS), o qual é equivalente à velocidade de ascensão do aglomerado microbolha/floco mais lento, ou seja, é o valor de TAS para o qual os aglomerados começam a ser arrastados para a parte inferior da unidade de flotação, juntamente com o efluente. De acordo com os autores, TAS é dependente da massa de ar adsorvida às partículas: quanto maior a massa de ar adsorvida por partícula, maior será a velocidade efetiva de ascensão, e a partir disso, maior será TAS. A razão ar/sólidos (em massa), A/S, é um parâmetro que expressa de forma conveniente a massa de ar adsorvida às partículas.

A razão A/S pode ser expressa como:

$$A/S = \frac{(\text{massa de ar precipitada por litro de vazão saturada}) \cdot (\text{vazão saturada})}{(\text{massa de sólidos introduzida por litro de vazão afluyente}) \cdot (\text{vazão afluyente})}$$

A área requerida para flotação (Aflot) é dada por:

$$Aflot = \frac{(\text{vazão total afluyente ao flotador}) = (\text{vazão afluyente} + \text{vazão saturada})}{TAS}$$

Portanto, o requerimento de área para clarificação, na unidade de flotação, é dependente tanto da vazão total afluyente à unidade quanto da razão ar/sólidos aplicada. Para determinada vazão, o emprego de baixo valor de A/S conduz a baixo valor de TAS e, conseqüentemente, a um requerimento de área relativamente maior.

Por outro lado, quando o objetivo for o espessamento do lodo ativado, em geral a área da unidade é ditada apenas pela taxa de aplicação de sólidos (TS), expressa em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia. Conseqüentemente, a unidade será superdimensionada com respeito ao carregamento hidráulico.

Durante a flotação, as partículas sólidas (aderidas às microbolhas de ar) são separadas do líquido e ascendem através da unidade de flotação até atingirem a camada de lodo flotado, localizada no topo da unidade. Cf é a nomenclatura dada pelos autores à concentração de sólidos no lodo flotado.

Nos experimentos de BRATBY & MARAIS (1976), a variação de A/S teve pouco efeito em Cf. Isso indica que: 1) o desaguamento (ou

espessamento) ocorreu, principalmente, por meio da drenagem da água intersticial contida no lodo flotado que se encontrava acima do nível d'água, e 2) a massa de ar adsorvida às partículas não afetou a fração de espaços vazios no lodo flotado.

Apesar de A/S aparentar não ter afetado a concentração de sólidos do lodo flotado, este parâmetro tem efeito na densidade global da massa flotada, através da troca de parcela da água intersticial por ar.

Uma vantagem da aplicação da flotação no espessamento dos sólidos descartados do sistema de lodo ativado, com o objetivo de manter a idade do lodo desejada no tanque de aeração é que, aumentando a concentração de sólidos do lodo de descarte, a dimensão (e conseqüentemente o custo) dos processos subsequentes de tratamento (tais como digestão anaeróbia ou aeróbia, leitos de secagem, etc.) pode ser minimizada.

### **3.7 Remoção de nutrientes por flotação**

A necessidade ou desejo de se efetuar a remoção de nitrogênio e fósforo depende dos objetivos mais amplos do tratamento e da qualidade do efluente final e do corpo receptor. Em corpos d'água sujeitos a problemas de poluição (como a eutrofização), tais como lagos, represas e estuários, a remoção de nutrientes assume grande importância.

Os padrões de lançamento e dos corpos d'água podem direcionar a decisão sobre a necessidade e o nível em que deve ser praticada a remoção de nutrientes. No Brasil, a Resolução CONAMA 357, de 2005, estabelece os limites mostrados na TABELA 3.1.

**TABELA 3.1 - Padrões de qualidade das águas segundo a Resolução CONAMA 357, 2005.**



Parâmetro	Padrão para corpo receptor				Padrão de lançamento
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	
Nitrogênio amoniacal total (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	3,7 (pH ≤ 7,5) 2,0 (7,5 < pH ≤ 8) 1,0 (8 < pH ≤ 8,5) 0,5 (pH > 8,5)	3,7 (pH ≤ 7,5) 2,0 (7,5 < pH ≤ 8) 1,0 (8 < pH ≤ 8,5) 3,7 (pH > 8,5)	13,3 (pH ≤ 7,5) 5,6 (7,5 < pH ≤ 8) 2,2 (8 < pH ≤ 8,5) 1,0 (pH > 8,5)	-	20,0
Fosfato total (mg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	0,020	0,030	0,050	-	-

Segundo VON SPERLING (1997), tais padrões são genéricos, e estudos específicos de cada corpo d'água devem conduzir aos valores mais apropriados em cada situação. Esta consideração se aplica principalmente ao caso do fósforo, em que certos cursos d'água podem exibir, mesmo sem lançamentos de despejos, concentrações de background superiores ao padrão. Em várias situações não há necessidade de valores tão baixos de fósforo, ao passo que em outros locais, pode haver a necessidade de valores ainda mais restritivos. Em termos do padrão de amônia, para o seu devido atendimento, sem dúvida há a necessidade de se efetuar, de forma eficiente, não necessariamente uma remoção completa de nutrientes, mas apenas a nitrificação. É provável que dentro de alguns anos a legislação brasileira incorpore também padrões para nitrogênio total, e não apenas amônia.

Também de acordo com o autor, a título de comparação, as diretrizes da Comunidade Européia (CEC, 1991) para descargas em corpos d'água sensíveis, isto é, sujeitos a eutrofização, estabelecem os seguintes limites:

Fósforo total:

- populações entre 10.000 e 100.000 hab.: concentração inferior a 2 mg/L ou remoção mínima de 80%.
- populações acima de 100.000 hab.: concentração inferior a 1 mg/L ou remoção mínima de 80%.

Nitrogênio total:

- populações entre 10.000 e 100.000 hab.: concentração inferior a 15 mg/L ou remoção mínima de 70 - 80%.
- populações acima de 100.000 hab.: concentração inferior a 10 mg/L ou remoção mínima de 70 - 80%.

O autor afirma que, ao se analisar o desejo de se implantar a remoção biológica de nutrientes (RBN), em função de uma tendência emanada dos países mais desenvolvidos, deve-se ter sempre em conta uma escala de prioridades. Os países mais avançados já resolveram, em sua maioria, os seus problemas de matéria carbonácea (DBO e DQO) nos seus efluentes, havendo a necessidade agora de se passar para um segundo estágio de prioridades, o qual concerne a RBN. No Brasil, ainda devem ser resolvidos os problemas da matéria carbonácea e dos patogênicos, obviamente sem perder a perspectiva da atuação, sempre que necessário, na remoção de nutrientes.

### 3.7.1 Fósforo

O fósforo é um elemento importante, tendo grande contribuição no desenvolvimento da agricultura e da indústria. Entretanto, sua descarga nas águas superficiais, levou à necessidade da elaboração de leis direcionadas à remoção do fósforo das águas residuárias domésticas e industriais (MORSE *et al.*, 1998). Tradicionalmente, a presença de fósforo nas águas de superfície se atribui a duas fontes principais: 1) águas vindo diretamente ou indiretamente de terras cultivadas e adubadas com fertilizantes químicos e 2) descarga de águas residuárias (principalmente esgoto municipal), tratadas ou não (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

De acordo com CLARK *et al.* (1997), apesar do fósforo estar naturalmente presente no ambiente aquático, níveis elevados do elemento estão associados ao fenômeno de eutrofização, resultando na ocorrência indesejável de “*blooms*” de algas. O crescimento excessivo das algas afeta adversamente a qualidade da água, prejudicando os processos de tratamento subsequentes e restringindo as atividades recreacionais. Segundo os autores, os esforços em limitar a descarga de fósforo nos sistemas aquáticos têm se mostrado sem sucesso, devido à grande variedade das fontes de descarga.

Segundo YEOMAN *et al.* (1993), a preocupação com o fósforo e sua importância no fenômeno da eutrofização tem aumentado nos últimos anos. De maneira a minimizar o problema, certas autoridades têm implementado proibições no uso do fósforo em detergentes. Entretanto, o sucesso de tal medida é limitado e o fósforo continua sendo utilizado como um componente principal na fabricação desses produtos.

A concentração de fósforo em uma água residuária varia muito com os hábitos sócio-econômicos da população contribuinte. Até há alguns anos a presença de fosfato se devia principalmente ao uso de sabões na base de polifosfatos, mas estes vêm gradualmente sendo substituídos por outros componentes não eutrofizantes. No Brasil, entre os sabões em pó ainda prevalecem os polifosfatados (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Apesar dos detergentes baseados em fosfatos serem uma fonte puntual significativa nos despejos que atingem os rios e lagos (10% a 25%), há ainda muitas outras fontes não pontuais, que também contribuem para a descarga de fósforo no meio ambiente (CLARK *et al.*, 1997).

De acordo com MORSE *et al.* (1998), a contribuição diária de cada indivíduo na quantidade de fósforo dos esgotos é de mais de 2g. Por sua vez, a liberação desses esgotos nos corpos d'água pode contribuir, como citado anteriormente, para o problema da eutrofização, além da perda do potencial de recuperação do fósforo. Segundo os autores, o fósforo proveniente dos esgotos é um recurso renovável, pronto para a exploração tecnológica. A parcela de fósforo proveniente dos esgotos somada à parcela relativa aos resíduos da agricultura poderiam consideravelmente reduzir a dependência de recursos não renováveis, como as rochas fosfáticas, conduzindo o processo de obtenção de fósforo de encontro à sustentabilidade.

Atualmente, a produção de fósforo comercial é baseada quase exclusivamente nas rochas fosfáticas – basicamente várias formas de fosfato de cálcio, combinados a uma grande quantidade de impurezas. O uso de recursos renováveis oferece a vantagem imediata de minimizar os

impactos ambientais associados à produção primária, a partir da rocha fosfática. Além disso, muitos lodos apresentam grau de impureza consideravelmente menor que o da rocha fosfática, oferecendo a possibilidade de um material bruto mais limpo e renovável.

Os autores registraram que o desenvolvimento de tecnologias para a remoção de fósforo se iniciou nos anos 50, em resposta à questão da eutrofização e da necessidade de redução dos níveis desse elemento que atingiam as águas de superfície. Segundo YEOMAN *et al.* (1993), a solução para essa questão é o tratamento químico empregado especificamente para remoção de fósforo de fontes pontuais, como esgotos domésticos, de modo que sejam atingidos os padrões de lançamento e reduzida a descarga de fósforo nos corpos d'água. Excelentes resultados de remoção de fósforo podem ser atingidos utilizando precipitantes comuns, como sulfato de alumínio e cloreto férrico, apesar do uso desses produtos introduzir mudanças, tanto na qualidade quanto na quantidade do lodo produzido.

De acordo com CLARK *et al.* (1997), o fósforo pode ser removido dos esgotos através de métodos físicos, químicos ou biológicos. Dentre esses, os métodos físicos, além de onerosos, como no caso da eletrodialise e da osmose reversa, são também ineficientes, removendo apenas 10% do fósforo total.

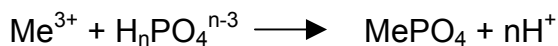
Diferentemente dos processos físicos, as técnicas de remoção química, empregando sais metálicos, são processos confiáveis e já bem estabelecidos e que, segundo MAURER & BOLLER (1999), pertencem ao estado da arte do tratamento de esgotos há muitos anos. A simplicidade da sua aplicação e a possibilidade de atingir concentração muito baixa de fósforo no efluente faz essa tecnologia largamente utilizada, atendendo aos requerimentos legais restritivos no que concerne às concentrações efluentes de fósforo.

O princípio da remoção química de fósforo contido nos esgotos é a transferência de ortofosfatos da forma dissolvida para a forma particulada, através da produção de precipitados químicos de baixa solubilidade, por

meio da adição de sais de ferro, alumínio ou cálcio. Os precipitados recém formados são comumente removidos através de processos de separação de sólidos tais como sedimentação, flotação ou filtração, usualmente empregados no tratamento de esgotos.

De acordo com CLARK *et al.* (1997), dos três principais sais utilizados para a remoção de fósforo, o cálcio, empregado na forma de cal, é o menos utilizado devido às dificuldades de manuseio e alta produção de lodo. Além disso, devido à sua faixa ótima de pH estar em torno de 11, torna-se inadequado para o emprego antes ou durante o tratamento biológico. O alumínio é um agente precipitador muito eficiente; entretanto sua utilização tem recebido atenção desfavorável devido às suas possíveis ligações, ainda não comprovadas, ao mal de Alzheimer.

Os sais de ferro podem ocorrer em duas formas, Fe (II) e Fe (III). O Fe (III) forma fortes complexos com os fosfatos, particularmente os condensados, indicativos de efluentes industriais. A reação básica que ocorre no processo de precipitação do fósforo é a seguinte:



Segundo AGUILAR *et al.* (2001), no processo de coagulação/floculação dos esgotos, a remoção de fósforo pode ocorrer devido às seguintes razões:

- Os fosfatos são incorporados aos sólidos em suspensão e a remoção destes sólidos durante o processo inclui, conseqüentemente, a remoção do fósforo;
- Ocorre a adsorção direta dos íons fosfato nos produtos da hidrólise formados pelo íon metálico utilizado como coagulante;
- Ocorre remoção através da formação de precipitados de fosfato com os sais metálicos utilizados como coagulantes.

MAURER & BOLLER (1999) afirmaram que apenas uma fração do fósforo total está realmente envolvida nos processos de precipitação e adsorção, estando, além disso, sujeita a mudanças no decurso do

tratamento da água residuária. A distinção pode ser feita através da definição das diferentes espécies de fósforo a seguir:

- ✓ Fósforo particulado: geralmente utiliza-se a filtração através de membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  como ferramenta analítica na distinção entre fósforo dissolvido e particulado. O fósforo particulado corresponde à parte sólida ou adsorvida à superfície das partículas do esgoto;
- ✓ Ortofosfato ( $\text{o-PO}_4^{3-}$ ): os ortofosfatos podem estar presentes como  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , dependendo do pH.  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$  são as espécies que prevalecem no esgoto, em condições de pH neutro;
- ✓ Polifosfatos: são componentes importantes dos sabões utilizados na indústria têxtil e de outros detergentes. Dependendo do produto, pode haver de 2 a 7 átomos de P, como, por exemplo, o tri-polifosfato ( $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ );
- ✓ Fósforo orgânico: o fósforo é um elemento essencial para os organismos vivos e está, conseqüentemente, contido em muitas substâncias orgânicas como carboidrato-fosfato, ácido nucléico, lipídios fosfóricos, etc.

Nas ETEs que utilizam a precipitação química para remoção de fósforo, os ortofosfatos e o fósforo particulado são as frações que podem ser quantitativamente removidas por precipitação e floculação, enquanto os polifosfatos e o fósforo orgânico tomam parte apenas nas reações de adsorção, mas em pequena extensão. Segundo os autores, alguns trabalhos demonstram que os polifosfatos podem adsorver ou precipitar satisfatoriamente em combinação aos sais de Al ou Fe; porém isso ocorre para valores de pH de 4 e 5,5 para Fe(III) e Al(III), respectivamente, o que corresponde a uma faixa de pH muito pequena e muito abaixo do pH do esgoto doméstico.

As contribuições de fósforo provenientes das fezes e resíduos de cozinha se encontram principalmente na forma particulada, a da urina na forma de ortofosfatos e a fração proveniente dos detergentes aparece na forma de polifosfatos, parcialmente hidrolisados a  $\text{PO}_3^-$ .

De acordo com os autores, na Suíça, após o ano de 1986, foi proibido o uso de polifosfatos na fabricação de sabões, pelo fato destes

corresponderem a uma parte substancial do fósforo contido nos esgotos. Essa medida proporcionou redução de cerca de 50% na concentração de fósforo, além de acarretar grande alteração na composição deste elemento, pois a considerável redução dos polifosfatos acarretou o aumento relativo da fração particulada. Os componentes dissolvidos remanescentes consistiam principalmente de ortofosfatos e apenas uma fração de 2% de fosfatos biodegradáveis, provenientes dos detergentes.

Assim como AGUILAR *et al.* (2001), MAURER & BOLLER (1999) também afirmaram que a transferência das espécies dissolvidas de fósforo para a forma particulada inclui três mecanismos distintos: 1) precipitação química dos complexos hidroximetálicos de baixa solubilidade; 2) adsorção seletiva das espécies dissolvidas de fósforo nas superfícies de complexos hidroximetálicos recentemente precipitados e 3) floculação e co-precipitação da matéria coloidal finamente dispersa. O último mecanismo é independente do tipo de fósforo presente na água, mas depende principalmente do tamanho e das propriedades químicas da superfície dos colóides que contêm esse elemento. Esses mecanismos envolvidos na remoção do fósforo não são independentes entre si, podendo ocorrer simultaneamente quando precipitantes químicos, tais como o Fe(III) e o Al(III), são adicionados ao esgoto. Em uma ação combinada, estes mecanismos são responsáveis pela alta remoção de fósforo usualmente alcançada nas estações de tratamento de esgoto que empregam o processo químico.

No método físico-químico por coagulação-floculação dos esgotos, uma grande quantidade de lodo é gerada e é de grande importância que seja considerado seu tratamento subsequente. Portanto, um aspecto importante na escolha do coagulante a ser utilizado é a quantidade de lodo que este irá produzir.

Segundo FYTIANOS *et al.* (1998), sistemas de tratamento que empregam sais metálicos (Al (III) e Fe (III)) podem atingir remoção de fósforo total de 80% a 95%. A concentração limite de 1 mg/L de fósforo total no efluente pode ser atingida com a adição de sal metálico, além de

proporcionar efluente bastante clarificado (SST efluente menor que 15 mg/L). Porém, para obter residual de 0,5 mg/L de fósforo total, pode ser necessária a filtração do efluente secundário. Mesmo em sistemas que empregam remoção biológica de fósforo, a adição de sal metálico pode ser necessária para que sejam atingidos os limites de descarga.

Em experimentos em escala de laboratório, em regime de batelada e empregando o cloreto férrico como coagulante, os autores investigaram a remoção de fósforo a partir de amostras de água e de esgoto sanitário. As frações molares Fe:P utilizadas foram 1,0 e 2,52 e as respectivas porcentagens de remoção de fósforo alcançadas foram de 60,7% e 93,6% para o efluente secundário (concentração inicial de fósforo igual a 10,5 mg/L).

AGUILAR *et al.* (2001), estudando a remoção de nutrientes e a produção de lodo no processo de coagulação-floculação-sedimentação aplicado a efluente de matadouro, obtiveram os seguintes resultados: empregando  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ , isoladamente (em dosagem de 500 mg  $\text{Fe}^{3+}$ /L) ou associado a uma poliacrilamida sintética (50 mg/L), foi obtida remoção de fosfato total de aproximadamente 99%, com residual em torno de 0,2 mg P/L.

No tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios, em experimentos em escala de laboratório com equipamento Flotateste, CAMPOS *et al.*, (1996) obtiveram remoção de fosfato total ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) de 84% aplicando 50 mg/L de cal hidratada associada a 100 mg/L de cloreto férrico; REALI *et al.*, (1998) constataram que, aplicando DCF de 65 mg/L, Gf de  $80 \text{ s}^{-1}$  e Tf entre 15 e 25 min, foi possível obter remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de 96%; PENETRA *et al.* (1999)b, com aplicação de DCF igual a 65 mg/L e quantidade de ar fornecida à flotação ( $D_{\text{ar}}$ ) de  $19 \text{ g ar/m}^3$  de afluente (recirculação de 20%, em volume), obtiveram remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de 95,4%; REALI *et al.* (2001)a, empregando DCF igual a 65 mg/L, Gf de  $80 \text{ s}^{-1}$ , Tf de 15 min e  $D_{\text{ar}}$  entre 9,5 e  $19 \text{ g ar/m}^3$  de afluente, obtiveram remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de 95% (residual de 0,6 mg/L). Em experimentos com FAD em escala



piloto, também tratando o efluente de reator anaeróbio, PENETRA *et al.* (2003)b, empregando DCF de 50 mg/L e  $D_{ar}$  de 17 g ar/m<sup>3</sup> de afluente, obtiveram remoção média de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 90,1%, com residual na faixa de 0,1 a 0,8 mg/L.

A remoção de fósforo através de tratamento biológico, apesar de ser altamente variável devido às dificuldades operacionais, pode atingir eficiência de remoção de fósforo total superior a 97% (CLARK *et al.*, 1997).

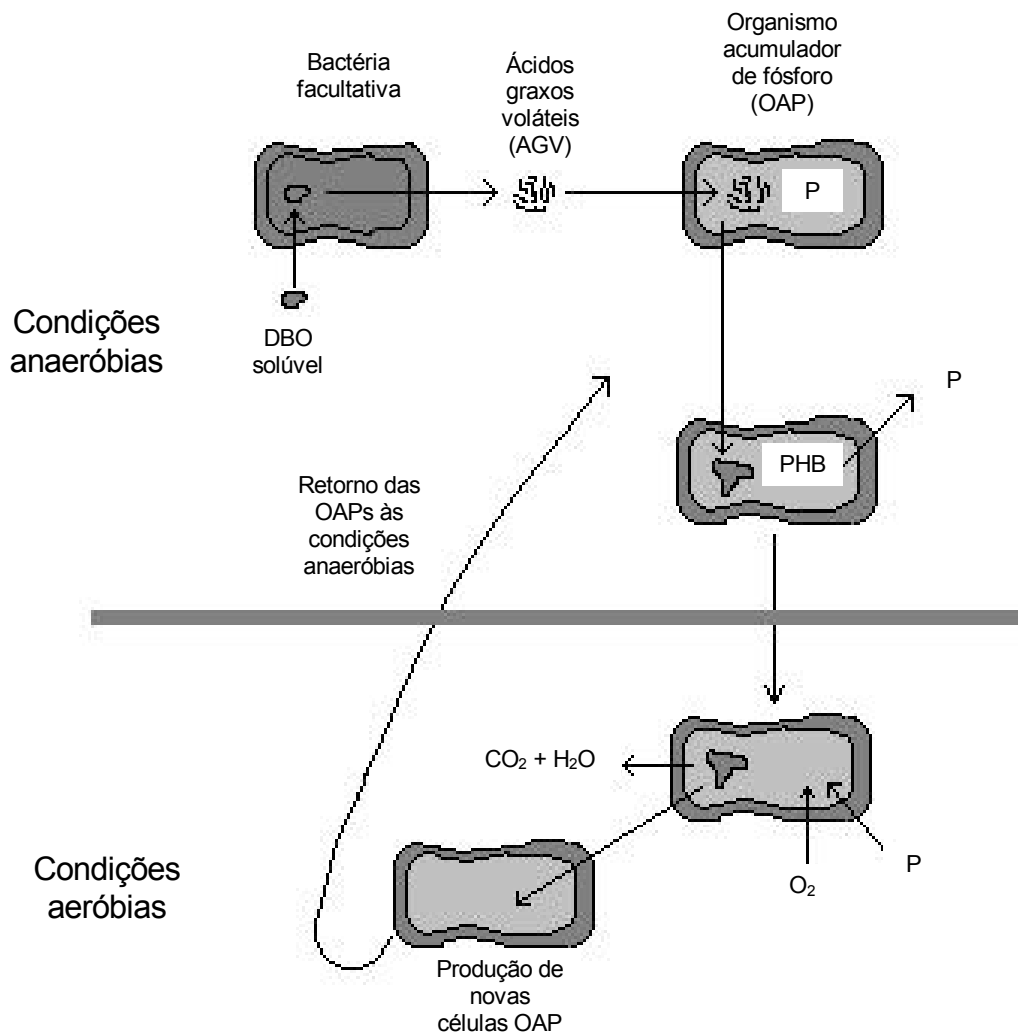
Para a remoção biológica de fósforo, é essencial a existência de zonas anaeróbias e zonas aeróbias na linha de tratamento, sendo que o papel da zona anaeróbia é ocasionar uma condição de estresse nos microrganismos, resultando na liberação de fósforo nesta zona. Na zona aeróbia subsequente, ocorre uma elevada assimilação do fósforo disponível no meio líquido, superior à dos requisitos metabólicos normais das bactérias. Ao se remover o lodo biológico excedente, são removidas bactérias com elevados teores de fósforo (VON SPERLING, 1997).

De acordo com VAN HAANDEL & MARAIS (1999), em um ambiente anaeróbio (livre de oxigênio e nitrato), os organismos aeróbios não são capazes de utilizar o material orgânico; já os organismos Poli-P (ou organismos acumuladores de fósforo – OAF) têm a alternativa de armazenar nas suas células os ácidos graxos voláteis (acetato) do material orgânico contido no afluente na forma de polihidroxibutirato (PHB). Para efetuar este processo, os organismos usam energia do polifosfato armazenado anteriormente. O polifosfato (que estava armazenado na célula) então se transforma em fosfato e passa para a fase líquida. Nas condições anóxicas e aeróbias que o lodo encontra nos reatores subsequentes, o PHB é metabolizado pelos organismos poli-P para finalidades catabólicas e anabólicas, utilizando nitrato ou oxigênio como oxidantes. Parte da energia obtida no catabolismo é utilizada para a regeneração do polifosfato perdido no reator anaeróbio. Neste processo é que se observa a absorção de fosfato da fase líquida para dentro dos organismos. Outra parte da energia é utilizada para o crescimento dos organismos Poli-P.

Segundo o autor, devido à possibilidade de “sequestrar” material orgânico em um ambiente anaeróbio e retê-lo dentro da célula, os organismos poli-P apresentam uma vantagem em comparação com as bactérias “normais” de lodo ativado, que não têm atividade metabólica em ambiente anaeróbio. Desse modo, tende-se a estabelecer um lodo rico em organismos Poli-P e com fração de massa de fósforo muito maior que os 0,025 mgP/mgSSV típicos para lodo ativado sem zona anaeróbia. Utilizando-se substrato artificial (acetato), conseguiu-se desenvolver e manter lodos com um teor de até 38% de P. Em sistemas com remoção biológica de fósforo, forma-se uma população mista entre o lodo “normal”, com teor de P de 2,5%, e o lodo enriquecido, com P de 38%, podendo-se esperar uma fração de massa de P de 8 a 10 mgP/mgSSV, dependendo da concentração e composição do material orgânico no afluente, das condições operacionais e da configuração do sistema de tratamento.

A FIGURA 3.7 exemplifica a explicação anterior, ou seja, sob condições anaeróbias, as bactérias (que acumulam fósforo em excesso) usam a energia derivada da hidrólise de polifosfatos para apreender substratos orgânicos, que são armazenados na forma de poli- $\beta$ -hidroxibutirato (PHB). Em condições aeróbias, a energia derivada do metabolismo do PHB é usada para a acumulação de polifosfato no interior da célula (KERRN-JESPERSEN *et al.*, 1994).

MARCHETTO (2001) investigou a remoção de nutrientes utilizando dois reatores em escala piloto, com capacidade de 100 L, sendo um deles operado com concentrações de O.D. controladas entre 0,2 e 0,9 mg/L e o outro com aeração intermitente, ambos contendo pós-tratamento por flotação e alimentados com efluente de reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado.



**FIGURA 3.7 - Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo.**

Fonte: VON SPERLING (1997)

Segundo os resultados da autora, na fase aeróbia os microrganismos tendem a acumular fosfato. No reator com aeração intermitente, no período aerado, a eficiência média de remoção de  $P\text{-PO}_4^{3-}$  das amostras não filtradas foi de 72%, enquanto na fase anaeróbia (em que os organismos acumuladores de fosfato tendem a liberá-lo) a eficiência média de remoção foi de 49%.

Em monitoramento de 8 horas no reator intermitente, para 2 horas, com aeração e 4 horas, sem aeração, ao final de 120 min de aeração (O.D. de 2 mg/L) a concentração de  $P\text{-PO}_4^{3-}$  era de 0,5 mg/L. Entre 120 e 360 min,

período sem aeração,  $P-PO_4^{3-}$  voltou a aumentar para valores semelhantes aos do início do monitoramento (aproximadamente 12 mg/L). Após uma hora do início do período com aeração, O.D. atingiu 2,5 mg/L e  $P-PO_4^{3-}$  diminuiu para valores inferiores a 1 mg/L.

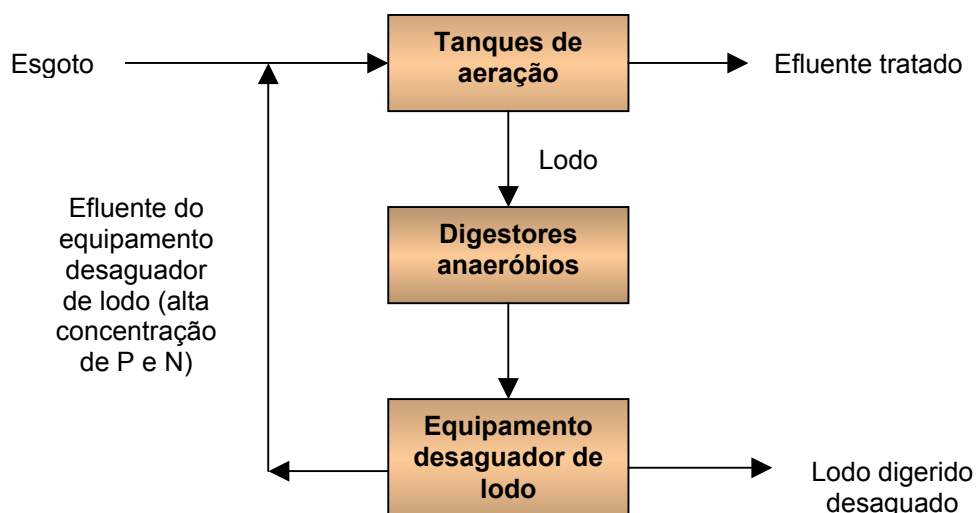
No 116º dia de operação, a autora realizou monitoramento durante 8 horas em escala “batch”. No reator com aeração intermitente (2 horas, com aeração e 4 horas, sem aeração), no instante  $t$  igual a 0 min, a concentração de  $P-PO_4^{3-}$  na amostra filtrada era de 5,5 mg/L; após 2 h com aeração, no instante  $t$  igual a 120 min,  $P-PO_4^{3-}$  era de 1,7 mg/L. Após 2 h sem aeração, no instante  $t$  igual a 240 min,  $P-PO_4^{3-}$  ainda se mantinha em 1,5 mg/L. Após 4 h sem aeração, no instante  $t$  igual a 360 min, foi obtida concentração de  $P-PO_4^{3-}$  igual à inicial, 5 mg/L. Com  $\theta_n$  de 8 horas, ao final do período com aeração, no instante  $t$  igual a 480 min, o efluente apresentou residual de  $P-PO_4^{3-}$  de 0,3 mg/L, representando remoção de 95%. No reator microaerado, após 8 horas de operação, o residual efluente de  $P-PO_4^{3-}$  era de 11,2 mg/L, representando remoção de 4,6%.

De acordo com a autora, à medida que a concentração de O.D. aumentava, os residuais de  $P-PO_4^{3-}$  diminuía. Com apenas 30 min de aeração (O.D. de 2,2 mg/L), as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  das amostras sem filtrar e filtrada já eram de 1,37 mg/L e 0,45 mg/L, respectivamente. Após 75 min de aeração (O.D. de 6,85 mg/L), as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  eram de 0,48 mg/L e 0,16 mg/L, representando remoção de 95% para as amostras sem filtrar e filtrada.

No período sem aeração, verificou-se que depois de 2 horas era iniciada a liberação de fosfato para o meio líquido. Enquanto no início do período anaeróbio (O.D. de 0,08 mg/L após 14 min), as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$ , das amostras sem filtrar e filtrada, eram de 2,16 mg/L e 0,71 mg/L, no final do período, foram obtidas concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  de 14,3 mg/L. De acordo com a autora, pode-se inferir que apenas quando o interior do floco torna-se anaeróbio, ocorre a liberação de fosfato para o meio líquido.

De acordo com os resultados da autora, tanto em escala de bancada quanto piloto, provavelmente, além das condições alternadas de anaerobiose e aerobiose, a remoção de fosfato está diretamente relacionada com a recirculação de lodo. Nos ensaios de bancada, onde a recirculação de lodo não foi tão intensa quanto a dos ensaios em escala piloto, os reatores com aeração intermitente apresentaram menor eficiência média de remoção de fosfato.

De acordo com MÜNCH & BARR (2001), o processo biológico de remoção intensificada de fósforo (*Enhanced Biological Phosphorus Removal* - EBPR) é, em muitos casos, a tecnologia preferencial para remover o fósforo contido nas águas residuárias. A FIGURA 3.8 mostra um esquema de estação de tratamento de esgoto por processo EBPR.



**FIGURA 3.8 - Esquema de estação de tratamento de esgoto por processo biológico de remoção intensificada de fósforo (EBPR).**

Fonte: MÜNCH & BARR (2001)

Segundo os autores, em estações com EBPR, a dificuldade encontrada é como lidar com os “*sidestreams*”, ou seja, os efluentes originados dos equipamentos desaguadores de lodo digerido, tais como centrífugas ou filtros-prensa. O líquido filtrado proveniente desses equipamentos possui, geralmente, concentrações muito elevadas de nitrogênio amoniacal e fósforo, compostos liberados nos processos de digestão anaeróbia. A amônia é originada da quebra de proteínas e

bactérias. O fósforo, que é incorporado à biomassa bacteriana nos processos EBPR, é re-solubilizado sob as condições da digestão anaeróbia. Se porventura o líquido proveniente da digestão anaeróbia for retornado ao início da estação (como se vê na FIGURA 3.8), a maior parte do fósforo será apenas recirculada e não removida.

Em seus experimentos, MÜNCH & BARR (2001) utilizaram uma instalação piloto para remoção de fósforo através da cristalização da estruvita, com base em um processo japonês. O afluente ao processo consistia do efluente de uma centrífuga, que por sua vez desaguava o lodo proveniente de digestor anaeróbio. O processo de cristalização da estruvita remove o fosfato e a amônia (em menor quantidade) existentes na água residuária e, juntamente com magnésio, agrega-os em uma forma sólida, que são os cristais de estruvita. O processo de cristalização da estruvita, em escala piloto, foi capaz de remover 94% do ortofosfato a partir de uma concentração média afluente de 61 mg/L (concentração residual efluente de 4 mg/L). Segundo os autores, esse processo, além de proporcionar efluente com concentração muito baixa de ortofosfatos, em estações com remoção biológica intensificada de fósforo que utilizam digestores anaeróbios, permite também a recuperação do fósforo, poupando os recursos limitados desse elemento.

### 3.7.2 Nitrogênio

Existem muitas alternativas tecnicamente viáveis para o tratamento de águas residuárias visando a remoção de nitrogênio. Segundo METCALF & EDDY (1991), entre os processos e operações existentes, os mais usuais são: nitrificação e desnitrificação biológicas, cloração ao “*break-point*”, troca iônica seletiva de amônia e amônia “*stripping*”. Dentre esses, há ainda uma grande tendência para se usar processos biológicos para a remoção de nitrogênio, ou seja, a escolha dos processos de nitrificação e desnitrificação.

De acordo com os dados encontrados na literatura sobre a remoção de nitrogênio através de métodos físico-químicos, pode-se observar que os resultados não são muito expressivos.

MENNEL *et al.* (1974) promoveram a remoção do nitrogênio contido no efluente através do “*stripping*” da amônia por flotação. A água residuária primária foi dosada com 800 mg/L de cal até pH de 11,5, pois, de acordo com a teoria, a um pH acima de 9,5 a maior parte da amônia presente está na forma de gás  $\text{NH}_3$  e pode ser eliminada (“*stripped*”) do despejo. O tratamento resultou em reduções na DQO de 45% a 70%, reduções na DBO de aproximadamente 80% e reduções no NTK variando de 30% a 54%. Os autores afirmam que, quando esse “*stripping*” não ocorre com o auxílio da flotação, a razão entre o volume de ar/água está muito baixa ou o contato não é suficientemente vigoroso para permitir uma remoção significativa de amônia.

KROFTA *et al.* (1995) utilizaram, para o tratamento avançado de águas residuárias municipais, sistema piloto possuindo uma configuração particularmente projetada, que consistia de uma unidade primária de flotação e um clarificador com flotação/filtração combinadas. Esse sistema proporcionou elevada eficiência de remoção de SST (99%), a eliminação de 75% a 88% da carga orgânica, 82% a 96% de remoção de fósforo e apenas 30% a 55% de remoção de nitrogênio.

CAMPOS *et al.* (1996) obtiveram, utilizando a flotação para o tratamento de efluente de reator anaeróbio, com o emprego de 50 mg/L de cal hidratada combinada a 100 mg/L de cloreto férrico, 49% de remoção de NTK.

REALI *et al.* (1998), utilizando a FAD também para o tratamento de efluente de reator anaeróbio, nas condições que forneceram os melhores resultados, ou seja, empregando  $T_f$  de 15 minutos associado a  $G_f$  de  $80 \text{ s}^{-1}$  e  $T_f$  de 25 minutos associado a  $G_f$  de  $50 \text{ s}^{-1}$ , obtiveram remoção de NTK de apenas 31%.

PENETRA *et al.* (1999)b obtiveram 24,3% de remoção de NTK no ensaio de flotação que havia proporcionado a maior porcentagem de remoção de DQO, no qual foi empregada recirculação pressurizada de 20%.

Na pesquisa de AGUILAR *et al.* (2001), o processo de coagulação-floculação-sedimentação aplicado ao tratamento de efluente de matadouro promoveu remoção de NTK de 50% a 57%, para todos os coagulantes utilizados, ou seja, para  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ , cloreto de polialumínio – PAX-18, utilizados isoladamente ou em associação a sílica ativada, carvão ativado em pó, carbonato de cálcio precipitado e polieletrólitos sintéticos catiônicos, aniônicos e não-iônicos.

Em MORETTI (2000), onde foi utilizado equipamento de FAD em escala de laboratório para o pós-tratamento de esgoto sanitário, proveniente de sistema sequencial (reator anaeróbio seguido de aeróbio), foram obtidos também resultados marginais de remoção de NTK: 43,5% no ensaio onde foram empregados 0,96 mg/L de polímero catiônico e 9 g ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente; 42,6% para 40 mg/L de cloreto férrico e 11 g ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente e 44,9% para 30 mg/L de cloreto férrico associado a 0,21 mg/L de polímero sintético, com 7 g ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente.



## 4 Material e métodos

### 4.1 Considerações iniciais

A principal proposta deste trabalho consistiu na avaliação do desempenho de unidade de flotação operando na forma convencional e de alta taxa (FADAT), aplicada para a clarificação de efluente gerado em sistema sequencial de tratamento biológico de esgoto sanitário, constituído de reatores anaeróbios do tipo UASB seguidos de tanque de aeração.

O trabalho foi dividido em três etapas, sendo a primeira realizada em unidade de flotação por ar dissolvido, em escala de laboratório (Flotateste), para gerar parâmetros a serem empregados nas etapas posteriores, em escala piloto.

Nas segunda e terceira etapas foram avaliados os desempenhos de unidade de flotação operando tanto em modo convencional quanto de alta taxa (FADAT), com escoamento vertical.

Nos ensaios de flotação com o equipamento Flotateste foram utilizados polímero sintético catiônico, amido de araruta e cloreto férrico, isoladamente, ou em associações entre o sal, como coagulante primário, e o polímero sintético ou o amido de araruta, como auxiliares de floculação/flotação. Os parâmetros testados foram dosagens das substâncias, condições de coagulação e de floculação (tempo e gradiente médio de velocidade de mistura rápida –  $T_{mr}$  e  $G_{mr}$ , tempo e gradiente médio de velocidade de floculação -  $T_f$  e  $G_f$ ) e razão ar/sólidos (A/S). O efluente utilizado na etapa preliminar de ensaios foi o liquor misto do tanque de aeração da ETE - Jardim das Flores, da cidade de Rio Claro.

Os ensaios das segunda e terceira etapas do trabalho foram realizados na ETE – Jardim das Flores. Devido à necessidade da realização de viagens à cidade de Rio Claro, a grade de ensaios em escala piloto foi reduzida, utilizando-se apenas o polímero sintético catiônico como auxiliar de floculação/flotação. A opção pela utilização do polímero deveu-se ao seu excelente desempenho nos ensaios da etapa preliminar, em escala de

laboratório.

Os ensaios de flotação da etapa preliminar e as leituras e determinações dos parâmetros investigados neste trabalho foram realizados no Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas (LATAR) do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, de acordo com as metodologias descritas na 20ª edição do STANDARD METHODS OF EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1998).

#### **4.2 Descrição da Estação de Tratamento de Esgotos Jardim das Flores**

A ETE - Jardim das Flores (ver FIGURA 4.1), local escolhido para a implantação do sistema piloto de flotação por ar dissolvido, foi construída para atender a uma população de 36.000 habitantes, em fase inicial, com vazão média anual de projeto de 67,1 L/s (241,6 m<sup>3</sup>/h).

Como pode ser observado na FIGURA 4.2, essa ETE possui tratamento preliminar constituído de grades primária e secundária, peneira e caixa de areia. Atualmente, duas caixas de areia estão em funcionamento: uma delas localizada na estação elevatória e a outra, contendo soprador de ar, após a peneira, próximo à entrada dos reatores anaeróbios.

Após o tratamento preliminar, a água residuária recebe tratamento biológico, cuja primeira etapa é constituída por quatro módulos de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB). Cada módulo do sistema UASB possui 14 m de comprimento, 9 m de largura e 4,9 m de altura útil, correspondendo a um volume de 617,4 m<sup>3</sup>, o que resulta em volume total de 2479 m<sup>3</sup>. De acordo com o projeto, o tempo de detenção hidráulica ( $\theta_h$ ) nos reatores UASB é de 7,5 horas, a velocidade ascensional máxima ( $V_{a_{max}}$ ), de 1,2 m/h e a taxa de carregamento orgânico, de 0,89 kg DBO/m<sup>3</sup>.dia. A eficiência de remoção de DBO prevista em projeto para os reatores UASB é de 70% e as produções de lodo e de gases previstas são de 6,6 m<sup>3</sup>/dia (SST de 40 g/L) e de 250 m<sup>3</sup>/dia, respectivamente.

Após passar pelos reatores UASB, o esgoto é submetido a tratamento complementar aeróbio, em sistema de lodo ativado, constituído de tanque de aeração e dois módulos de decantadores secundários de alta taxa.

O tanque de aeração possui 41 m de comprimento, 17 m de largura e 3,4 m de profundidade, com volume resultante de 2370 m<sup>3</sup> e tempo de detenção hidráulica ( $\theta_h$ ) de 7,2 horas (no dia de maior vazão de esgoto). Três aeradores de superfície com potência de 25 HP cada são usados para garantir a mistura e o fornecimento de oxigênio ao tanque. De acordo com o projeto, as concentrações de SST e SSV previstas para o liquor misto do tanque de aeração são de 1300 mg/L e 900 mg/L, respectivamente, sendo que a produção esperada de lodo é de 214 kg/dia.

De acordo com o projeto, a parcela de lodo proveniente dos decantadores que deve ser recirculada para o tanque de aeração ( $Q_{rec}$ ) é de 2220 m<sup>3</sup>/dia. Por sua vez, a parcela de lodo a ser descartada ( $Q_w$ ), para que seja mantida a idade do lodo no tanque de aeração, é de 52 m<sup>3</sup>/dia. A concentração de SST tanto em  $Q_{rec}$  quanto em  $Q_w$  deve ser de 5900 mg/L. O tempo de retenção celular ( $\theta_c$ ) no tanque de aeração é de 10 dias e a razão alimento/microrganismo (F/M), de 0,3.

Para remoção de sólidos, o sistema de lodo ativado possui dois módulos de decantadores secundários de alta taxa, cada um com 15 m de comprimento, 7,8 m de largura e 4,8 m de altura útil, resultando em áreas de 117,5 m<sup>2</sup> e volumes de 564 m<sup>3</sup>.

Os módulos dos decantadores são divididos em três regiões: a superior é o local de coleta do efluente clarificado; a intermediária, onde se encontram as placas paralelas (espaçadas de 0,30 m), que permitem que os decantadores trabalhem com taxa de aplicação mais elevada (de acordo com o projeto, a taxa de aplicação nos decantadores é de 62,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia) e onde ocorre a sedimentação dos flocos formados no tanque de aeração; na região inferior ocorre o acúmulo do lodo sedimentado e a retirada das parcelas de lodo recirculado e descartado do sistema. A remoção do lodo acumulado é feita hidraulicamente, por sistema manifold, com vazão de

projeto ( $Q_{\text{lodo}}$ ) de 26,3 L/s.

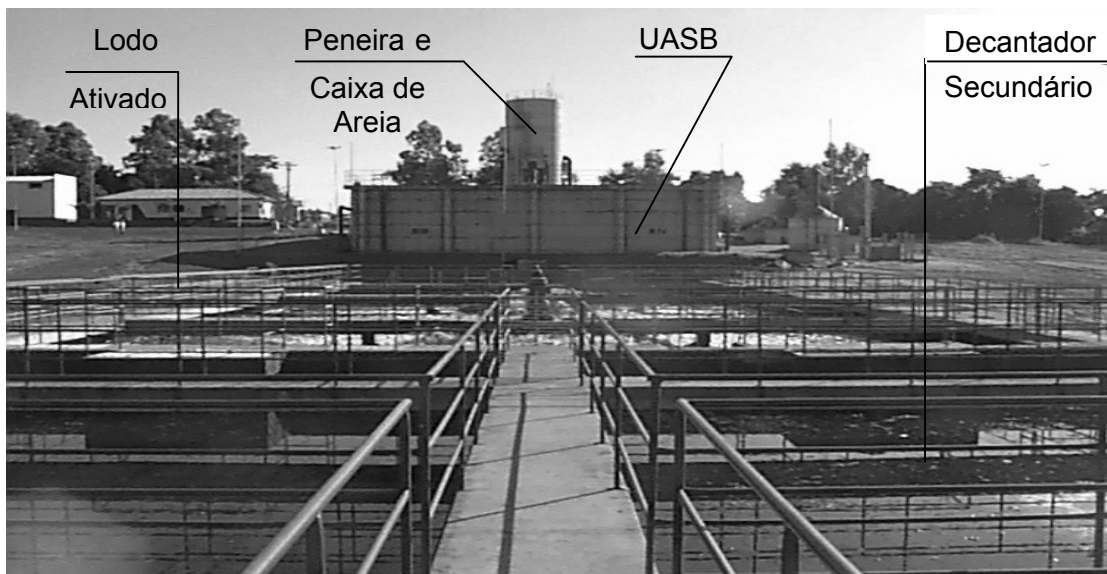


FIGURA 4.1 – Vista da ETE - Jardim das Flores (Rio Claro – SP).

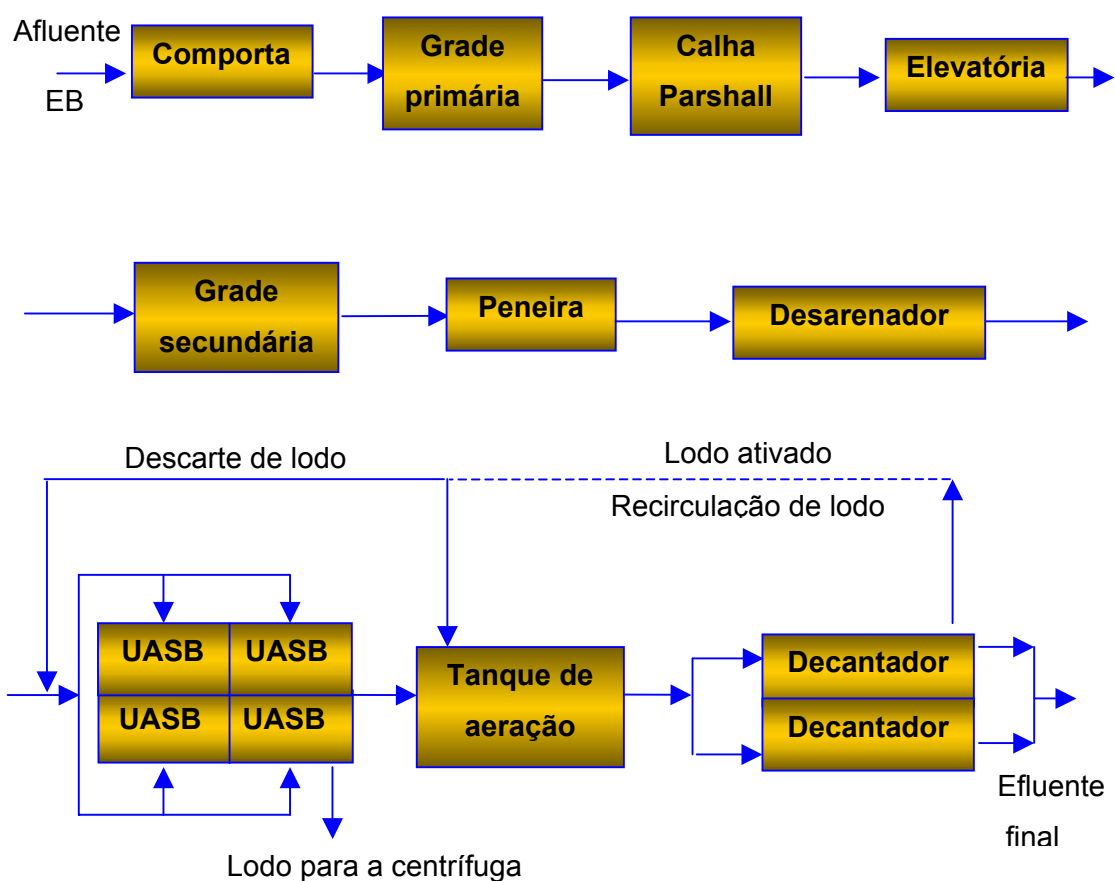


FIGURA 4.2 – Fluxograma do sistema de tratamento da ETE - Jardim das Flores.

O desaguamento do lodo de descarte é feito através de centrífuga, alimentada apenas com lodo anaeróbio, ou seja, o lodo descartado dos decantadores é encaminhado para os reatores UASB, para digestão. Depois de digerido, é encaminhado para a centrífuga, para desaguamento e remoção do sistema. A geração de resíduos sólidos na centrífuga prevista em projeto é de 2,75 m<sup>3</sup>/dia (com uso de álcali e polieletrólitos).

Os dados descritos neste capítulo referem-se às especificações de projeto da ETE. Os valores reais de  $\theta_c$ , SST e SSV no tanque de aeração, valores de  $Q_{rec}$ ,  $Q_{w,,}$ , etc, nas condições operacionais em que a ETE se encontrava durante a realização da pesquisa, serão descritos no item 5.7.

#### **4.3 Descrição do equipamento de floculação/flotação em escala de laboratório (Flotateste)**

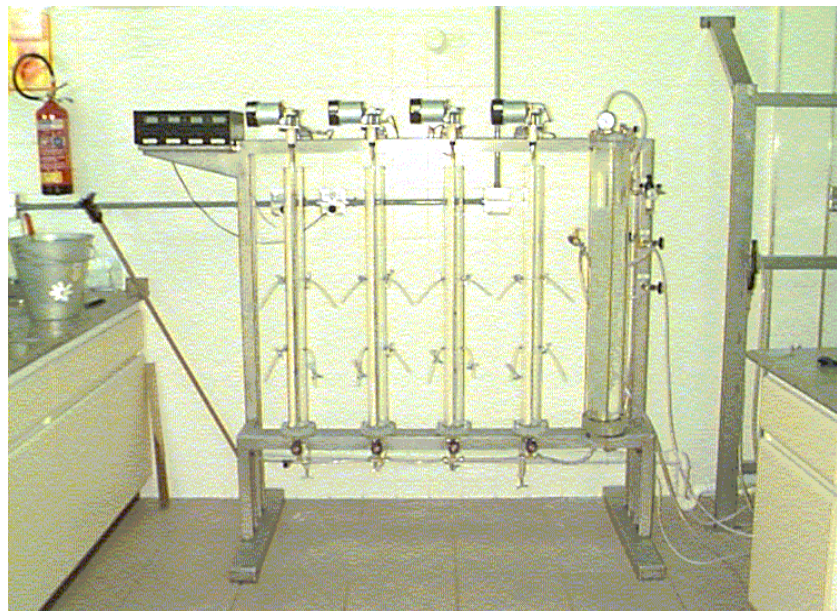
O equipamento para ensaios de flotação em escala de laboratório (Flotateste) foi desenvolvido no Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC – USP e é composto por quatro colunas cilíndricas (colunas de flotação), independentes e ligadas a uma câmara de saturação comum (FIGURAS 4.3 e 4.4).

Cada coluna possui 60 mm de diâmetro interno, 950 mm de altura, parede de acrílico com 5 mm de espessura e capacidade útil para 2,7 litros.

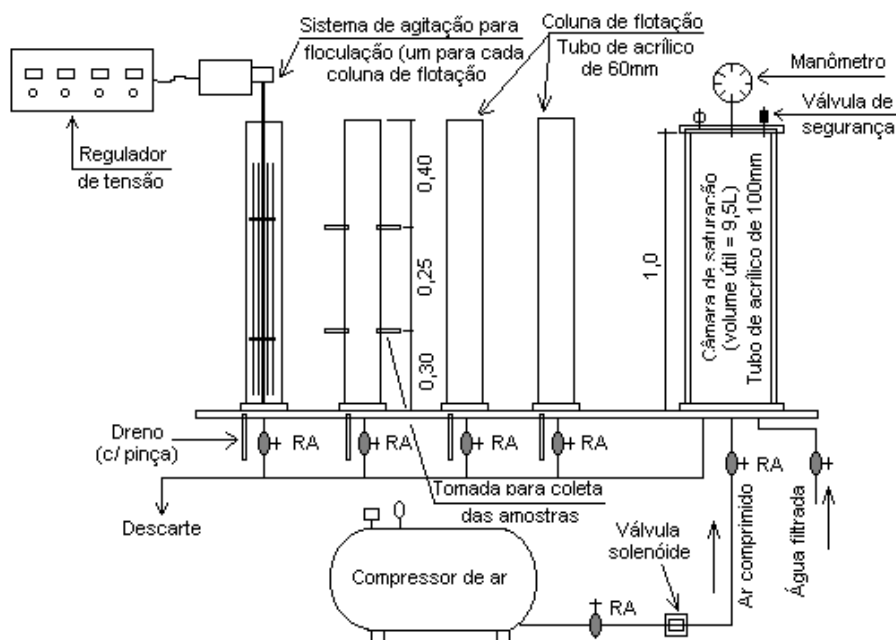
A mistura rápida é feita em equipamento *Jar-test* (FIGURA 4.5), também em escala de laboratório, e a floculação é feita no próprio Flotateste. Para promover a floculação, cada coluna possui agitador próprio (tipo eixo vertical, paletas paralelas ao eixo, dois braços e uma paleta por braço), impulsionado por meio de um conjunto moto-redutor e ligado a um regulador de tensão para controle da energia fornecida para a floculação (rotação do agitador).

A câmara de saturação, constituída de um tubo de acrílico com espessura de parede de 10 mm, 110 mm de diâmetro interno, 1000 mm de altura e volume útil de 9,5 litros, possui manômetro para controle da pressão de saturação, válvula de segurança, entrada de ar comprimido e entrada de

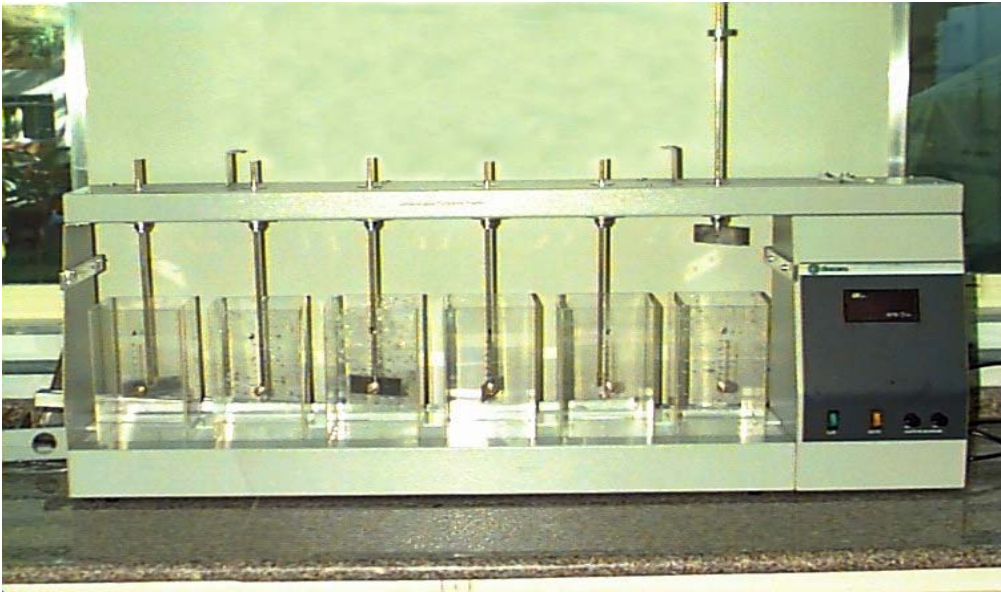
água proveniente da rede de abastecimento público. Um compressor de ar Schulz, modelo MSV 10 VL/200 – 2 HP – 1 estágio, 810 rpm, fornece o ar comprimido. O controle da vazão da água saturada é feito por meio de registros de agulha, localizados na entrada das colunas de flotação.



**FIGURA 4.3 – Equipamento de floculação/flotação em escala de laboratório (Flotateste).**



**FIGURA 4.4 – Esquema geral do Flotateste (floculação e flotação).**  
Fonte: REALI (1991).



**FIGURA 4.5 – Equipamento *Jar-test*, utilizado para a mistura rápida.**

Pontos localizados ao longo da altura das colunas de flotação permitem a coleta das amostras do líquido clarificado.

#### **4.4 Ensaio de clarificação por flotação utilizando o Flotateste**

Soluções das substâncias coagulantes e floculantes (cloreto férrico, polímero e amido) foram adicionados à água residuária no aparelho *Jar-test* para promover a mistura rápida com alíquotas da amostra homogeneizada. Nos ensaios com polímero ou amido, teve-se o cuidado de não adotar valores de Gmr muito altos para não desfazer os flocos formados.

Decorrido o tempo de mistura rápida, transferiu-se imediatamente a amostra para a coluna de flotação e agitou-se durante o tempo previsto para promover a floculação. Então, abriu-se o registro de agulha que controla a entrada da recirculação pressurizada, proveniente da câmara de saturação, promovendo a flotação dos flocos em suspensão presentes na câmara de flotação. Enquanto os aglomerados “flocos-microbolhas de ar” eram submetidos à flotação, coletou-se amostras em intervalos de tempo correspondentes às velocidades de flotação previamente escolhidas. Essas amostras, depois de caracterizadas, puderam ser utilizadas para a elaboração de curvas de flotação. O cálculo das velocidades de flotação,

bem como a elaboração das curvas, foram feitos de acordo com método proposto por REALI (1991).

#### 4.4.1 Cálculo da razão ar/sólidos (A/S)

Quando o processo de flotação por ar dissolvido for executado com a pressurização de apenas uma parcela do efluente recirculada, a razão ar/sólidos deve ser calculada através da fórmula a seguir, extraída de METCALF & EDDY (1991):

$$A/S = K \cdot s_a \cdot (f \cdot P - 1) \cdot R / SST \cdot Q$$

Sendo: A/S = razão ar/sólidos, (massa de ar/ massa de sólidos)

K = massa de 1 mL de ar, (mg)

$s_a$  = solubilidade do ar, (mL/L)

$f$  = fração de ar dissolvido à pressão P

P = pressão, (atm)

$= p + 101,35 / 101,35$

$p$  = pressão padrão, (kPa)

R = vazão de recirculação pressurizada, (m<sup>3</sup>/d), ou volume de água pressurizada proveniente da câmara de saturação, em ensaios tipo batelada (L)

SST = Sólidos suspensos totais no afluente, (mg/L)

Q = vazão afluente, (m<sup>3</sup>/d), ou volume de água bruta em ensaios tipo batelada (L)

**TABELA 4.1 - Variação da solubilidade do ar em função da temperatura.**

Temp. °C	0	10	20	30
$s_a$ , mL/L	29,2	22,8	18,7	15,7

Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

O fator K foi adotado igual a 1,1 no presente trabalho) e o termo (-1), dentro dos parênteses, leva em conta o fato de que o sistema está sendo operado sob condições atmosféricas. No caso desta pesquisa foi adotado um valor de “ $f$ ” igual a 0,8, considerando-se que a câmara de saturação,



operando em sistema contínuo, apresenta uma eficiência de saturação de 80%. A pressão de saturação média utilizada no ensaio foi de 500 kPa e o valor do parâmetro  $s_a$  adotado, igual a 17,2 mL/L, correspondente a 25°C, interpolando os valores de  $s_a$  para 20°C e 30°C, de acordo com a TABELA 4.1 anterior.

#### **4.4.2 Preparo da suspensão e cálculo da dosagem de amido**

O amido utilizado neste estudo foi submetido previamente a um tratamento com hidróxido de sódio para promover sua gelatinização. A metodologia da gelatinização a frio do amido foi extraída do trabalho de CAMPOS, J. R. & DI BERNARDO, L. *“Uso de Polimeros Naturales en el Tratamiento de Aguas para Abastecimiento. Proyectos de Estudio, Desarrollo y Promocion de Tecnologia Aplicada al Abastecimiento de Agua”*, e consiste dos seguintes passos:

- adiciona-se cerca de 10 ou 20 mL de água destilada fria a 1000 mg de amido, promovendo-se a mistura e evitando-se a formação de grumos;
- adiciona-se lentamente 4 mL de solução de NaOH – 50,0 g/L;
- agita-se com bastão de vidro, até ser obtida uma perfeita homogeneização;
- transfere-se para balão volumétrico de 1000 mL e completa-se o volume com água destilada.

De acordo com os autores, existem fórmulas empíricas para estimar a quantidade de soda necessária para efetuar a dissolução do amido, porém a relação 1:5 (NaOH:amido) parece oferecer bons resultados, sem necessidade de se efetuar estimativas específicas.

As suspensões de amido foram preparadas a cada dois dias em concentração de 0,1% (1000 mg/L). Antes de cada aplicação, a suspensão foi agitada.

#### 4.5 Ensaio preliminares com o equipamento Flotateste

Para a etapa preliminar de ensaios de flotação foram coletadas amostras do efluente do sistema sequencial de tratamento de esgoto sanitário da ETE - Jardim das Flores – Rio Claro (reatores UASB seguidos de tanque de aeração). Amostras do liquor misto do tanque de aeração foram coletadas em galões, em local próximo à entrada dos decantadores e, em seguida, transportadas para o LATAR – SHS – EESC - USP, com todo o cuidado possível para não destruir os flocos pré-formados no tanque de aeração através da floculação biológica.

Nesses ensaios foram investigados os seguintes parâmetros: dosagens de cloreto férrico, de polímero sintético catiônico (alta massa molecular e alta densidade de carga, da marca Faxon), de amido de araruta e das associações do cloreto férrico com o polímero catiônico ou com o amido de araruta; tempos e gradientes médios de velocidade de mistura rápida ( $T_{mr}$  e  $G_{mr}$ ); tempos e gradientes médios de velocidade de floculação ( $T_f$  e  $G_f$ ) e quantidades de ar fornecidas ao processo (razão  $A/S$ ).

As TABELAS 4.2 a 4.6 descrevem os parâmetros fixos dos ensaios de flotação realizados na primeira etapa do trabalho.

Os parâmetros inicialmente adotados para o estudo das dosagens mais adequadas de coagulantes e floculantes, como os valores de  $G_{mr}$ ,  $T_{mr}$ ,  $G_f$  e  $T_f$  (mostrados nas TABELAS 4.2 a 4.6), foram baseados nos resultados de ensaios de flotação realizados previamente, utilizando efluente de sistema de tratamento semelhante ao da ETE - Jardim das Flores, mas não apresentados neste trabalho.

Em todos os ensaios de clarificação por flotação foram coletadas amostras do esgoto clarificado em cinco diferentes velocidades de flotação ( $V_{flot}$ ): 25, 20, 15, 10 e 5 cm/min. Essas amostras foram submetidas a leituras de turbidez e cor aparente; as amostras correspondentes à  $V_{flot}$  de 10 cm/min foram submetidas a determinações de DQO,  $P-PO_4^{3-}$  e SST, SSV e SSF. A amostra relativa à  $V_{flot}$  de 10 cm/min foi escolhida para determinação de todos os parâmetros de controle por corresponder a uma

taxa de aplicação superficial (TAS) de aproximadamente 144 m/dia, valor mais próximo aos usualmente empregados em unidades de flotação com escoamento contínuo.

**TABELA 4.2 - Fases 1, 2, 3 e 4 - Ensaios com polímero sintético catiônico.**

Objetivo das investigações Faixas de valores investigados	Parâmetros Fixos dos Ensaios
Fase 1 - Dosagem (DP) DP de 0,4 a 2,5 mg/L	Tmr = 1 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; Tf = 10 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,011; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 2 - Gmr e Tmr Gmr de 200 a 600 s <sup>-1</sup> Tmr de 20 s a 3 min	DP = 0,6 mg/L; Tf = 10 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,011; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 3 - Gf e Tf Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> Tf de 5 a 20 min	DP = 0,6 mg/L; Tmr = 40 s.; Gmr = 600 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,011; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 4 - Razão ar/sólidos (A/S) A/S de 0,008 a 0,017	DP = 0,6 mg/L; Tmr = 40 s.; Gmr = 600 s <sup>-1</sup> ; Tf = 5 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.

**TABELA 4.3 - Fases 5, 6, 7 e 8 - Ensaios com amido de araruta.**

Objetivo das investigações	Parâmetros Fixos dos Ensaios
Fase 5 - Dosagem (DAA) DAA de 0,4 a 2,4 mg/L	Tmr = 30 s.; Gmr = 400 s <sup>-1</sup> ; Tf = 20 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,010; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 6 - Gmr e Tmr Gmr de 200 a 600 s <sup>-1</sup> Tmr de 20 s a 3 min	DAA = 0,4 mg/L; Tf = 20 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,016; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 7 - Gf e Tf Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> Tf de 5 a 20 min	DAA = 0,4 mg/L; Tmr = 1 min; Gmr = 400 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,017; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 8 - Razão ar/sólidos (A/S) A/S de 0,008 a 0,017	DAA = 0,4 mg/L; Tmr = 1 min; Gmr = 400 s <sup>-1</sup> ; Tf = 20 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.

**TABELA 4.4 - Fases 9, 10, 11 e 12 - Ensaios com cloreto férrico.**

Objetivo das investigações	Parâmetros Fixos dos Ensaios
Fase 9 - Dosagem (DCF) DCF de 20 a 60 mg/L	Tmr = 15 s.; Gmr = 800 s <sup>-1</sup> ; Tf = 5 min; Gf = 60 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,013; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 10 - Gmr e Tmr Gmr de 200 a 800 s <sup>-1</sup> Tmr de 15 s a 3 min	DCF = 30 mg/L; Tf = 5 min; Gf = 60 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,017; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 11 - Razão ar/sólidos (A/S) A/S de 0,008 a 0,017	DCF = 30 mg/L; sem mistura rápida; Tf = 20 min; Gf = 60 s <sup>-1</sup> ; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 12 - Gf e Tf Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> Tf de 5 a 20 min	DCF = 30 mg/L; sem mistura rápida; A/S = 0,017; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.

**TABELA 4.5 - Fases 13, 14, 15, 16, 17 e 18 - Ensaios com cloreto férrico e polímero sintético catiônico.**

Objetivo das investigações	Parâmetros Fixos dos Ensaios
Fase 13 - Dosagem (DP) Para DCF = 20 mg/L DP de 0,2 a 2,5 mg/L	Tmr = 3 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,011; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 14 - Dosagem (DP) Para DCF = 30 mg/L DP de 0,2 a 2,5 mg/L	Tmr = 3 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,010; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 15 - Dosagem (DP) Para DCF = 40 mg/L DP de 0,2 a 2,5 mg/L	Tmr = 3 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,010; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 16 - Gmr e Tmr Gmr de 200 a 600 s <sup>-1</sup> Tmr de 20 s a 3 min	DCF = 30 mg/L; DP = 0,8 mg/L; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,011; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 17 - Gf e Tf Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> Tf de 5 a 20 min	DCF = 30 mg/L; DP = 0,8 mg/L; Tmr = 3 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,013; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 18 - Razão ar/sólidos (A/S) A/S de 0,008 a 0,017	DCF = 30 mg/L; DP = 0,8 mg/L; Tmr = 3 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; sem floculação; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.

**TABELA 4.6 - Fases 19, 20, 21, 22, 23 e 24 – Ensaios com cloreto férrico e amido de araruta.**

Objetivo das investigações	Parâmetros Fixos dos Ensaios
Fase 19 - Dosagem (DAA) Para DCF = 20 mg/L DAA de 0,2 a 2,4 mg/L	Tmr = 2 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,010; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 20 - Dosagem (DAA) Para DCF = 30 mg/L DAA de 0,2 a 2,4 mg/L	Tmr = 2 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,010; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 21 - Dosagem (DAA) Para DCF = 40 mg/L DAA de 0,2 a 2,4 mg/L	Tmr = 2 min; Gmr = 200 s <sup>-1</sup> ; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,016; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 22 - Gmr e Tmr Gmr de 200 a 600 s <sup>-1</sup> Tmr de 20 s a 3 min	DCF = 20 mg/L; DAA = 0,8 mg/L; Tf = 15 min; Gf = 80 s <sup>-1</sup> ; A/S = 0,016; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 23 - Gf e Tf Gf de 60 a 100 s <sup>-1</sup> Tf de 5 a 20 min	DCF = 20 mg/L; DAA = 0,8 mg/L; sem mistura rápida; A/S = 0,016; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.
Fase 24 - Razão ar/sólidos (A/S) A/S de 0,008 a 0,017	DCF = 20 mg/L; DAA = 0,8 mg/L; sem mistura rápida; Tf = 5 min; Gf = 60 s <sup>-1</sup> ; P <sub>sat</sub> = 450 ± 10 kPa.

Gmr = Gradiente médio de velocidade de mistura rápida; Tmr = tempo de mistura rápida; Gf = Gradiente médio de velocidade de floculação e Tf = tempo de floculação.

De acordo com o item 4.4.1, para a determinação do parâmetro A/S é necessário que se conheça a concentração de SST na amostra a ser

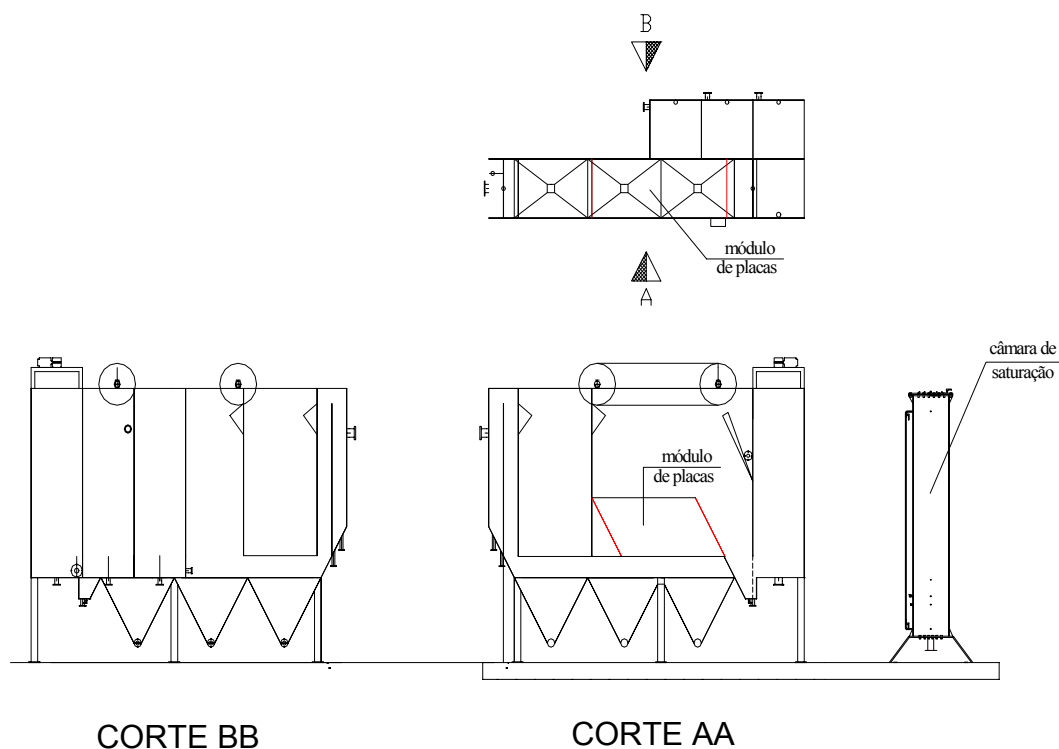
submetida à flotação. Além de não ser prática dos operadores da ETE - Jardim das Flores determinar o valor de SST do liquor misto do tanque de aeração, a concentração de sólidos no tanque não era controlada. Assim, esse valor de SST variava bastante e se mantinha muito diferente do valor estipulado em projeto, descrito no item 4.2. Portanto, para cada amostra de liquor misto proveniente dessa ETE foi necessário fazer a estimativa da concentração de SST, para que se pudesse calcular as quantidades de ar dissolvido a serem fornecidas para cada ensaio de flotação, que resultassem nos valores de A/S programados para a realização da grade de ensaios.

A morosidade da determinação de SST tornou necessária a utilização de método indireto para estimativa da concentração de sólidos nas amostras. O método consistiu em se construir uma curva de correlação entre teores de SST e valores de turbidez das amostras, estes determinados rapidamente. Sendo assim, foi possível estimar grosseiramente os valores de SST de todas as amostras a partir dos valores de turbidez que essas apresentavam.

#### **4.6 Ensaios de flotação em escala piloto com a unidade lamelar de flotação por ar dissolvido de alta taxa (FADAT)**

Para a realização das segunda e terceira etapas do trabalho, em escala piloto, transportou-se a unidade FADAT (ver FIGURAS 4.6 a 4.8), bem como os equipamentos componentes do sistema de flotação, ou seja, câmara de saturação, compressores, tanques para armazenamento de soluções de substâncias coagulantes e floculantes, medidores de vazão, bombas, etc, para a ETE - Jardim das Flores, na cidade de Rio Claro. Em parceria com o DAAE de Rio Claro, foram construídos uma base para disposição da unidade piloto de flotação e um tanque de contenção para armazenamento de substâncias, para o caso de eventuais vazamentos (ver FIGURA 4.9).

As FIGURAS 4.7 a 4.17 mostram a unidade FADAT e demais componentes do sistema de flotação, montado na ETE - Jardim das Flores.



**FIGURA 4.6 – Planta e cortes da unidade piloto de flotação por ar dissolvido lamelar de alta taxa (FADAT).**

Fonte: PENETRA (2003).

Como citado anteriormente, em laboratório foram testados cloreto férrico, polímero sintético catiônico e amido de araruta, utilizados isoladamente, bem como suas associações (cloreto férrico com polímero sintético ou com amido). Porém, como a etapa do trabalho em escala piloto foi desenvolvida em Rio Claro, a falta de laboratório adequadamente montado na ETE e viagens diárias forçaram a diminuição da grade de ensaios, sendo decidido investigar, em escala piloto, apenas o polímero sintético catiônico e, posteriormente, a realização de um ensaio empregando a associação entre cloreto férrico e polímero sintético, visando aumento da remoção de fósforo. O polímero utilizado nessa fase do trabalho em escala piloto foi o mesmo da primeira etapa de ensaios com o Flotateste, ou seja, o polímero sintético catiônico, de alta massa molecular e alta densidade de carga, da marca Faxon.

A escolha da dosagem de polímero sintético mais adequada para a

realização da segunda e terceira etapas do trabalho foi feita com base nos resultados da fase 1 da primeira etapa do trabalho e nos resultados de MORETTI (2000). Nos ensaios de flotação de MORETTI (2000), a dosagem que apresentou os melhores resultados foi de 0,96 mg/L, superior à dosagem que forneceu os resultados mais satisfatórios na fase 1 deste trabalho. No entanto, como DP em torno de 1,0 mg/L também forneceu bons resultados nos ensaios da fase 1, resolveu-se, como fator de segurança, empregar essa dosagem de polímero nos ensaios subsequentes com a instalação piloto de flotação.

Devido à grande concentração de SST presente no afluente à flotação, as dosagens foram calculadas em g de polímero/kg de SST. Assim, converteu-se em g de polímero/kg de SST a dosagem de 1,0 mg/L aplicada no primeiro ensaio realizado em escala piloto, resultando em aproximadamente 1,0 g de polímero por kg de SST, valor padronizado para os ensaios das segunda e terceira etapas do trabalho, com a unidade FADAT e de FAD convencional, respectivamente.



**FIGURA 4.7 – Vista do sistema piloto de flotação por ar dissolvido, montado próximo aos decantadores secundários da ETE - Jardim da Flores.**



FIGURA 4.8 – Vista da unidade FADAT e do medidor de vazão instalado na tubulação afluente ao flotador.



FIGURA 4.9 – Tanques para armazenamento de cloreto férrico e de soluções de cloreto férrico e polímero.

A instalação piloto de flotação por ar dissolvido possuía dois misturadores rápidos tubulares *in-line* (ver FIGURA 4.10), sendo um destinado à aplicação do coagulante (cloreto férrico) e o outro à aplicação do auxiliar de floculação/flotação (polímero sintético). Os misturadores não foram confeccionados com um estrangulamento interno muito abrupto (redução de 100 para 75 mm), evitando grande turbulência na mistura, não



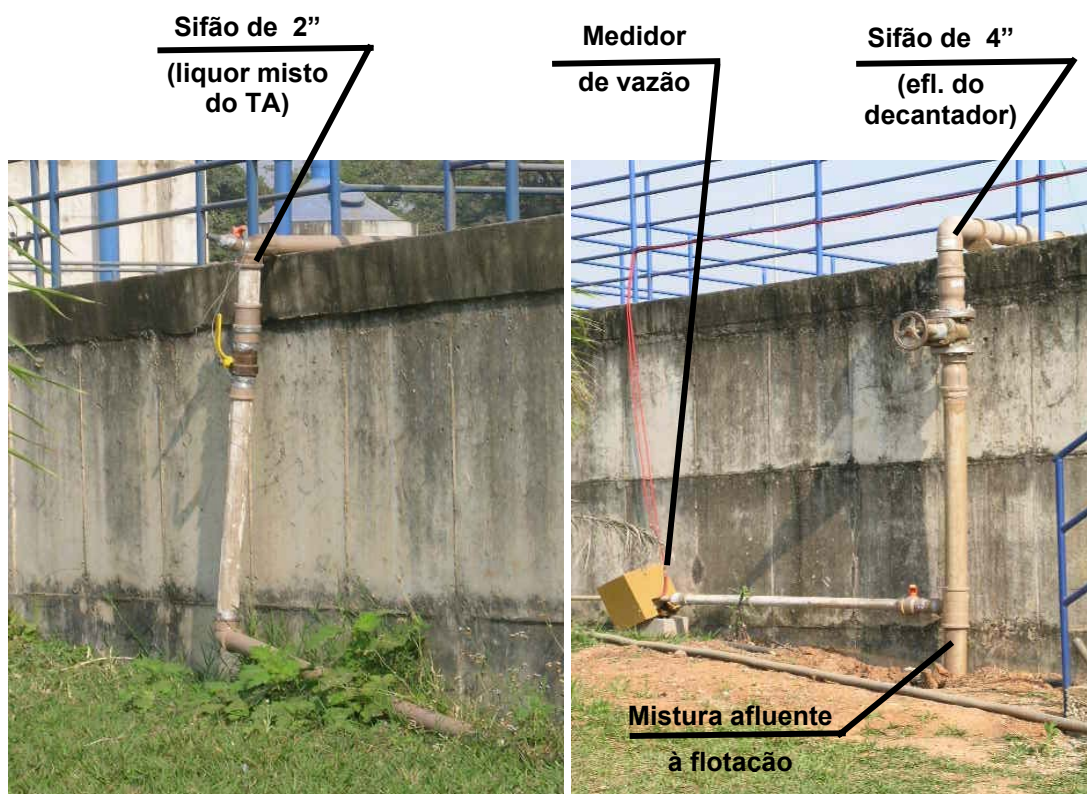
adequada quando se utiliza polímero. Mesmo assim, foram realizados apenas alguns ensaios com aplicação do polímero no misturador. A grande maioria dos ensaios foi realizada com aplicação da solução de polímero diretamente na unidade de floculação. Na tubulação de entrada, à montante dos misturadores, foi instalado um medidor de vazão para controle do afluente ao flotador (ver FIGURA 4.8).



**FIGURA 4.10** – Misturadores de substâncias coagulantes e floculantes na tubulação do afluente à flotação.



**FIGURA 4.11** – Bombas dosadoras de soluções de substâncias coagulantes e floculantes.



**FIGURA 4.12** – Sifão de 2”, captando o liquor misto do tanque de aeração, sifão de 4”, captando o efluente dos decantadores, e união de ambos, obtendo a mistura afluenta à flotação.



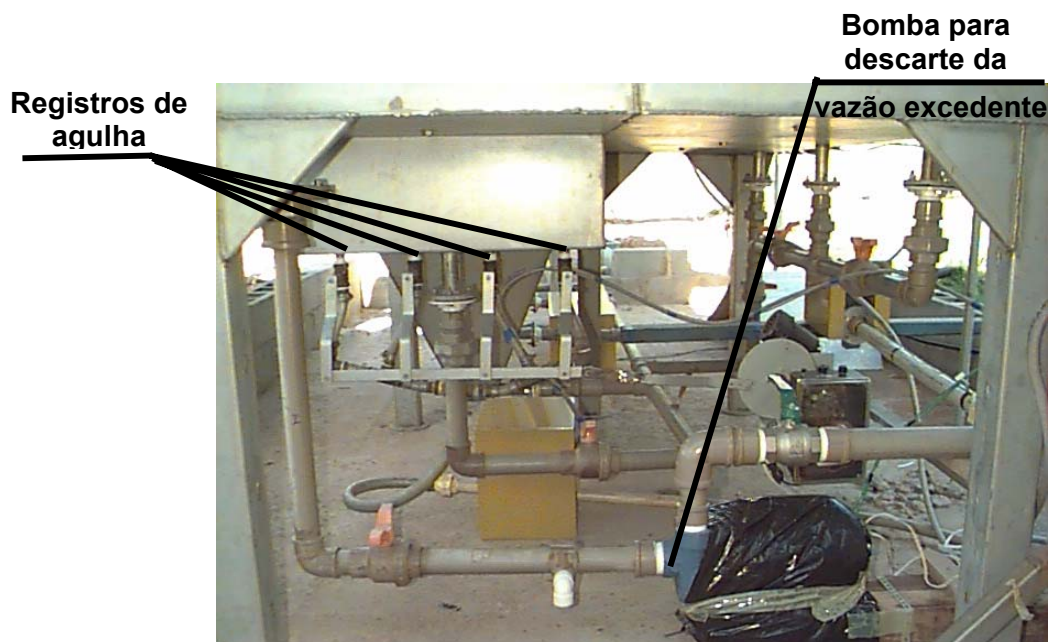
**FIGURA 4.13** – Detalhes da câmara de floculação, com respectivo agitador lento mecanizado, e do quadro elétrico.

Após a coagulação, a água residuária era submetida à mistura lenta na unidade de floculação, composta por quatro câmaras em série, cada qual com uma entrada de esgoto independente, podendo assim ser utilizadas em

conjunto ou separadamente, dependendo do tempo de floculação que se desejava investigar. Essas câmaras possuíam agitadores lentos mecanizados, com eixo vertical e paletas paralelas ao eixo, com intensidade de mistura controlada através de um inversor de frequência, localizado no quadro elétrico (ver FIGURA 4.13).

Como mostra a FIGURA 4.14, em uma das câmaras de floculação havia uma tubulação, conectada a uma bomba e devidamente equipada com um medidor de vazão, que permitia o descarte de parcela do líquido floculado, possibilitando que fosse variada a taxa de aplicação superficial (TAS) no flotador, mantendo constante o tempo de floculação desejado.

Depois de floculado, o líquido era introduzido na zona de contato da unidade de flotação, onde era misturado à recirculação pressurizada, saturada com ar dissolvido (proveniente da câmara de saturação, mostrada na FIGURA 4.15). A inserção dessa recirculação era feita através de quatro registros de agulha (FIGURA 4.14). A mistura do líquido floculado com a recirculação pressurizada propiciava a colisão e a aderência das microbolhas de ar aos flocos.



**FIGURA 4.14** – Tubulação e bomba para descarte da vazão de esgoto floculado excedente.



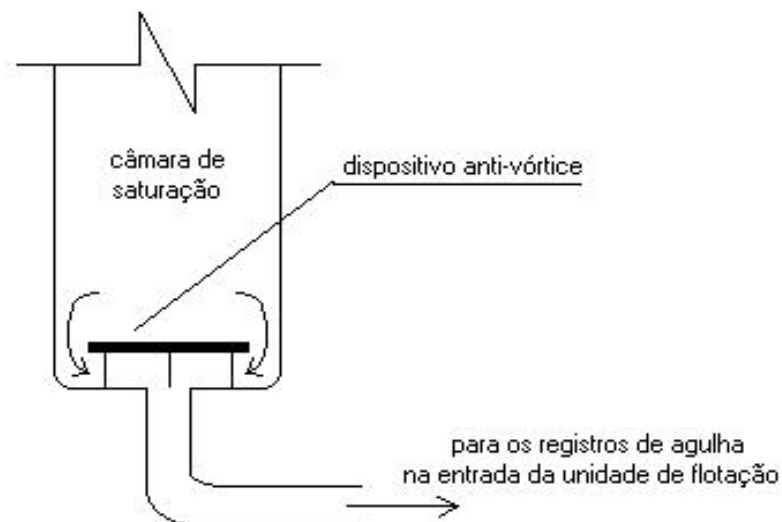
**FIGURA 4.15 – Vista da câmara de saturação.**

Após a passagem pela zona de contato, os aglomerados “microbolhas/flocos” atingiam a zona de acumulação de lodo (na superfície do reator). Na unidade FADAT, parcela dos aglomerados “microbolhas/flocos” atingia a zona de acumulação de lodo e a parcela restante era encaminhada, juntamente com o efluente, à região onde se encontravam instaladas placas planas paralelas, que permitiam à unidade de flotação trabalhar com TAS mais elevadas. Nessa região ocorria a separação final da maior parte dos aglomerados “microbolhas/flocos” com menores velocidades ascensionais, devido às melhores condições hidrodinâmicas lá existentes (escoamento com baixo número de Reynolds próximo à superfície das placas). As partículas removidas nessa região também atingiam a superfície do flotador, de onde, após certo tempo de acumulação, eram removidas por raspadores mecânicos de superfície (FIGURA 4.16).

Na maioria dos ensaios da segunda etapa e em todos os ensaios da terceira etapa foi empregado um dispositivo anti-vórtice na saída da câmara de saturação (ver FIGURA 4.17), para evitar o arraste de ar não dissolvido para a zona de reação da unidade de flotação, nas ocasiões em que foi necessária a aplicação de taxas mais elevadas na câmara de saturação.



**FIGURA 4.16 – Raspador mecânico de superfície para remoção do lodo acumulado durante a flotação.**



**FIGURA 4.17 – Esquema do dispositivo anti-vórtice, instalado na câmara de saturação utilizada nos ensaios de flotação em escala piloto.**

Durante os ensaios preliminares foi verificado que a ETE – Jardim das Flores apresentava descontrolo de um parâmetro extremamente importante para a operação do sistema UASB/tanque de aeração/FAD: a concentração de sólidos suspensos totais (SST) no liquor misto do tanque de aeração.

Para que a idade do lodo no tanque de aeração seja controlada, é necessário que seja feito o descarte de uma parcela do subnadante do decantador secundário. Sendo assim, parte do lodo dos decantadores da ETE - Jardim das Flores retornava para o tanque de aeração e, o excedente, encaminhado para digestão nos reatores anaeróbios. Como a ETE iniciou sua operação sem que houvesse o equipamento para desaguamento do lodo e trabalhou por mais de dois anos nessas condições (o funcionamento da ETE foi iniciado em março de 2002 e a centrífuga começou a ser operada apenas no início de junho de 2004), não era possível efetuar as descargas de fundo nos reatores UASB, necessárias para que fosse feita a purga de lodo desses reatores. Esse procedimento, depois de certo tempo, provocou a saturação dos UASBs, cujas mantas de lodo tomavam a maior parte do seu volume, até o ponto em que parte desse lodo escoava com o efluente, prejudicando a eficiência do processo. Quando os reatores anaeróbios atingiam essa condição, era interrompido o descarte do excedente de lodo para os mesmos e, assim, a concentração de SST no tanque de aeração aumentava, chegando a ultrapassar 5000 mg/L, sendo que no projeto estava prevista concentração de SST em torno de 1300 mg/L.

Como o tanque de aeração se encontrava com uma carga muito grande de sólidos, os decantadores secundários, depois de certo tempo, começaram a dar mostras das consequências desse excesso. Por volta do mês de maio de 2004, em várias ocasiões, e principalmente no período da tarde, a manta de lodo do fundo dos decantadores elevava-se até o nível da tubulação coletora de efluente, havendo descarte para o rio de grande parcela de lodo misturada a esse efluente, com valores extremamente elevados de SST e DQO.

Com as elevadas concentrações SST apresentadas pelo liquor misto do tanque de aeração da ETE - Jardim das Flores quando foram iniciados os ensaios em escala piloto, se fosse empregada uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) no flotador, por exemplo, de  $300 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , para uma razão ar/sólidos (A/S) de 0,02, a Taxa de Aplicação de Sólidos (TS)

resultante seria de aproximadamente 635 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia (para concentração de SST do liquor misto do tanque de aeração igual a 5000 mg/L), valor extremamente elevado para a flotação.

Dessa forma, enquanto o problema de excesso de sólidos na ETE não estivesse resolvido e a compra e instalação da centrífuga não fossem realizadas, estabeleceu-se uma grade de ensaios de flotação em escala piloto (mostrados nas FIGURAS 4.18 e 4.19), através da qual poder-se-ia determinar a faixa mais adequada de TS a ser empregada na unidade FADAT.

De acordo com as FIGURAS 4.18 e 4.19, foram fixos inicialmente valores de TAS, em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, e para cada um deles foram realizados ensaios empregando diferentes valores de TS, em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, cada um correspondente a determinada concentração de SST no afluente à flotação. Para cada par de valores de TAS/TS, foram investigados diferentes valores de A/S. Nesses ensaios, foram fixados os valores de dosagem de polímero sintético catiônico, em g de polímero/kg de SST e de gradiente médio de velocidade de floculação (Gf). O tempo de floculação (Tf) foi variado de acordo com a vazão afluente à flotação, diferente para cada valor de TS investigado. No entanto, procurou-se manter menores possíveis os valores de Tf, para impedir que os flocos formados no tanque de aeração, através da floculação biológica, fossem destruídos. Para isso, utilizou-se apenas uma câmara de floculação e procurou-se manter a vazão afluente o mais elevada possível, descartando o excesso, e mantendo assim o valor de TAS desejado.

Como cada valor de TS a ser estudado requeria um valor diferente de SST no afluente à flotação, e como era impossível estabelecer o controle da concentração de SST no liquor misto do tanque de aeração da ETE - Jardim das Flores, pelas razões já descritas, a forma encontrada para obtenção dessas diferentes concentrações de sólidos, necessárias para a realização dos ensaios das FIGURAS 4.18 e 4.19, foi promover a diluição do liquor misto do tanque de aeração. Para isso, foi construído um sifão de 50 mm, ao

qual foi acoplado um medidor de vazão, que captava parcela do liquor misto do tanque de aeração (com elevada concentração de SST). Essa tubulação de 50 mm, por sua vez, era interligada a uma tubulação de 100 mm, proveniente de um sifão que captava o efluente dos decantadores secundários (ver FIGURA 4.12). Havia outro medidor de vazão que controlava a vazão de líquido já misturado (FIGURA 4.8), possibilitando assim, com combinações diferentes de vazões, que fossem obtidos afluentes à flotação com valores de SST na faixa de 300 mg/L a 5000 mg/L.

Os valores desejados de SST para cada ensaio de flotação, obtidos através das diferentes misturas de parcelas provenientes do tanque de aeração e do efluente de um dos módulos dos decantadores secundários, eram controlados por método indireto, através de correlação com leituras de turbidez.

Alguns ensaios foram realizados com o polímero adicionado no misturador tubular *in-line* e outros com adição do polímero diretamente na câmara de floculação. Para esse segundo caso, os misturadores foram retirados da linha de esgoto afluente e substituídos por um tarugo de PVC de 100 mm, eliminando o estrangulamento da tubulação no misturador (de 100 para 75 mm), para que fosse evitada a possível ruptura dos flocos biológicos formados no tanque de aeração.

De acordo com a FIGURA 4.18 foram realizados ensaios com TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e diferentes valores de TS e A/S. Para TS de  $250 \pm 27 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram realizados cinco ensaios com diferentes valores de A/S - 0,015, 0,020, 0,022, 0,024 e 0,031 – sendo que, no ensaio realizado com A/S em torno de 0,024, não foi empregado polímero (de forma a avaliar a contribuição do auxiliar de floculação no desempenho da flotação). Para TS de  $200 \pm 7 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram investigados dois diferentes valores de A/S, 0,020 e 0,022. Empregando TS de  $180 \pm 8 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram realizados ensaios com A/S em torno de 0,013, 0,021 e 0,032. Nos ensaios onde foi empregado TS de  $160 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram investigados os valores de A/S de 0,016, 0,021 e 0,027. Por fim, para TS de  $120 \pm 10 \text{ kg$



de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram realizados quatro ensaios, com A/S de 0,012, 0,021, 0,028 e 0,029, sendo que no ensaio realizado com A/S em torno de 0,029 não foi empregado polímero.

Na continuação da FIGURA 4.18 é apresentada a grade de ensaios realizados com TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS e A/S.

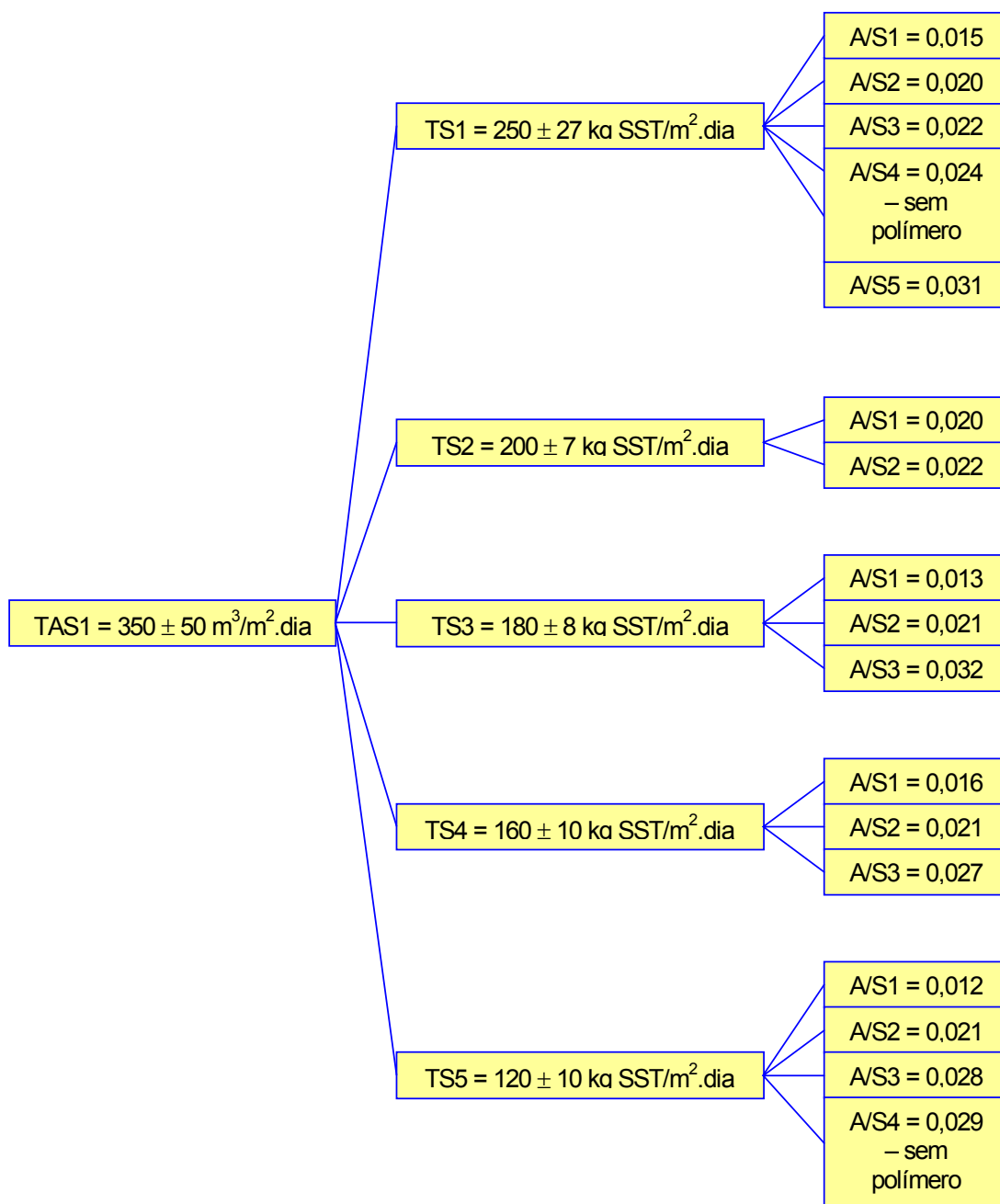
Para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia foram investigados os valores de TS de  $320 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia,  $250 \pm 25$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia,  $180 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e  $160 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia. Para TS de  $320 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram realizados ensaios com três diferentes valores de A/S - 0,013, 0,020 e 0,026. Para TS de  $250 \pm 25$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram empregados A/S em torno de 0,015, 0,022 e 0,029. Empregando TS de  $180 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, os valores de A/S investigados foram de 0,021 e 0,029. Por fim, para TS de  $160 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram realizados quatro ensaios, com A/S de 0,014, 0,023, 0,028 e 0,033.

Para TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia foram investigados os valores de TS de  $350 \pm 33$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia,  $300 \pm 27$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia,  $160 \pm 18$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia. Para TS de  $350 \pm 33$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram realizados ensaios com três diferentes valores de A/S - 0,014, 0,019 e 0,029. Para TS de  $300 \pm 27$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram empregados A/S em torno de 0,013, 0,021 e 0,028. Empregando TS de  $160 \pm 18$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, os valores de A/S investigados foram de 0,015 e 0,022. Por fim, para TS de  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram realizados quatro ensaios, com A/S de 0,014, 0,022, 0,023 e 0,028.

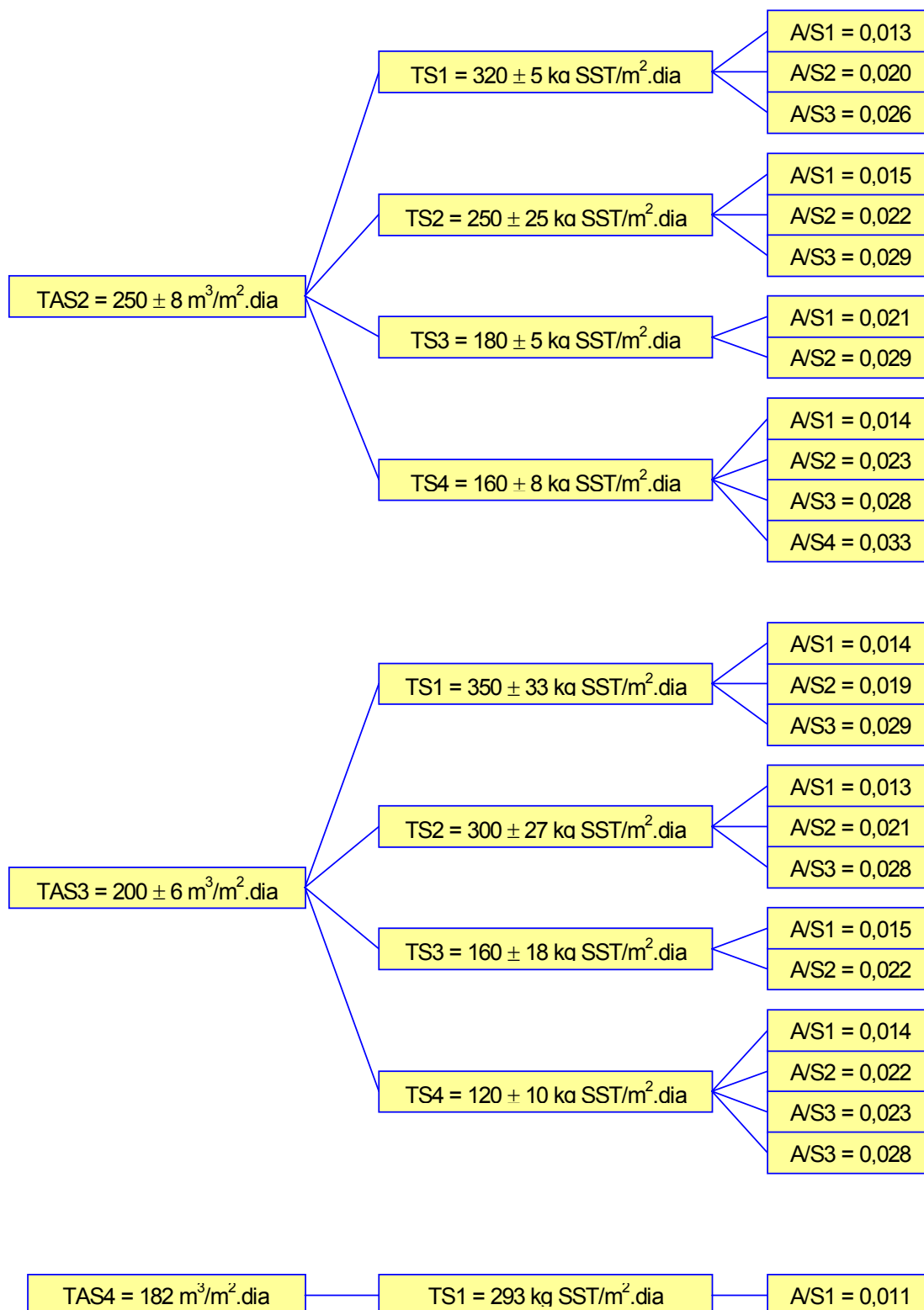
Finalizando a segunda etapa do trabalho, foi realizado um ensaio empregando TAS de 182 m<sup>3</sup> /m<sup>2</sup>.dia, TS de 293 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,011.

A maioria dos ensaios da segunda etapa foram realizados com a presença do dispositivo anti-vórtice na câmara de saturação, cujo esquema é mostrado na FIGURA 4.17. Apenas os ensaios correspondentes aos

meses de março e abril de 2004 foram realizados sem a instalação do dispositivo.



**FIGURA 4.18 – Ensaio da segunda etapa do trabalho, realizados com a unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT), para determinação dos valores mais adequados de Taxa de Aplicação de Superficial (TAS), empregando diferentes valores de Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e razão ar/sólidos (A/S).**



Continuação da FIGURA 4.18 – Ensaio da segunda etapa do trabalho, a serem realizados com a unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT), para determinação dos valores mais adequados de Taxa de Aplicação de Superficial (TAS), empregando diferentes valores de Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e razão ar/sólidos (A/S).

#### **4.7 Ensaios de flotação em escala piloto com a unidade de flotação por ar dissolvido, sem o módulo de placas**

Na terceira etapa do trabalho, também em escala piloto, utilizou-se a mesma unidade de FAD empregada nos ensaios da segunda etapa, porém sem o módulo de placas.

Nesses ensaios, o afluyente à flotação, ou seja, o liquor misto do tanque de aeração da ETE - Jardim das Flores, continuava apresentando altas concentrações de SST. Apesar da centrífuga, nesta etapa, trabalhar 24 horas por dia, não era capaz de solucionar o problema de acúmulo de sólidos na ETE, acarretado pela falta de descarte de lodo do sistema no período anterior à instalação da centrífuga.

Além disso, por ocasião dos meses de julho e agosto de 2004, época do final dos ensaios da segunda etapa e início da terceira etapa, o efluente da ETE, antes com valores de turbidez na faixa de 10 uT a 30 uT, apresentou sensível piora de qualidade, com valores de turbidez de 60 uT a 100 uT. Além disso, o lodo do fundo dos decantadores continuava a ser eliminado, em algumas ocasiões, juntamente com o efluente da estação.

Para evitar que houvesse esse descarte de lodo para o rio, decidiu-se sacrificar definitivamente os reatores UASB, que já apresentavam desempenho ruim, pela falta da purga de lodo. Dessa forma, ao contrário do que previa o projeto da ETE, ou seja, recirculação de 98% do lodo removido dos decantadores para o tanque de aeração e descarte de 2%, o retorno passou a ser de 100% para os reatores UASB, durante o dia todo. Esse procedimento não apenas transformou o reator anaeróbio em um depósito de lodo, como também descaracterizou o sistema de lodo ativado, que não recebia parcela nenhuma de lodo ativo, mas apenas o efluente dos reatores anaeróbios, carregado de sólidos e com características bastante deterioradas.

Com a ETE - Jardim das Flores operando nessas condições realizou-se a terceira etapa de ensaios de flotação, representada na FIGURA 4.19.

Nessa etapa do trabalho, todos os ensaios foram realizados com o

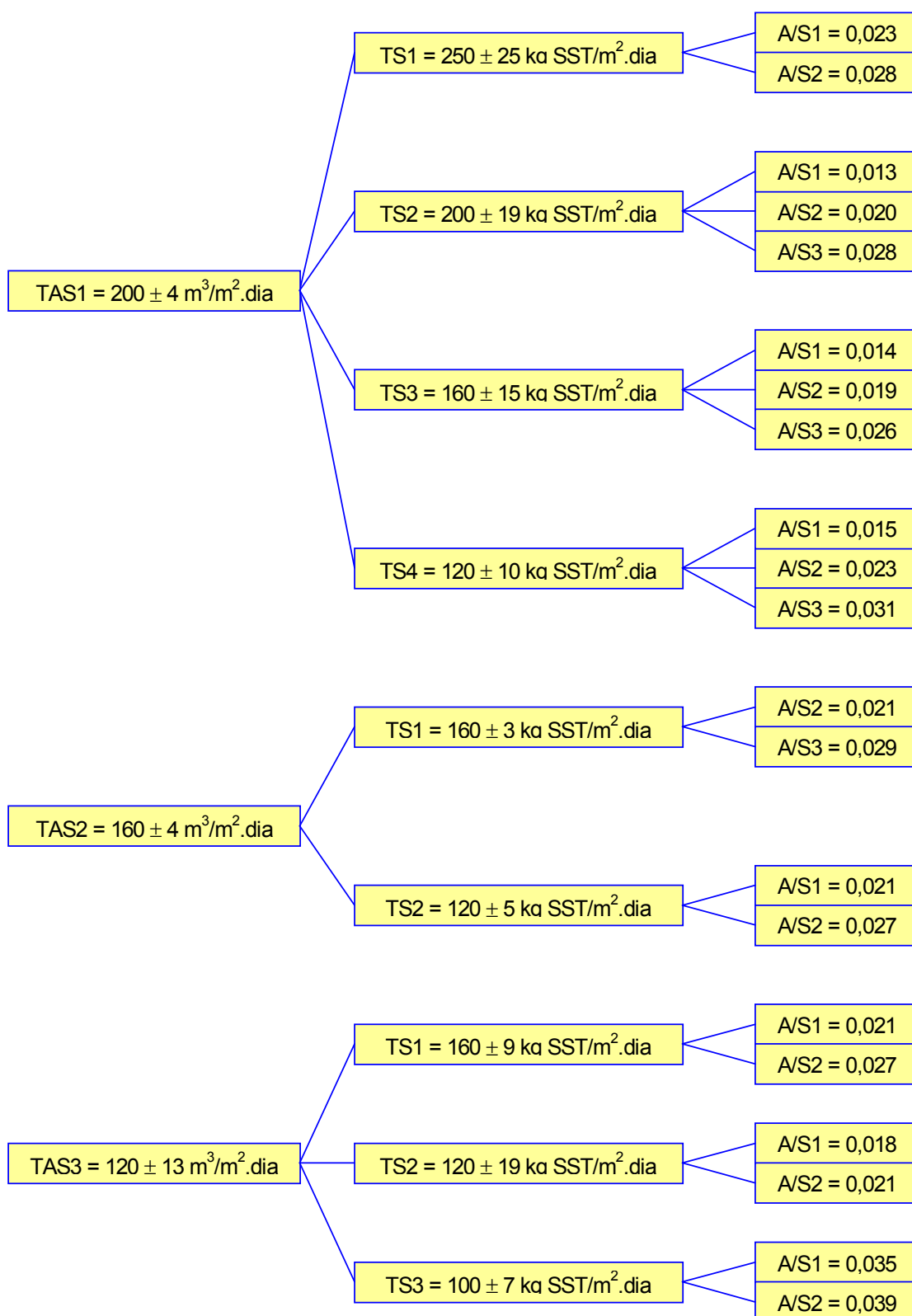
polímero adicionado diretamente na câmara de floculação. Foi utilizada apenas uma câmara de floculação, para que fossem mantidos os menores tempos de floculação possíveis. Além disso, todos os ensaios desta etapa foram realizados com a presença do dispositivo anti-vórtice na câmara de saturação.

Na FIGURA 4.19 são vistos os ensaios realizados com TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ,  $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS e A/S.

Para TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  foram investigados os valores de TS de  $250 \pm 25 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ,  $200 \pm 19 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ,  $160 \pm 15 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ . Para TS de  $250 \pm 25 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram realizados ensaios com A/S em torno de 0,023 e 0,028. Para TS de  $200 \pm 19 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram empregados A/S em torno de 0,013, 0,020 e 0,028. Empregando TS de  $160 \pm 15 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , os valores de A/S investigados foram de 0,014, 0,019 e 0,026. Por fim, para TS de  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram realizados ensaios com A/S em torno de 0,015, 0,023 e 0,031.

Para TAS de  $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  foram investigados os valores de TS de  $160 \pm 3 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $120 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ . Para TS de  $160 \pm 3 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , os valores de A/S investigados foram de 0,021 e 0,029. Para TS de  $120 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram empregados A/S em torno de 0,021 e 0,027.

Para TAS de  $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  foram investigados os valores de TS de  $160 \pm 9 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ,  $120 \pm 19 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $100 \pm 7 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ . Para TS de  $160 \pm 9 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , os valores de A/S investigados foram de 0,021 e 0,027. Para TS de  $120 \pm 19 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram empregados A/S em torno de 0,018 e 0,021. Por fim, para TS de  $100 \pm 7 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foram realizados ensaios com A/S em torno de 0,035 e 0,039.



**FIGURA 4.19 – Ensaio da terceira etapa do trabalho, a serem realizados com a unidade piloto de flotação (FAD), sem o módulo de placas, para determinação dos valores mais adequados de Taxa de Aplicação Superficial (TAS), para diferentes valores de Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) e razão ar/sólidos (A/S).**

Após a finalização da grade de ensaios em escala piloto, apresentada nas FIGURAS 4.18 e 4.19, foram realizados dois perfis de 24 horas, para avaliação do comportamento da flotação após as oito horas de operação habituais (das nove horas da manhã, quando se iniciava o processo, às dezessete horas, quando era realizada a última coleta).

Como a grade inicial de ensaios não previa perfis de 24 horas, estes tiveram que ser realizados com a unidade de FAD convencional. Teria sido mais interessante realizar-se o perfil repetindo-se um dos ensaios executados com a unidade FADAT, por terem apresentado resultados melhores e mais vantajosos em termos econômicos; porém, como as placas haviam sido removidas para a realização da terceira etapa do trabalho e as operações de recolocação e vedação seriam bastante trabalhosas e demandariam tempo incompatível com o cronograma (que já se encontrava extremamente prejudicado), decidiu-se repetir ensaios da terceira etapa que houvessem apresentado bom desempenho.

As condições operacionais empregadas no primeiro perfil - TAS em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS em torno de  $120 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,020 - foram escolhidas por se tratar do valor mais elevado de TAS empregado na terceira etapa do trabalho, e por ter fornecido resultados estáveis durante a operação por oito horas. Neste perfil, após determinado período de operação, foi acrescentado cloreto férrico ao polímero sintético, na dosagem de  $60 \text{ mg/L}$ , tentando obter maior eficiência de remoção de SST, DQO e, principalmente,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ .

A configuração investigada no segundo perfil de 24 horas - TAS em torno de  $160 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS em torno de  $120 \text{ Kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,020 - foi escolhida por ter fornecido resultados satisfatórios durante a operação por oito horas. No entanto, como a flotação apresentou ligeira queda na eficiência após seis horas de ensaio, resolveu-se avaliar sua estabilidade em operação por 24 horas.

#### 4.8 Monitoramento dos ensaios e caracterização das amostras

Todas as medidas e determinações referentes aos ensaios da etapa preliminar foram realizadas utilizando-se o Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (SHS-EESC-USP).

Durante as etapas do trabalho desenvolvidas em escala piloto foram realizadas leituras de pH, temperatura e turbidez e determinações de DQO e SST na própria ETE - Jardim das Flores, com alguns equipamentos do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP, e outros pertencentes à própria ETE, como estufa, bomba de vácuo e balança analítica.

As determinações de todos os parâmetros foram feitas de acordo com a 20ª edição do STANDARD METHODS OF EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1998).

Em cada bateria de ensaios, em escala de laboratório (realizados com o Flotateste), as amostras foram correspondentes a:

Ponto 1: esgoto sanitário bruto (afluente aos reatores UASB);

Ponto 2: liquor misto do tanque de aeração;

Ponto 3: efluente do Flotateste.

Essas amostras foram caracterizadas de acordo com o seguinte monitoramento:

- ✓ do Ponto 1, foram feitas amostras compostas, correspondentes aos dias da realização dos ensaios de flotação, e submetidas às leituras de turbidez e cor aparente e às determinações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e fósforo, na forma de fosfato total ( $P-PO_4^{3-}$ );
- ✓ as amostras do Ponto 2 foram submetidas às leituras de pH e temperatura, e a determinações de Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis (SST, SSF, SSV);
- ✓ as amostras correspondentes ao Ponto 3 foram coletadas nas seguintes velocidades de flotação (Vflot): 25 cm/min, 20 cm/min, 15 cm/min,



10 cm/min e 5 cm/min, para leituras de turbidez e cor aparente. Para a amostra coletada em Vflot igual a 10 cm/min, foram determinados DQO, SST, SSV e SSF e  $P-PO_4^{3-}$ .

Em cada bateria de ensaios em escala piloto (realizados com a unidade FADAT e com a unidade de FAD convencional), as amostras foram correspondentes a:

Ponto 1: esgoto sanitário bruto (afluente aos reatores UASB);

Ponto 2: efluente dos reatores UASB (amostra composta com alíquotas das quatro câmaras);

Ponto 3: liquor misto do tanque de aeração;

Ponto 4: efluente dos decantadores secundários;

Ponto 5: efluente do flotador;

Ponto 6: lodo flotado.

Essas amostras foram caracterizadas de acordo com o seguinte monitoramento:

➤ a operação do sistema piloto de flotação iniciava-se às 9 h da manhã. Ao longo do dia eram coletadas amostras dos Pontos 1 a 6, das 11 às 17 h, em intervalos de duas horas.

- Para as amostras dos Pontos 1, 2, 4 e 5 eram realizadas leituras de pH, temperatura e turbidez;
- Para as amostras dos Pontos 1, 4 e 5, eram realizadas determinações de DQO e  $P-PO_4^{3-}$ , para as amostras não filtradas;
- Para as amostras dos Pontos 1, 2, 4 e 5, eram feitas também amostras compostas, filtradas e não filtradas, nas quais eram determinados SST, SSV e SSF, DQO e  $P-PO_4^{3-}$ ;
- Para as amostras do Ponto 3 eram feitas compostas, nas quais eram determinados SST, SSV e SSF, e DQO e  $P-PO_4^{3-}$  para as amostras filtradas;
- Para as amostras do Ponto 6 eram feitas compostas,

nas quais eram determinados os teores de sólidos;

- para os dois perfis de 24 horas (descritos no item 4.7), realizou-se o mesmo monitoramento dos ensaios das segunda e terceira etapas do trabalho, em escala piloto.
- no segundo perfil, para amostras dos pontos 1, 2, 3 (filtrada), 4 e 5, foram feitas amostras compostas, nas quais foi determinada a série do nitrogênio (NTK,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ).

#### **4.9 Equipamentos e materiais utilizados nos ensaios e determinações**

- 1) *Jar-test*, marca Ética Equipamentos Científicos S.A., modelo 218LDB, série 99, utilizado para efetuar a mistura rápida nos ensaios com o Flotatest, pois neste equipamento a relação altura/diâmetro das colunas é de tal forma elevada que impossibilita a distribuição uniforme do coagulante ao longo de sua altura;
- 2) Turbidímetro, marca HACH, modelo 2100P;
- 3) Espectrofotômetro, marca HACH, modelo DR-4000, para determinação de DQO abaixo de 25 mg/L, nitrato e nitrito;
- 4) Reator para digestão de DQO, marca HACH, capacidade para 25 tubos;
- 5) Espectrofotômetro, marca HACH, modelo DR-2000, para leitura de DQO;
- 6) Autoclave, marca PHOENIX, amplitude de 100 a 143°C e 0 a 3 Kgf/cm<sup>2</sup>, para digestão das amostras usadas na determinação de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ;
- 7) Unidade digestora para nitrogênio, marca BÜCH, modelo K-435;
- 8) Unidade destiladora para nitrogênio, marca BÜCH, modelo 323;
- 9) Bomba de vácuo, marca FANEM, modelo 089-CAL, série BF 7776, para filtração das amostras usadas na determinação dos sólidos suspensos;
- 10) Membranas de fibra de vidro Ø 47mm, abertura 1,2 µm, marca SCHLEICHER & SCHUELL, GF 52/C, e marca Hexis, para filtração das amostras usadas na determinação dos sólidos suspensos, nitrato e nitrito, e DQO e  $\text{P-PO}_4^{3-}$  das amostras filtradas;
- 11) Membrana filtrante ME24, Ø 47mm, abertura 0,45 µm, marca SCHLEICHER & SCHUELL, para filtração das amostras usadas na

determinação de nitrato e nitrito;

- 12) Estufa, marca Biomatic Aparelhos Científicos Ltda, tipo 1354, nº 416, para secagem das amostras usadas na determinação dos sólidos suspensos e do teor de sólidos no lodo;
- 13) Estufa, marca FANEM, modelo 320-SE, para secagem das amostras usadas na determinação dos sólidos suspensos e do teor de sólidos;
- 14) Mufla, marca FORNITEC Indústria e Comércio Ltda, para calcinação das amostras usadas na determinação dos sólidos suspensos;
- 15) Balança analítica, modelo S2000, sensibilidade de 0,01 mg;
- 16) Balança, marca SARTORIUS, modelo BP211D, sensibilidade de 0,01 mg;
- 17) Medidor de pH, marca Ação Científica;
- 18) Sonda para medição de oxigênio dissolvido, marca Hexis, modelo YSI 55;
- 19) Aparato para FIA (*Flow Injection Analysis*), composto de: injetor; banho maria, marca FANEM, modelo 102; bomba peristáltica, marca ISMATEC PC e espectrofotômetro, marca FEMTO, modelo 600s, para determinação de  $P-PO_4^{3-}$ ;
- 20) Vidrarias diversas;
- 21) Produtos químicos diversos.

## **5 Resultados e discussão**

### **5.1 Considerações iniciais**

Os ensaios de flotação (em escala de laboratório) descritos no item 5.2 foram realizados com o objetivo de investigar o desempenho do polímero sintético catiônico, marca Faxon, de alta massa molecular e alta densidade de carga, como auxiliar de flotação do efluente do sistema sequencial de tratamento de esgoto sanitário (reatores UASB seguidos de tanque de aeração).

Nesses ensaios de flotação buscou-se a adequação dos seguintes parâmetros: dosagem de polímero, os parâmetros de mistura rápida, ou seja, o tempo de mistura rápida ( $T_{mr}$ ) e o gradiente médio de velocidade de mistura rápida ( $G_{mr}$ ), os parâmetros de floculação, ou seja, o tempo de floculação ( $T_f$ ) e o gradiente médio de velocidade de floculação ( $G_f$ ) e, também a razão ar/sólidos ( $A/S$ ) a ser empregada ao processo de flotação (ver TABELA 4.2 do item 4.5).

O mesmo procedimento foi executado nos ensaios com aplicação de amido de araruta, nos ensaios com aplicação de cloreto férrico exclusivamente e nos ensaios com aplicação de cloreto férrico associado ao polímero catiônico ou ao amido de araruta, cujos resultados estão apresentados nos itens 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6, respectivamente (ver TABELAS 4.3 a 4.6 do item 4.5).

A TABELA 5.1 apresenta os valores de SST e das amostras do liquor misto do tanque de aeração (TA) utilizadas nos ensaios de flotação da primeira etapa do trabalho, além dos valores de DQO e  $P-PO_4^{3-}$  das amostras compostas do esgoto bruto (EB), utilizados nos cálculos das porcentagens globais de remoção obtidas nos ensaios de flotação.

**TABELA 5.1 – SST e pH das amostras do liquor misto do tanque de aeração (TA) utilizadas nos ensaios de flotação da primeira etapa do trabalho, e valores de DQO e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> das amostras compostas do esgoto bruto (EB).**

		Fases 1 e 13	Fases 2, 3, 4, 9, 16, 17 e 18	Fases 5, 14, 15, 19 e 20	Fases 6, 7, 8, 10, 12, 23 e 24	Fase 11	Fases 17, 21, 22 e 23
DQO de EB (mg/L)		768	884	863	888	828	694
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> de EB (mg/L)		17	17	17	19	19	19
Liquor misto do TA	SST (mg/L)	3629	5167	3532	2813	2964	3371
	pH	6,4	6,6	6,9	6,5	6,3	6,6

O item 5.7 apresenta um panorama das condições de operação e desempenho da ETE - Jardim das Flores durante o desenvolvimento das etapas do trabalho realizadas em escala piloto.

Os ensaios de flotação descritos no item 5.8, correspondentes à segunda etapa do trabalho, foram realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, ou seja, com a unidade FAD equipada com módulo lamelar de alta taxa, conforme descrito no item 4.6 dos Materiais e métodos. Nesses ensaios foi empregado como auxiliar de flotação o mesmo polímero sintético utilizado na primeira etapa do trabalho. A dosagem de polímero utilizada nesses ensaios foi escolhida com base nos resultados da fase 1 do item 5.2, bem como nos ensaios realizados em MORETTI (2000).

Como apresentado no item 4.6, os tempos de floculação empregados nesses ensaios foram sempre os menores possíveis, ou seja, foi utilizada apenas uma câmara de floculação das quatro existentes, e procurou-se manter a mais alta vazão afluyente ao flotador, respeitando as limitações da tubulação e a diluição necessária para cada ensaio. Em alguns ensaios o polímero foi aplicado no misturador *in-line*, mas na grande maioria optou-se pela adição da solução diretamente na câmara de floculação.

Nesses ensaios de flotação foram investigados os seguintes parâmetros: Taxa de Aplicação de Sólidos (TS), com respectivas concentrações de SST no afluyente à flotação, Taxa de Aplicação Superficial (TAS) e razão ar/sólidos (A/S) a ser empregada no processo de flotação (ver FIGURA 4.18 do item 4.6).

Os ensaios de flotação descritos no item 5.9, correspondentes à terceira etapa do trabalho, foram realizados com a unidade piloto de flotação, sem o módulo de placas, conforme descrito no item 4.7 do capítulo Materiais e métodos. Nesses ensaios foi empregado o polímero sintético catiônico, marca Faxon. A dosagem de polímero utilizada nesses ensaios foi a mesma empregada nos ensaios do item 5.8 (em torno de 1,0 g de polímero/kg de SST). Os tempos de floculação empregados nesses ensaios foram também os menores possíveis e, em todos os ensaios, a solução de polímero foi aplicada diretamente na câmara de floculação.

Nesses ensaios de flotação foram investigados os seguintes parâmetros: Taxa de Aplicação de Sólidos (TS), com respectivas concentrações de SST no afluente à flotação, Taxa de Aplicação Superficial (TAS) e razão ar/sólidos (A/S) a ser empregada no processo de flotação (ver FIGURA 4.19 do item 4.7).

No item 5.9 também são descritos dois perfis de 24 horas, realizados com a unidade piloto de FAD convencional, para avaliação do comportamento da flotação por um período superior às oito horas de operação habituais. No primeiro perfil foram testadas três condições de pré-condicionamento químico antecedendo a flotação. Na primeira parte do ensaio foi empregado apenas o polímero sintético catiônico como auxiliar de floculação/flotação (DP em torno de 1,0 g de pol./kg de SST); na segunda parte do ensaio foi empregada a associação de cloreto férrico (DCF de 60 mg/L) e polímero catiônico (DP em torno de 1,0 g de pol./kg de SST); na terceira parte do ensaio foi investigado o cloreto férrico empregado isoladamente como coagulante primário. O segundo perfil de 24 horas foi realizado com o emprego apenas de polímero catiônico (DP em torno de 1,0 g de pol./k de SST) como auxiliar de floculação/flotação.

As porcentagens de remoção de DQO e  $P-PO_4^{3-}$  correspondentes a todos os ensaios de flotação desse trabalho, ou seja, da primeira, segunda e terceira etapas, foram calculadas com base nos valores de DQO e  $P-PO_4^{3-}$  do esgoto bruto e, portanto, são porcentagens globais de remoção. As

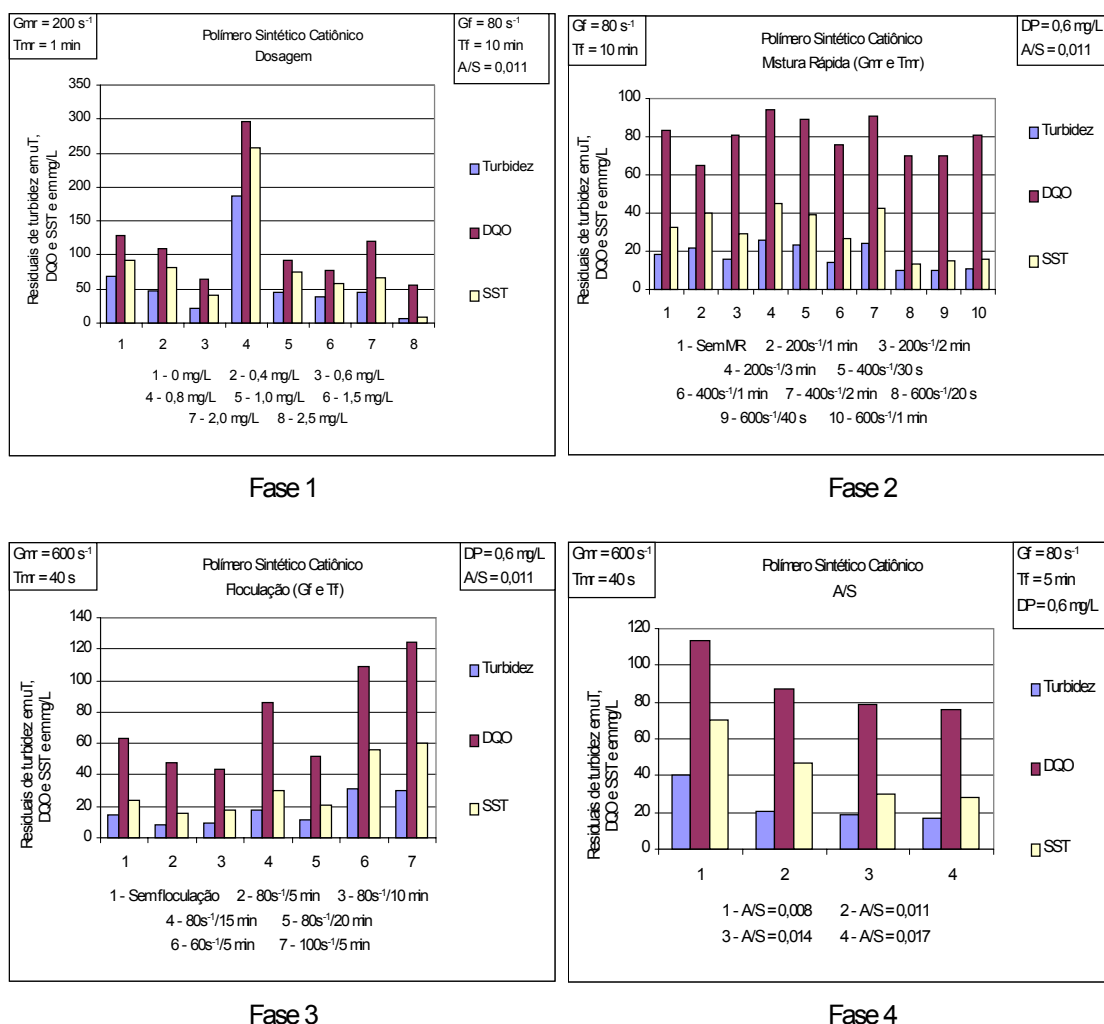
porcentagens de remoção de SST, por sua vez, foram calculadas com base na concentração de SST do afluente à flotação, ou seja, o liquor misto do tanque de aeração, diluído ou não.

## **5.2 Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotateste, realizados com polímero sintético catiônico (fases 1, 2, 3 e 4)**

A escolha do polímero a ser empregado nos ensaios das fases 1, 2, 3 e 4 foi baseada nos resultados de MORETTI (2000), onde, dentre 21 tipos de polímeros investigados, sendo estes catiônicos, aniônicos e não iônicos, os polímeros catiônicos, principalmente os de alta massa molecular e alta densidade de carga, mostraram desempenho bastante superior quando comparados aos demais tipos testados.

As FIGURAS 5.1 e 5.2 apresentam os resultados obtidos nos ensaios de flotação realizados nas fases 1, 2, 3 e 4 da primeira etapa do trabalho (ver TABELA 4.2), quando foram estudados: dosagem de polímero (DP), Gmr e Tmr, Gf e Tf e razão A/S. A TABELA 5.2 apresenta os residuais e porcentagens de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  e os residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 1, 2, 3 e 4.

Na fase 1 da FIGURA 5.1 pode-se observar que DP de 0,6 mg/L foi responsável por remoção global de DQO de 92% (residual de 65 mg/L) e residuais de SST, turbidez e cor aparente de 40 mg/L, 22 uT e 235 uC, respectivamente. O único ensaio que apresentou resultados melhores foi o realizado com DP em torno de 2,5 mg/L; porém, comparando-se os resultados fornecidos por esta dosagem aos obtidos com DP de 0,6 mg/L, observa-se que os primeiros não removeram tanto a ponto de justificar a adoção da dosagem mais alta de polímero. Portanto, adotou-se DP de 0,6 mg/L para dar prosseguimento aos ensaios.



**FIGURA 5.1 – Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 1 (variação de DP de 0,4 a 2,5 mg/L); 2 (variação de  $G_{mr}$  na faixa de 200 a 600  $\text{s}^{-1}$  e  $T_{mr}$  de 20 s a 3 min); 3 (variação de  $G_f$  de 60 a 100  $\text{s}^{-1}$  e  $T_f$  de 5 a 20 min) e 4 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**

Os melhores resultados da fase 2, principalmente quanto à remoção de SST e turbidez, foram obtidos nos três ensaios onde foi empregado  $G_{mr}$  em torno de 600  $\text{s}^{-1}$ . Dentre esses, escolheu-se o ensaio realizado com  $T_{mr}$  de 40 s, com base na FIGURA 5.2, por apresentar a melhor curva de flotação. Os resultados obtidos nesse ensaio foram: 92% de remoção global de DQO (residual de 70 mg/L) e residuais de SST, turbidez e cor aparente de 15 mg/L, 10 uT e 185 uC, respectivamente.

É importante salientar que a escolha do valor mais adequado do parâmetro investigado em cada fase, para dar prosseguimento ao trabalho,



era feita apenas com base nas leituras de turbidez, ou seja, através da análise das curvas de flotação, visto que a obtenção dos resultados das determinações de SST e DQO não era imediata.

**TABELA 5.2 – Residuais e porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 1, 2, 3 e 4, realizados com a aplicação de polímero sintético catiônico.**

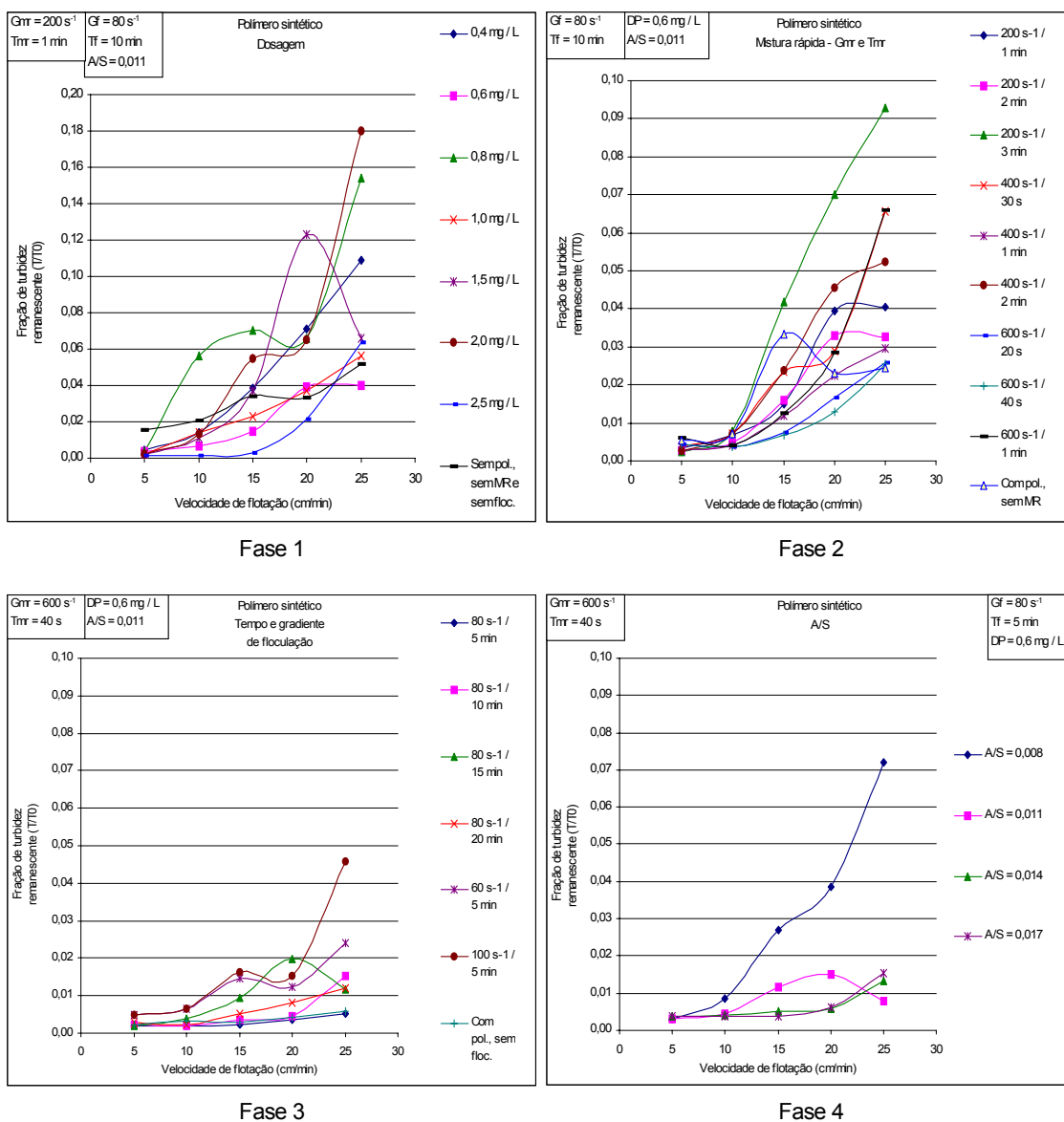
DP mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gmr (s <sup>-1</sup> ) / Tmr	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gf/Tf (s <sup>-1</sup> / min)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	A/S X 1000	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
		sem MR	7,5 (56) / 211				
0	8,5 (50) / 555	200 / 1 min	8,0 (53) / 235	sem floc.	5,2 (70) / 214	8	6,9 (59) / 431
0,4	8,3 (51) / 407	200 / 2 min	7,6 (55) / 208	80 / 5	5,1 (70) / 162	11	6,6 (61) / 302
0,6	8,0 (53) / 235	200 / 3 min	7,4 (56) / 279	80 / 10	5,0 (71) / 181	14	7,0 (59) / 272
0,8	10,2 (40) / 1148	400 / 30s	7,7 (55) / 266	80 / 15	5,1 (70) / 223	17	7,0 (59) / 261
1,0	9,3 (45) / 384	400 / 1 min	7,9 (54) / 181	80 / 20	4,8 (72) / 164		
1,5	7,6 (55) / 312	400 / 2 min	7,7 (55) / 239	60 / 5	7,3 (57) / 369		
2,0	7,8 (54) / 261	600 / 20s	8,9 (48) / 184	100 / 5	7,0 (59) / 361		
2,5	7,6 (55) / 105	600 / 40s	9,1 (46) / 185				
		600 / 1 min	8,6 (49) / 192				

\* Porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> calculadas em relação ao esgoto bruto.

Na fase 3, o ensaio realizado com 5 min de floculação associado a um valor de Gf em torno de 80 s<sup>-1</sup>, com a aplicação de DP igual a 0,6 mg/L, promoveu as melhores remoções de SST, turbidez, cor aparente e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, com residuais de 16 mg/L, 8 T, 162 uC e 5,1 mg/L, respectivamente, além de remover 95% de DQO (residual de 48 mg/L).

Na fase 4, os melhores resultados foram obtidos com A/S na flotação em torno de 0,017. No entanto, esses resultados não foram muito superiores aos fornecidos por A/S de 0,014, não justificando o uso de uma quantidade maior de ar. Assim, A/S em torno de 0,014 foi considerado suficiente para promover uma flotação satisfatória, apresentando residuais de SST,

turbidez, cor e  $P-PO_4^{3-}$  de 30 mg/L, 18 uT, 262 uC e 7,0 mg/L, respectivamente, além de 91% de remoção global de DQO, com residual de 79 mg/L.



**FIGURA 5.2 – Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 1 (variação de DP de 0,4 a 2,5 mg/L); 2 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s<sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 3 (variação de Gf de 60 a 100 s<sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min) e 4 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**

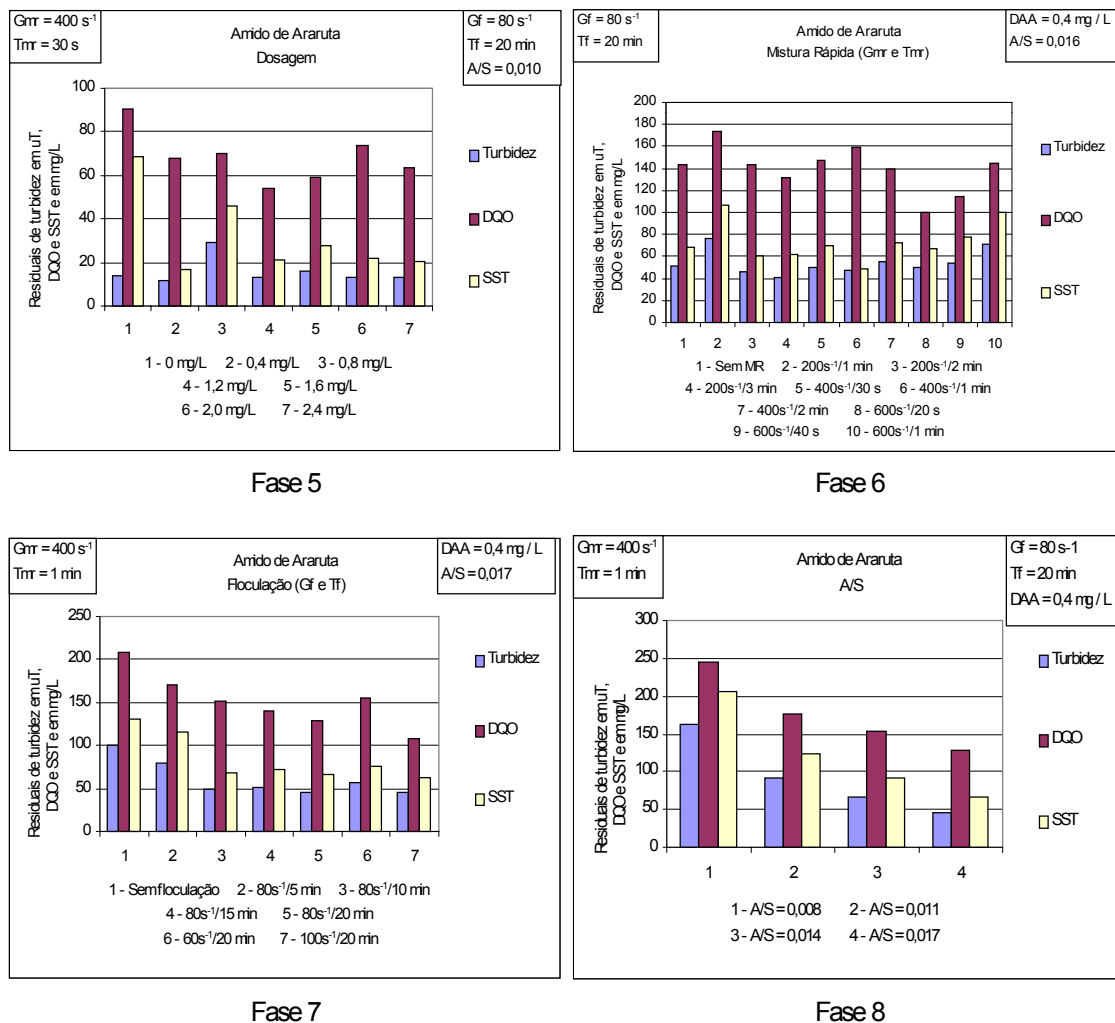
### **5.3 Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotateste, realizados com amido de araruta (fases 5, 6, 7 e 8)**

Em estudo prévio a este trabalho, foram testados três diferentes tipos de amidos - araruta, batata e mandioca, para determinação daquele que melhor se adequaria à floculação desse tipo de efluente. A partir dos resultados desses ensaios foi escolhido o amido de araruta para dar continuidade à pesquisa. A escolha desse tipo de amido frente aos demais deveu-se à sua eficiência e ao custo; o amido de araruta se mostrou ligeiramente superior ao de mandioca em eficiência e ambos eram compatíveis em custo (R\$ 3,00/kg e R\$ 2,80/kg, respectivamente). Já o amido de batata, apesar de ser compatível em eficiência, foi descartado por custar quase o triplo dos demais (R\$ 8,25/kg).

As FIGURAS 5.3 e 5.4 apresentam os resultados dos ensaios de flotação realizados nas fases 5, 6, 7 e 8 da primeira etapa do trabalho (ver TABELA 4.3), quando foram estudados: dosagem de amido de araruta (DAA), Gmr e Tmr, Gf e Tf e razão A/S. A TABELA 5.3 apresenta os residuais e porcentagens de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  e os residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 5, 6, 7 e 8.

Na fase 5 (FIGURA 5.3) foram investigadas as dosagens mais adequadas de amido de araruta na flotação desse tipo de efluente. Pode-se observar que DAA igual a 0,4 mg/L apresentou os menores residuais de SST e turbidez (17 mg/L e 12 uT, respectivamente), além de remover 92% de DQO (residual de 68 mg/L).

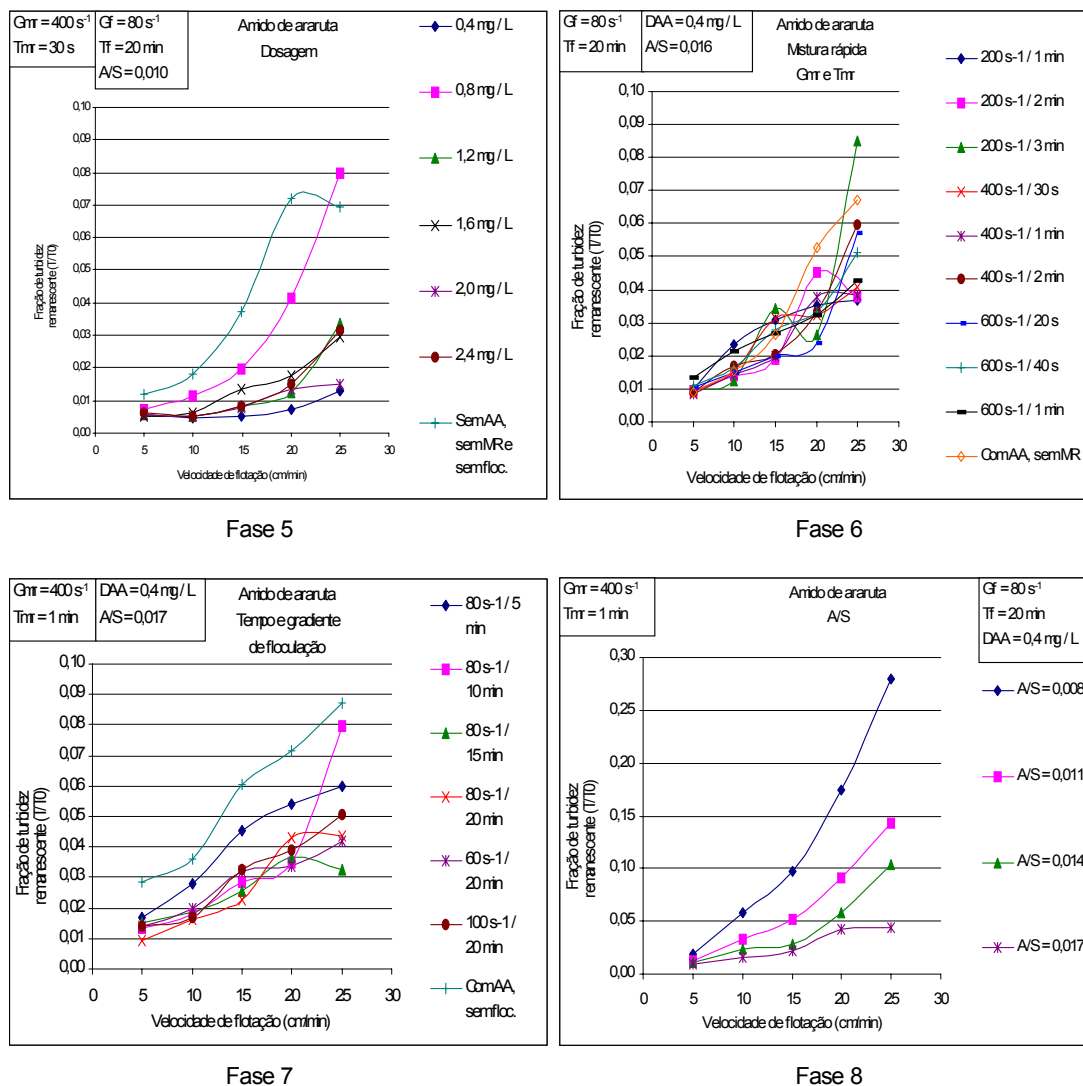
Observando a FIGURA 5.4, fase 6, nota-se que todas as combinações de Gmr e Tmr investigadas resultaram em curvas de flotação bastante instáveis. A escolha de Gmr em torno de  $400\text{ s}^{-1}$  e Tmr de 1 min foi feita por esta condição de mistura rápida ter fornecido uma das curvas de flotação com os resultados menos discrepantes (turbidez de 47 uT para Vflot de 10 cm/min), além de removerem também maior quantidade de SST (residual de 49 mg/L).



**FIGURA 5.3 – Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 5 (variação de DAA de 0,4 a 2,4 mg/L); 6 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s<sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 7 (variação de Gf de 60 a 100 s<sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min) e 8 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**

Na fase 7, os resultados de remoção apresentados pelos ensaios onde foram aplicados Tf de 10 min, 15 min e 20 min, para Gf em torno de 80 s<sup>-1</sup>, foram muito semelhantes. Foi escolhido um valor de Tf em torno de 20 min para dar prosseguimento aos ensaios, devido à remoção global de DQO apresentada (86%) ser ligeiramente superior às dos demais ensaios; entretanto, pode-se observar que Tf de 10 min já foi suficiente para

promover resultados satisfatórios, principalmente quanto à remoção de SST



e turbidez.

**FIGURA 5.4 – Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 5 (variação de DAA de 0,4 a 2,4 mg/L); 6 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s<sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 7 (variação de Gf de 60 a 100 s<sup>-1</sup> e Tf de 5 a 20 min) e 8 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**

Analisando-se os resultados obtidos no ensaio realizado com Gf em torno de 100 s<sup>-1</sup> e Tf de 20 min (residuais de SST e turbidez de 63 mg/L e 46 uT, respectivamente, e 88% de remoção global de DQO), observa-se que são bastante próximos aos do ensaio onde foram empregados Gf torno de 80 s<sup>-1</sup> e Tf de 20 min (residuais de SST e turbidez de 66 mg/L e 45 uT,

respectivamente, e 86% de remoção global de DQO), não justificando a maior intensidade na mistura. Portanto, escolheu-se Gf em torno de  $80 \text{ s}^{-1}$  e Tf de 20 min para dar prosseguimento ao trabalho.

Na fase 8, A/S de 0,017 apresentou os melhores resultados de remoção de SST e turbidez, com residuais de 66 mg/L e 47 uT, respectivamente. Entretanto, mesmo com o uso dessa quantidade relativamente alta de ar, não foi possível obter-se resultados satisfatórios de remoção de DQO (86%, residual de 129 mg/L).

**TABELA 5.3 – Residuais e porcentagens de remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 5, 6, 7 e 8, realizadas com a aplicação de amido de araruta.**

DAA mg/L	$\text{P-PO}_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gmr ( $\text{s}^{-1}$ ) / Tmr	$\text{P-PO}_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gf/Tf ( $\text{s}^{-1}$ /min)	$\text{P-PO}_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC	A/S	$\text{P-PO}_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC
Fase 5		Fase 6		Fase 7		Fase 8	
		sem MR	8,3 (56) / 525				
0	7,1 (58) / 435	200 / 1 min	8,6 (55) / 618	Sem floc.	8,1 (57) / 940	8	8,9 (53) / 1198
0,4	6,5 (62) / 200	200 / 2 min	8,0 (58) / 474	80 / 5	7,9 (58) / 774	11	8,5 (55) / 842
0,8	6,7 (61) / 315	200 / 3 min	8,2 (57) / 542	80 / 10	7,8 (59) / 565	14	8,3 (57) / 668
1,2	6,2 (64) / 231	400 / 30s	8,1 (57) / 514	80 / 15	7,9 (58) / 581	17	7,7 (60) / 472
1,6	6,1 (64) / 211	400 / 1 min	8,3 (56) / 494	80 / 20	7,7 (60) / 472		
2,0	6,3 (63) / 209	400 / 2 min	8,1 (57) / 531	60 / 20	8,4 (56) / 621		
2,4	6,5 (62) / 220	600 / 20s	8,5 (55) / 526	100 / 20	8,1 (57) / 505		
		600 / 40s	9,9 (48) / 583				
		600 / 1 min	9,0 (53) / 681				

\* Porcentagens de remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  calculadas em relação ao esgoto bruto.

#### **5.4 Ensaios de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotatest, realizados com cloreto férrico (fases 9, 10, 11 e 12)**

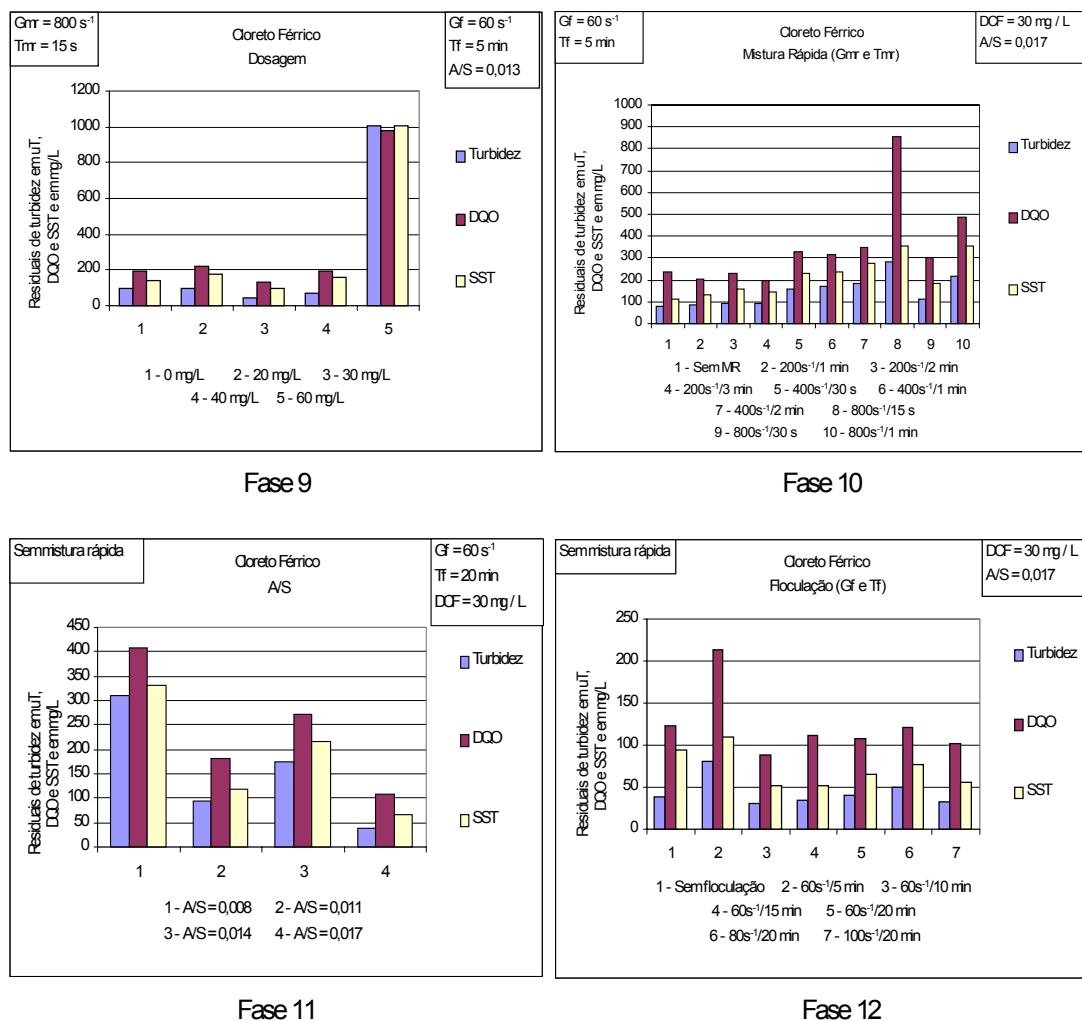
As FIGURAS 5.5 e 5.6 apresentam os resultados dos ensaios de flotação realizados nas fases 9, 10, 11 e 12 da primeira etapa do trabalho (ver TABELA 4.4), quando foram estudados: dosagem de cloreto férrico

(DCF), Gmr e Tmr, razão A/S, e Gf e Tf. A TABELA 5.4 apresenta os residuais e porcentagens de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  e os residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 9, 10, 11 e 12.

Na fase 9, foram realizados ensaios para investigar as dosagens mais adequadas de cloreto férrico aplicadas para esse tipo de efluente. Pode-se observar que DCF igual a 30 mg/L apresentou os melhores resultados. Para essa dosagem, o efluente da flotação apresentou os seguintes residuais: 137 mg/L de DQO e 3,4 mg/L de  $P-PO_4^{3-}$  (com remoções globais de 85% e 80%, respectivamente), 45 uT de turbidez e 100 mg/L de SST.

Observa-se que DCF de 60 mg/L não se mostrou favorável ao processo de flotação, resultando em elevados residuais de turbidez, DQO,  $P-PO_4^{3-}$  e SST. Ensaios com DCF de 80 mg/L foram iniciados e logo interrompidos, pois proporcionaram resultados ainda piores que os fornecidos por 60 mg/L, não tendo sido incluídos nos gráficos. Nos ensaios com DCF de 60 mg/L e 80 mg/L, apesar de serem notados flocos grandes e bem formados, a quantidade de ar fornecida à flotação pareceu ser insuficiente, pois a flotação não ocorria, não havendo ascensão dos flocos em direção ao topo da coluna de flotação. Assim, nos ensaios com cloreto férrico, optou-se por investigar o fornecimento de ar à flotação antes da etapa de floculação.

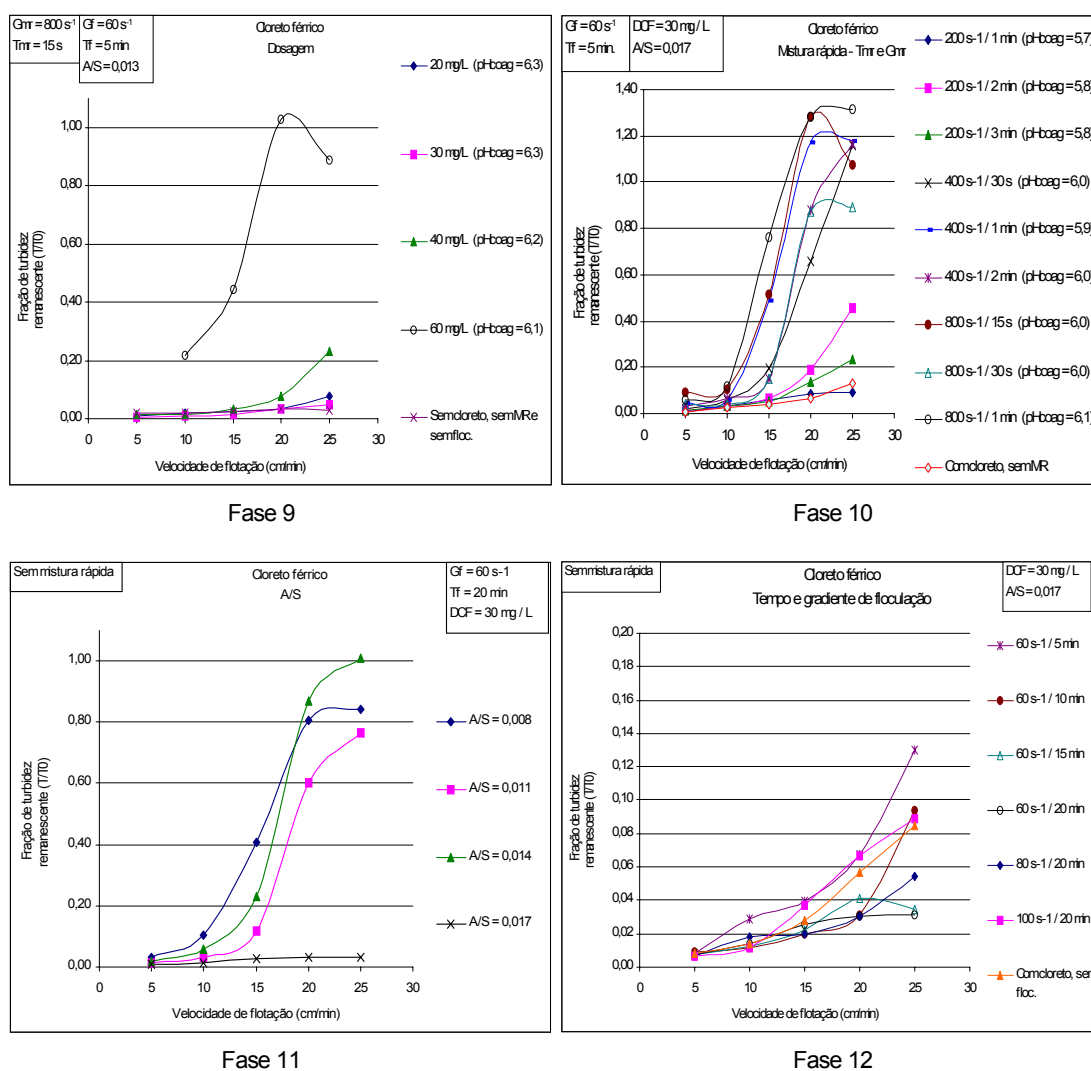
Pode-se notar que, para esse efluente, empregando-se DCF de 30 mg/L, o ensaio de flotação realizado apenas com a mistura lenta proporcionou os melhores resultados da fase 10, com 73% de remoção global de DQO (residual de 238 mg/L) e residuais de SST, turbidez, cor aparente e  $P-PO_4^{3-}$  de 109 mg/L, 81 uT, 729 uC e 6,2 mg/L, respectivamente.



**FIGURA 5.5 – Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 9 (variação de DCF de 20 a 60 mg/L); 10 (variação de  $G_{mr}$  na faixa de 200 a 800  $\text{s}^{-1}$  e  $T_{mr}$  de 15 s a 3 min); 11 (variação de A/S de 0,008 a 0,017) e 12 (variação de  $G_f$  de 60 a 100  $\text{s}^{-1}$  e  $T_f$  de 5 a 20 min).**

Resultados da fase 11 mostram claramente que, quando foi empregada DCF de 30 mg/L, o ensaio realizado com A/S em torno de 0,017 foi o que apresentou os melhores resultados para todos os parâmetros investigados, promovendo residuais de SST, turbidez e  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de 66 mg/L, 40 uT e 5,9 mg/L, respectivamente, além de remover 88% da DQO (residual de 108 mg/L). Assim, o valor mínimo de A/S requerido para promover condições razoáveis de flotação foi 0,017.





**FIGURA 5.6 – Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 9 (variação de DCF de 20 a 60 mg/L); 10 (variação de Gm na faixa de 200 a 800 s<sup>-1</sup> e Tmr de 15 s a 3 min); 11 (variação de A/S de 0,008 a 0,017) e 12 (variação de Tf de 5 a 20 min).**

Observa-se na fase 12 que, para DCF de 30 mg/L, os melhores resultados foram atingidos com Gf em torno de 60 s<sup>-1</sup> associado a Tf de 10 min (residuais de SST, turbidez, cor aparente e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 52 mg/L, 31 uT, 384 uC e 5,8 mg/L, respectivamente, e 90% de remoção global de DQO, com residual de 88 mg/L).

Nota-se que na fase 12, após otimizadas as condições da flotação, quase todos os parâmetros apresentaram seus menores residuais. No entanto, quando se leva em conta a remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, nota-se que, na

fase 9, obteve-se remoção de 80% de  $P-PO_4^{3-}$ , com residual de 3,4 mg/L, enquanto, na fase 12, a porcentagem obtida foi de apenas 69%, com residual de 5,8 mg/L.

**TABELA 5.4 – Residuais e porcentagens de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 9, 10, 11 e 12, realizadas com a aplicação de cloreto férrico.**

DCF mg/L	$P-PO_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gmr ( $s^{-1}$ ) / Tmr	$P-PO_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC	A/S	$P-PO_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gf/Tf ( $s^{-1}$ /min)	$P-PO_4^{3-}$ , mg/L (%*) / Cor apar., uC
Fase 9		Fase 10		Fase 11		Fase 12	
		sem MR.	6,2 (67) / 729				
0	6,8 (63) / 844	200 / 1 min	5,1 (73) / 724	8	8,9 (53) / 1968	sem floc.	5,4 (71) / 456
20	5,2 (69) / 750	200 / 2 min	5,0 (74) / 806	11	6,8 (64) / 856	60 / 5	6,2 (67) / 729
30	3,4 (80) / 452	200 / 3 min	5,1 (73) / 745	14	7,7 (59) / 1425	60 / 10	5,8 (69) / 384
40	3,1 (82) / 659	400 / 30s	5,9 (69) / 1213	17	5,9 (69) / 292	60 / 15	5,7 (70) / 402
60	11,0 (35) / 5477	400 / 1 min	5,6 (70) / 1305			60 / 20	5,9 (69) / 292
		400 / 2 min	6,3 (67) / 1353			80 / 20	5,8 (69) / 531
		800 / 15s	7,6 (60) / 1905			100 / 20	5,6 (71) / 400
		800 / 30s	5,4 (72) / 942				
		800 / 1 min	7,3 (61) / 2009				

\* Porcentagens de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  calculadas em relação ao esgoto bruto.

### 5.5 Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotatest, realizados com a associação entre cloreto férrico e polímero sintético catiônico (fases 13, 14, 15, 16, 17 e 18)

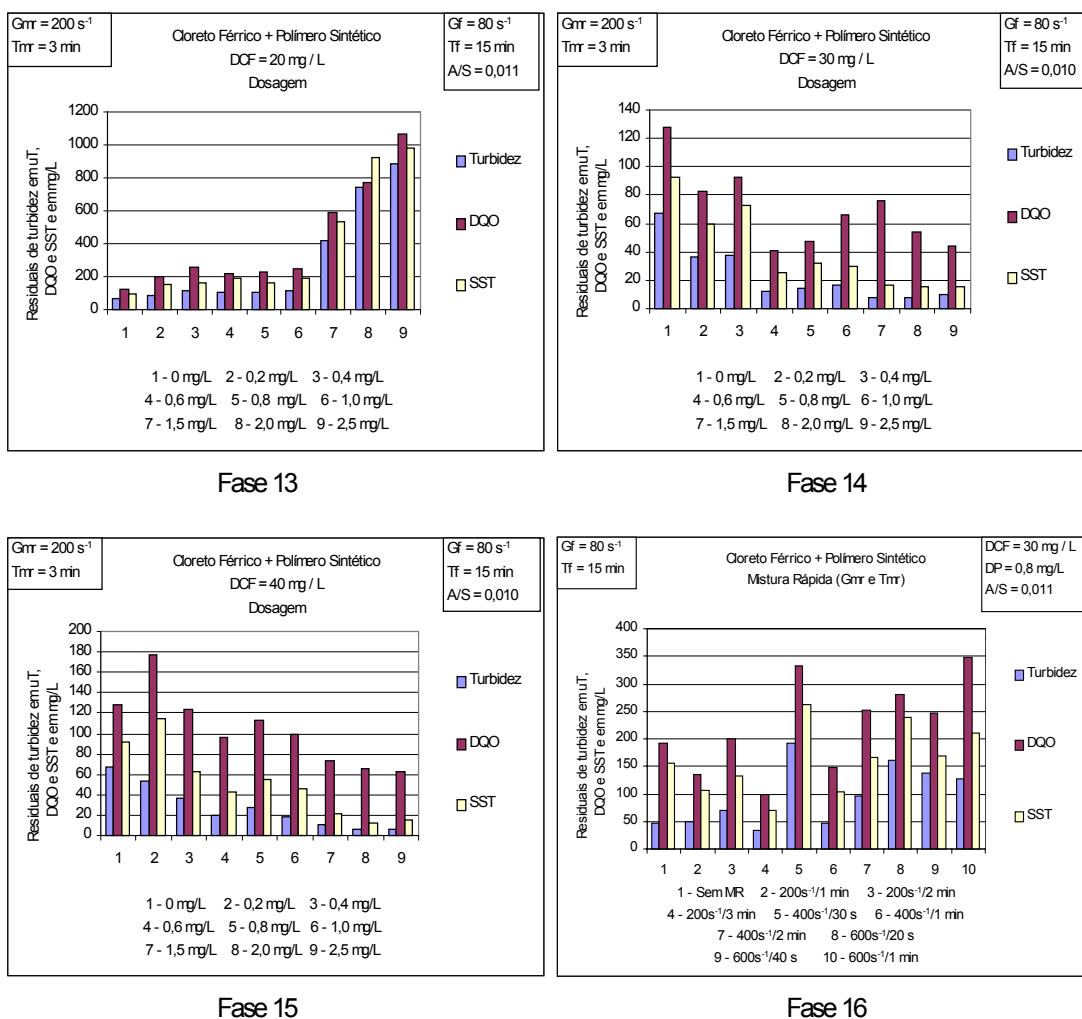
As FIGURAS 5.7, 5.8 e 5.9 apresentam os resultados dos ensaios de flotação realizados nas fases 13, 14, 15, 16, 17 e 18 da primeira etapa do trabalho (ver TABELA 4.5), quando foram estudadas dosagens de polímero sintético (DP) associadas às dosagens fixas de cloreto férrico (DCF) de 20, 30 e 40 mg/L, bem como os valores de Gmr e Tmr, Gf e Tf e razão A/S. As TABELAS 5.5 e 5.6 apresentam os residuais e porcentagens de remoção de

P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e os residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 13, 14, 15 e 16 e às fases 17 e 18, respectivamente.

Nas fases 13, 14 e 15, observa-se que os melhores resultados, comparando-se os ensaios realizados com as três dosagens fixas de cloreto férrico de 20 mg/L, 30 mg/L e 40 mg/L, foram obtidos com o emprego de DCF de 30 mg/L. A FIGURA 5.7 (fase 14) mostra que os menores residuais de SST e turbidez foram obtidos nos ensaios realizados com a associação de DCF de 30 mg/L e DP acima de 1,5 mg/L; porém, a remoção de DQO nesses ensaios foi inferior aos realizados com DP de 0,6 mg/L e 0,8 mg/L. Já as curvas de flotação da FIGURA 5.9 (fase 14) mostram que a grande maioria das dosagens de polímero apresentaram resultados muito semelhantes, sendo que DP de 0,8 mg/L foi uma das que apresentaram maior eficiência, mesmo para as maiores velocidades de flotação. Como a escolha da dosagem mais adequada para dar prosseguimento ao trabalho era feita apenas com base nos valores de turbidez, escolheu-se DP igual a 0,8 mg/L associada a DCF de 30 mg/L. Nesse ensaio foram obtidos residuais de SST, turbidez, cor aparente e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 32 mg/L, 14 uT, 185 uC e 4,1 mg/L, respectivamente, além de 95% de remoção global de DQO (residual de 48 mg/L).

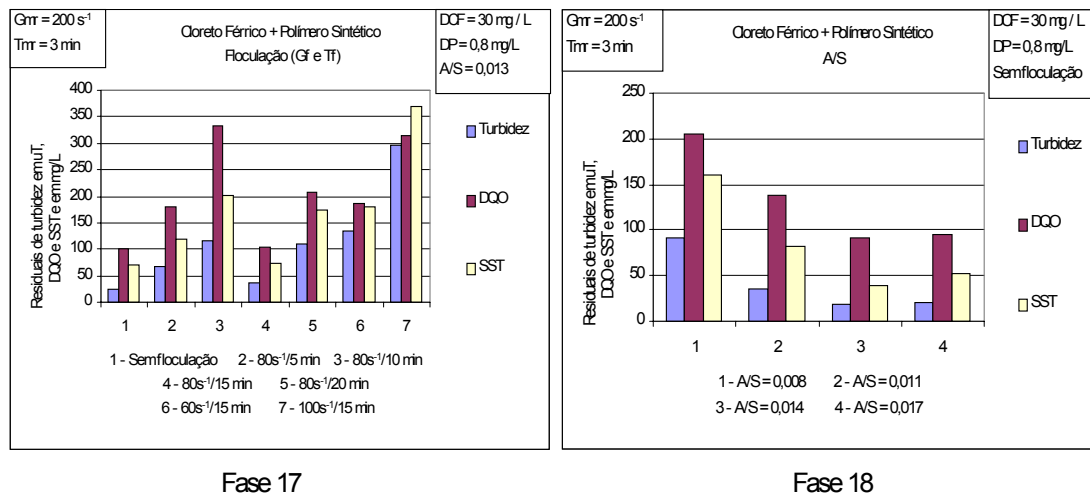
Na fase 16 (FIGURA 5.7), observa-se que os melhores resultados foram obtidos no ensaio utilizando Gmr em torno de 200 s<sup>-1</sup> e Tmr de 3 min: residuais de SST, turbidez, cor aparente e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 70 mg/L, 34 uT, 330 uC e 3,6 mg/L, respectivamente, além de 89% de remoção global de DQO (residual de 98 mg/L).

A fase 17 (FIGURA 5.8) mostrou que, para a associação de DCF de 30 mg/L e DP de 0,8 mg/L, não houve necessidade de floculação, pois o ensaio realizado apenas com a mistura rápida foi o que forneceu os melhores resultados, ou seja, residuais de SST, turbidez, cor aparente e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 71 mg/L, 24 uT, 259 uC e 3,9 mg/L, respectivamente, além de 89% de remoção global de DQO (residual de 100 mg/L).



**FIGURA 5.7 – Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 13 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 14 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 15 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L) e 16 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600  $s^{-1}$  e Tmr de 20 s a 3 min).**

Quanto ao estudo do fornecimento de ar ao processo de flotação (fase 18), nota-se que a razão A/S de 0,014 foi suficiente para proporcionar bons resultados, não havendo necessidade de utilização de quantidade maior de ar. Nesse ensaio foram obtidos os seguintes residuais: 40 mg/L de SST, 19 uT de turbidez, 259 uC de cor aparente e 3,6 mg/L de  $P-PO_4^{3-}$ , bem como 90% de remoção global de DQO (residual de 91 mg/L).



**FIGURA 5.8 – Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 17 (variação de Gf de 60 a 100 s<sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min) e 18 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**

Observa-se, comparando-se os resultados das fases 14 e 18, com DCF de 30 mg/L e DP de 0,8 mg/L, que os residuais de SST, DQO, cor aparente e turbidez obtidos no ensaio da fase 18, quando os parâmetros da flotação já estavam otimizados, foram maiores que os fornecidos pelos ensaios da fase 14. Apenas o residual de  $P-PO_4^{3-}$  foi inferior na fase 18, comparado à fase 14 (3,6 e 4,1 mg/L, 79 e 76% de remoção, respectivamente). Essa diferença pode estar relacionada ao fato de que as várias etapas de ensaios, para um mesmo tipo de substância coagulante/floculante, não foram realizadas sequencialmente, sendo que a qualidade do esgoto afluente à flotação variava muito, principalmente quanto à concentração de SST (3629 mg/L na fase 14 e 5167 mg/L na fase 18).

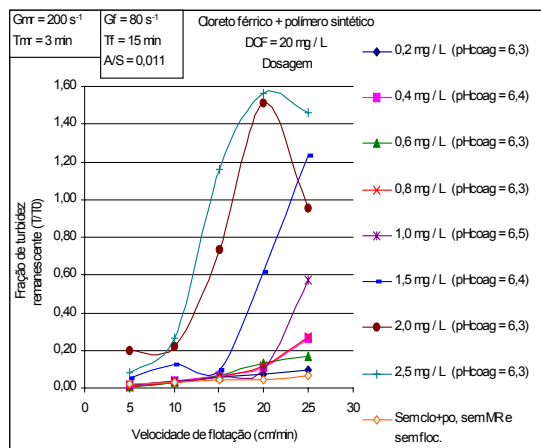
**TABELA 5.5 – Residuais e porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 13, 14, 15 e 16, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao polímero sintético catiônico.**

DP mg/L DCF = 20 mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	DP mg/L DCF = 30 mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	DP mg/L DCF = 40 mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gmr (s <sup>-1</sup> ) / Tmr	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC
Fase 13		Fase 14		Fase 15		Fase 16	
0	8,5 (50) / 543	0	8,5 (50) / 543	0	8,5 (50) / 543	sem MR	4,7(72) / 670
0,2	7,1 (58) / 629	0,2	4,7 (72) / 351	0,2	5,9 (66) / 475	200 / 1 min	3,2 (81) / 427
0,4	7,3 (57) / 806	0,4	4,4 (74) / 360	0,4	5,5 (68) / 294	200 / 2 min	4,4 (74) / 609
0,6	6,8 (60) / 762	0,6	3,8 (78) / 174	0,6	4,8 (72) / 225	200 / 3 min	3,5 (79) / 330
0,8	6,7 (61) / 740	0,8	4,1 (76) / 185	0,8	5,1 (70) / 247	400 / 30s	3,9 (77) / 1469
1,0	6,9 (60) / 765	1,0	3,9 (77) / 190	1,0	4,7 (72) / 220	400 / 1 min	2,9 (83) / 395
1,5	10,8(36) / 2277	1,5	3,6 (79) / 127	1,5	4,3 (75) / 140	400 / 2 min	3,9 (77) / 692
2,0	7,8 (54) / 3831	2,0	3,6 (79) / 119	2,0	4,4 (74) / 119	600 / 20s	4,6 (73) / 1218
2,5	7,7 (55) / 4460	2,5	3,4 (80) / 122	2,5	4,2 (75) / 113	600 / 40s	4,6 (73) / 1065
						600 / 1 min	4,5 (74) / 988

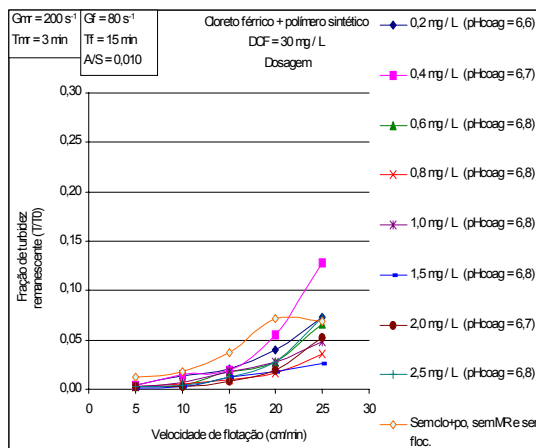
**TABELA 5.6 - Residuais e porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 17 e 18, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao polímero sintético catiônico.**

Gf/Tf	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor aparente, uC	A/S X 1000	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor aparente, uC
Fase 17		Fase 18	
Sem floculação	3,9 (77) / 259	8	5,0 (71) / 714
80 s <sup>-1</sup> / 5 min	4,3 (75) / 588	11	4,0 (77) / 346
80 s <sup>-1</sup> / 10 min	5,0 (71) / 929	14	3,6 (79) / 241
80 s <sup>-1</sup> / 15 min	3,8 (78) / 330	17	3,7 (78) / 266
80 s <sup>-1</sup> / 20 min	4,7 (72) / 793		
60 s <sup>-1</sup> / 15 min	6,6 (65) / 1008		
100 s <sup>-1</sup> / 15 min	7,4 (61) / 1870		

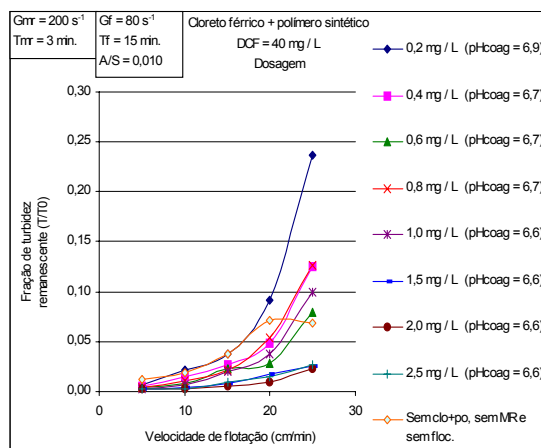
\* Porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> calculadas em relação ao esgoto bruto.



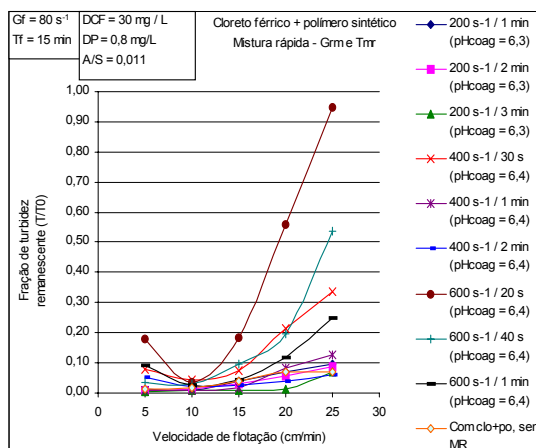
Fase 13



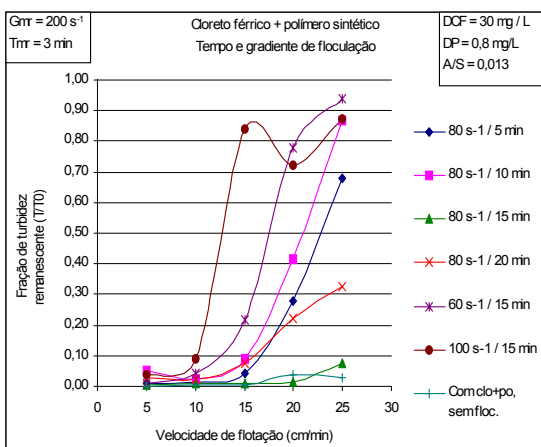
Fase 14



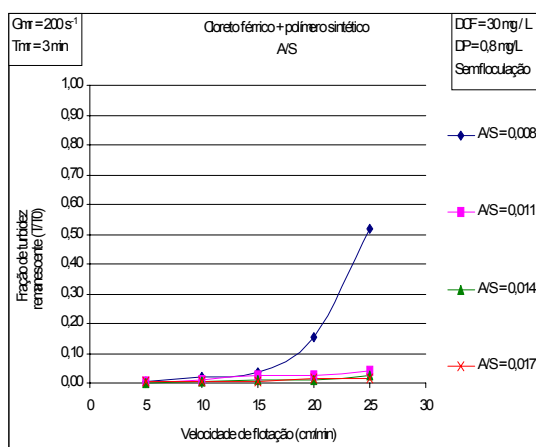
Fase 15



Fase 16



Fase 17



Fase 18

**FIGURA 5.9 – Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 13 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 14 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 15 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,5 mg/L); 16 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s<sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min); 17 (variação de Gf de 60 a 100 s<sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min) e 18 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**

Comparando os resultados obtidos nas Fases 9, 13 e 14, referentes à investigação das dosagens mais adequadas de cloreto férrico, aplicado isoladamente e em associação ao polímero sintético catiônico, aos resultados obtidos por NACHEVA *et. al.* (1996), que podem ser vistos no item 3.2 desse trabalho, verifica-se a superioridade dos resultados obtidos com a flotação frente à sedimentação. Os autores, também em escala de laboratório, aplicaram de 20 mg/L a 30 mg/L de cloreto férrico juntamente com 0,2 mg/L a 1,5 mg/L de polímeros aniônicos, e obtiveram remoções de 74% a 84% de SST e 48% a 55% de DQO, em amostras coletadas após tempo de sedimentação de 20 min. No caso dos ensaios de flotação desta pesquisa, para dosagem de cloreto férrico de 30 mg/L (Fase 9), em amostras coletadas apenas 3 min. após a inserção da recirculação pressurizada, foi obtido 98% de remoção de SST e 85% de remoção de DQO, com os parâmetros de coagulação/floculação/flotação ainda não otimizados ( $G_{mr}$  de  $800\text{ s}^{-1}$ ,  $T_{mr}$  de 15 s,  $G_f$  de  $60\text{ s}^{-1}$  e  $T_f$  de 5 min). Quando foi associado 0,2 mg/L de polímero sintético catiônico, de alta massa molecular e alta densidade de carga, a 20 mg/L (Fase 13) e 30 mg/L de cloreto férrico (Fase 14), foram obtidos 96% e 98% de remoção de SST e 74% e 90% de remoção de DQO, respectivamente.

#### **5.6 Ensaio de flotação da primeira etapa, utilizando o Flotatest, realizados com a associação entre cloreto férrico e amido de araruta (fases 19, 20, 21, 22, 23 e 24)**

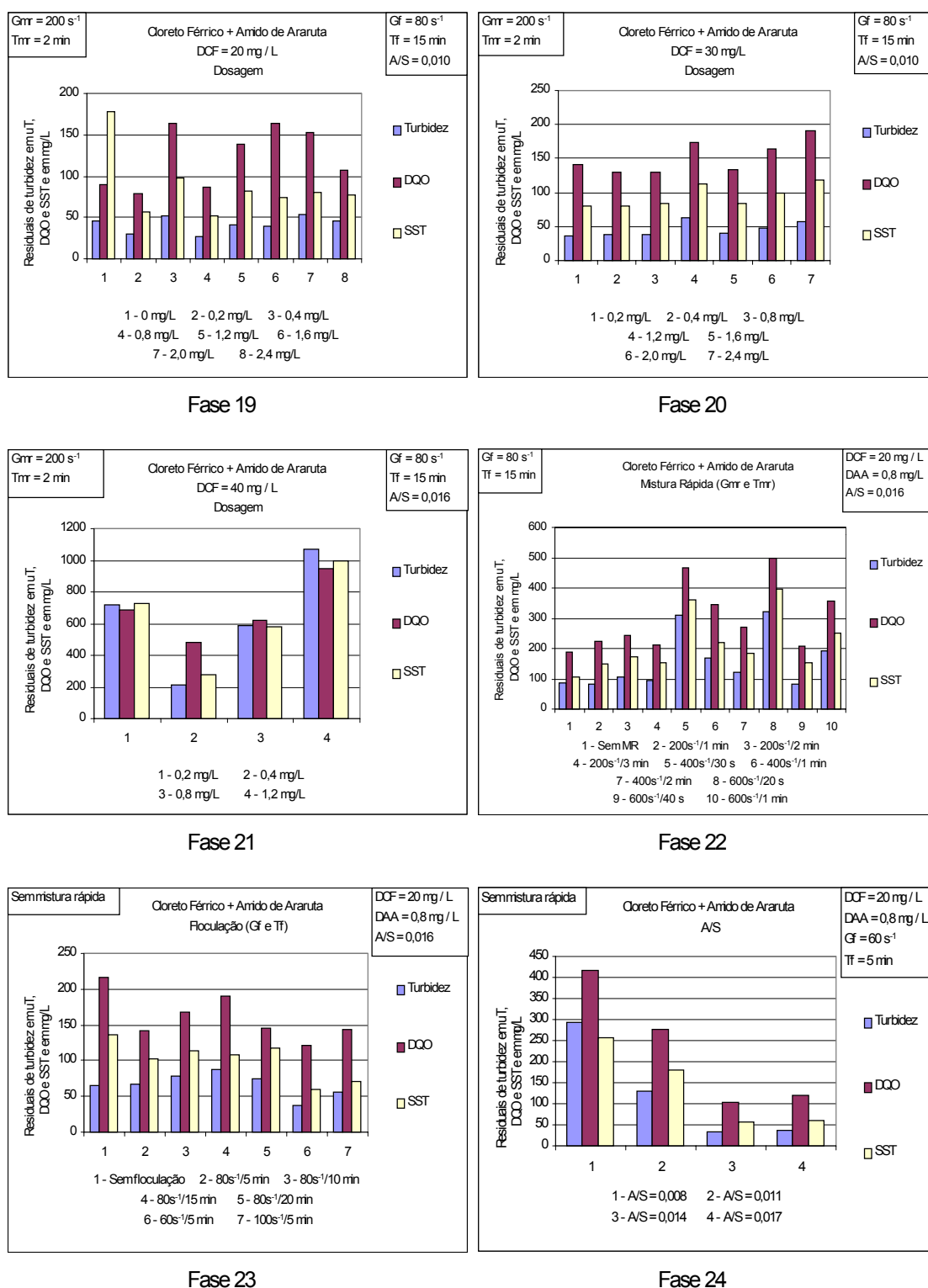
As FIGURAS 5.10, 5.11 e 5.12 apresentam os resultados dos ensaios de flotação realizados nas fases 19, 20, 21, 22, 23 e 24 da primeira etapa do trabalho (ver TABELA 4.6), quando foram estudadas dosagens de amido de araruta (DAA) associadas às dosagens fixas de cloreto férrico (DCF) de 20 mg/L, 30 mg/L e 40 mg/L, bem como os valores de  $G_{mr}$  e  $T_{mr}$ ,  $G_f$  e  $T_f$  e razão A/S. As TABELAS 5.7 e 5.8 apresentam os residuais e porcentagens de remoção de  $P\text{-PO}_4^{3-}$  e os residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 19, 20, 21 e 22 e às fases 23 e 24, respectivamente.



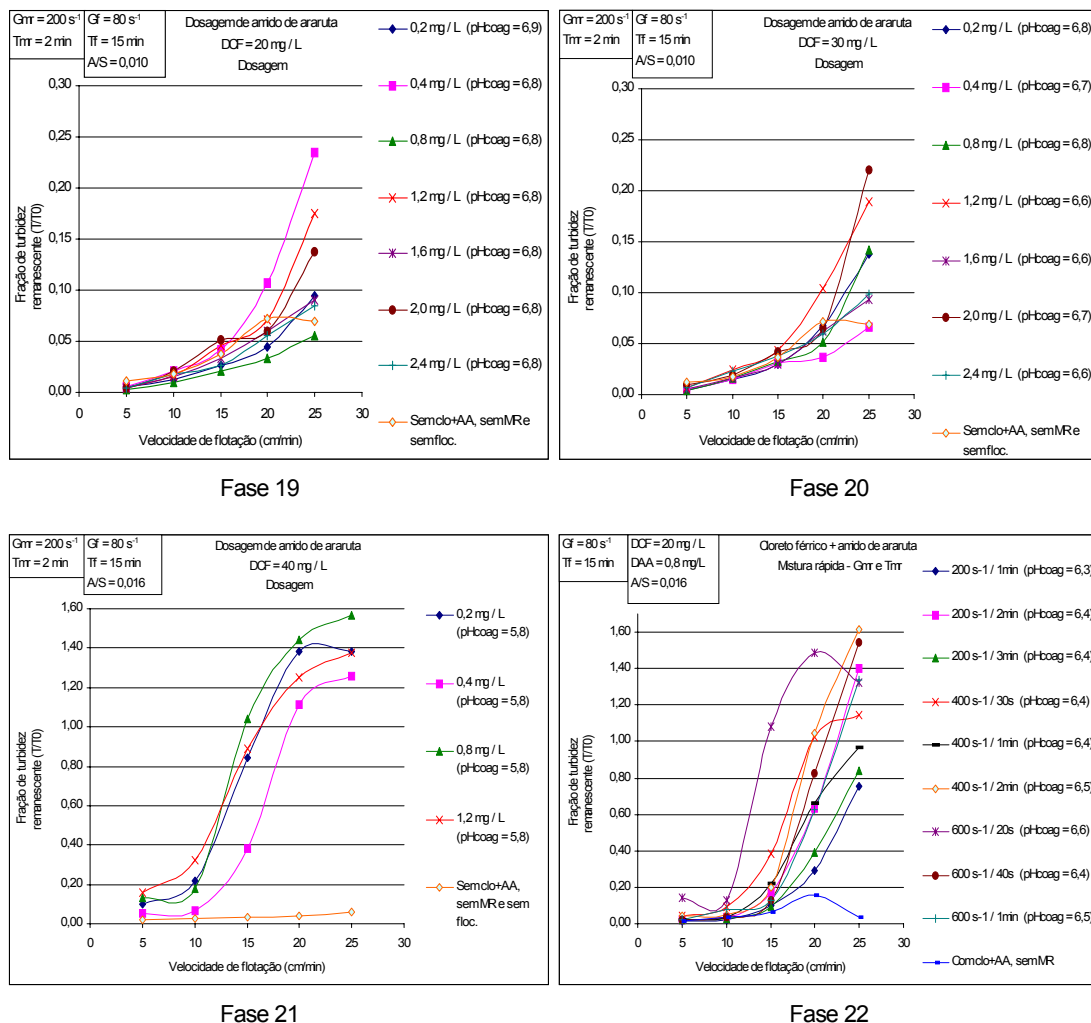
Comparando-se os resultados obtidos com as três dosagens de cloreto férrico, investigadas em associação ao amido de araruta (fases 19, 20 e 21), observa-se que os melhores valores foram obtidos nos ensaios com o emprego de DCF igual a 20 mg/L. A associação de DCF igual 40 mg/L ao amido de araruta (fase 21) resultou em valores tão inadequados que não foi possível prosseguir com os ensaios de flotação com DAA superior a 1,2 mg/L. Na fase 19 nota-se que os menores residuais, principalmente de SST e turbidez, foram fornecidos pelo ensaio com DCF de 20 mg/L e DP de 0,8 mg/L. Esse ensaio promoveu 90% de remoção global de DQO (residual de 87 mg/L), além de residuais de SST, turbidez, cor aparente e  $P-PO_4^{3-}$  de 52 mg/L, 26 uT, 293 uC e 4,6 mg/L, respectivamente.

Semelhante ao ocorrido com o cloreto férrico empregado isoladamente, pode-se notar que o ensaio de flotação realizado com a associação de DCF igual a 20 mg/L e DAA de 0,8 mg/L, sem mistura rápida (fase 22), forneceu os melhores resultados, proporcionando 73% de remoção global de DQO (residual de 190 mg/L) e residuais de SST, turbidez, cor aparente e  $P-PO_4^{3-}$  de 108 mg/L, 88 uT, 725 uC e 7,6 mg/L, respectivamente.

A fase 23 mostra que Gf em torno de  $60 \text{ s}^{-1}$  associado a Tf de 5 min foi a condição de floculação que proporcionou os melhores resultados na flotação, para essa associação de substâncias coagulantes/floculantes. Nesse ensaio, foram obtidos residuais de SST, turbidez, cor aparente e  $P-PO_4^{3-}$  de 60 mg/L, 38 uT, 454 uC e 6,9 mg/L, respectivamente, e uma remoção global de DQO de 86% (residual de 121 mg/L).

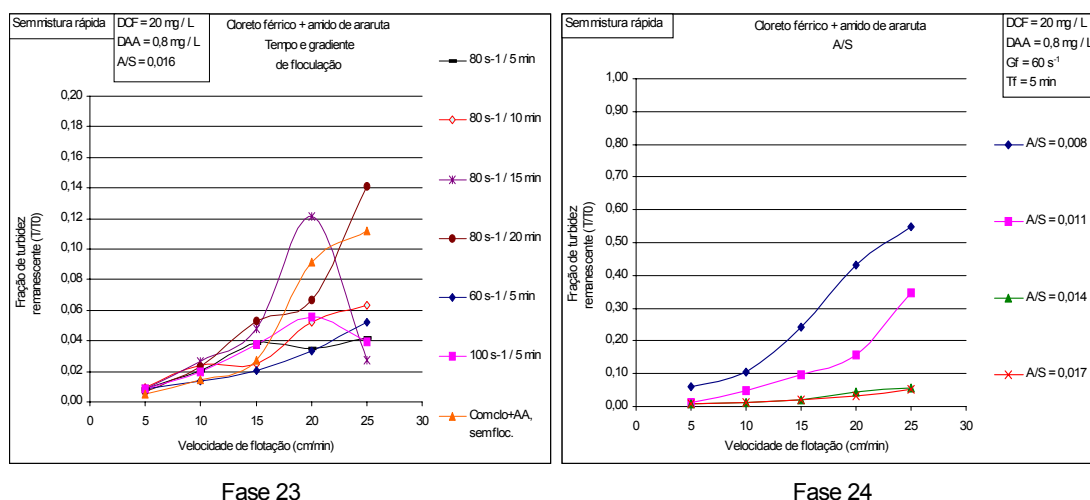


**FIGURA 5.10 – Residuais de turbidez, DQO e SST em EF correspondentes aos ensaios das fases: 19 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 20 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 21 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 22 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s<sup>-1</sup> e Tmr de 20 s. a 3 min.), 23 (variação de Gf de 60 a 100 s<sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min.) e 24 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**



**FIGURA 5.11 – Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 19 (para DCF de 20 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 20 (para DCF de 30 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L); 21 (para DCF de 40 mg/L, variação de DP de 0,2 a 2,4 mg/L) e 22 (variação de Gmr na faixa de 200 a 600 s<sup>-1</sup> e Tmr de 20 s a 3 min).**

Vê-se, na Fase 24, que A/S em torno de 0,014 já foi suficiente para promover uma boa flotação, apresentando os seguintes resultados: 88% de remoção global de DQO (residual de 104 mg/L) e residuais de SST, turbidez, cor aparente e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 55 mg/L, 35 uT, 450 uC e 7,0 mg/L, respectivamente.



**FIGURA 5.12 – Frações de turbidez remanescentes (T/T0) em EF, correspondentes aos ensaios das fases: 23 (variação de Gf de 60 a 100 s<sup>-1</sup> e de Tf de 5 a 20 min) e 24 (variação de A/S de 0,008 a 0,017).**

**TABELA 5.7 - Residuais e porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 19, 20, 21 e 22, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao amido de araruta.**

DAA mg/L DCF = 20 mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	DAA mg/L DCF = 30 mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	DAA mg/L DCF = 40 mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC	Gmr (s <sup>-1</sup> ) / Tmr	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor apar., uC
Fase 19		Fase 20		Fase 21		Fase 22	
0	7,1 (58) / 435	0	7,1 (58) / 435	0	7,1 (58) / 435	sem MR	7,6 (60) / 725
0,2	5,0 (71) / 311	0,2	6,2 (64) / 351	0,2	10,1 (47) / 3340	200 / 1 min	7,0 (63) / 764
0,4	4,9 (71) / 431	0,4	6,3 (63) / 362	0,4	5,8 (70) / 1246	200 / 2 min	7,1 (63) / 883
0,8	4,6 (73) / 293	0,8	6,1 (64) / 365	0,8	9,0 (53) / 3039	200 / 3 min	6,9 (64) / 788
1,2	4,8 (72) / 385	1,2	7,0 (59) / 528	1,2	13,6 (28) / 5067	400 / 30s	9,3 (51) / 1834
1,6	4,8 (72) / 385	1,6	6,6 (61) / 381			400 / 1 min	7,6 (60) / 1107
2,0	5,9 (65) / 397	2,0	6,7 (61) / 456			400 / 2 min	7,3 (61) / 994
2,4	5,9 (66) / 401	2,4	6,6 (61) / 495			600 / 20s	9,6 (49) / 2208
						600 / 40s	6,8 (64) / 754
						600 / 1 min	7,9 (59) / 1306

\* Porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> calculadas em relação ao esgoto bruto.

**TABELA 5.8 - Residuais e porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e residuais de cor aparente obtidos nos ensaios de flotação correspondentes às fases 23 e 24, realizadas com a aplicação cloreto férrico associado ao amido de araruta.**

Gf/Tf	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor aparente, uC	A/S X 1000	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg/L (%*) / Cor aparente, uC
Fase 23		Fase 24	
Sem floculação	8,1 (57) / 624	8	9,5 (50) / 1198
80 s <sup>-1</sup> / 5 min	8,4 (56) / 1016	11	8,4 (57) / 1244
80 s <sup>-1</sup> / 10 min	8,0 (58) / 866	14	7,0 (63) / 450
80 s <sup>-1</sup> / 15 min	7,6 (60) / 764	17	7,0 (63) / 454
80 s <sup>-1</sup> / 20 min	8,0 (58) / 1661		
60 s <sup>-1</sup> / 5 min	6,9 (64) / 454		
100 s <sup>-1</sup> / 5 min	7,0 (63) / 568		

\* Porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> calculadas em relação ao esgoto bruto.

Após a análise dos resultados de todas as fases do trabalho, é importante ressaltar uma importante restrição ao teste de flotação em regime de batelada e em escala de laboratório, quando alimentado com amostras previamente biofloculadas do liquor misto de tanque de aeração. A turbulência devida ao transporte das amostras (em galões de 10L e 20L) da ETE - Jardim das Flores até o laboratório e suas transferências para a coluna de flotação podem ter causado a ruptura da estrutura dos flocos, apesar dos cuidados tomados nessa operação. Desse modo, os valores de Tf requeridos nos testes com o Flotatestes talvez sejam superestimados se comparados com a situação do teste ser realizado na própria ETE, com bioflocos intactos presentes no liquor misto antes da etapa de floculação. Essa situação vantajosa nas estações em escala real permite especular que os Tf requeridos para a flotação, nesse caso, seriam menores que no Flotatestes, ou até mesmo que poder-se-ia eliminar a etapa de floculação, sendo necessário apenas promover a mistura rápida do auxiliar de flotação (polímeros ou sais metálicos) diretamente na saída do tanque de aeração.

Mesmo sendo consideradas as condições adversas do transporte das amostras, pode-se observar, através dos resultados obtidos nos ensaios realizados para o estudo das condições de coagulação e floculação, para todas as substâncias utilizadas nessa etapa preliminar, a existência da biofloculação que ocorre nos lodos ativados. Nas FIGURAS 5.1 e 5.2, na fase 2, observa-se que, apesar de Gmr em torno de 600 s<sup>-1</sup> ter sempre

fornecido os melhores resultados, principalmente na remoção de turbidez e SST, o ensaio realizado sem mistura rápida também proporcionou resultados bastante satisfatórios. Na fase 3, nota-se que o ensaio realizado sem floculação foi um dos mais eficientes na remoção de DQO, turbidez e SST. Nas FIGURAS 5.3 e 5.4, fase 6, observa-se que  $G_{mr}$  em torno de  $400 \text{ s}^{-1}$  associado a  $T_{mr}$  de 1 min foi escolhido por uma diferença muito pequena, quando comparado até mesmo ao ensaio realizado sem mistura rápida. Para o cloreto férrico, foi escolhido como mais eficiente justamente o ensaio realizado sem mistura rápida (FIGURAS 5.5 e 5.6, fase 10), que forneceu os melhores resultados de remoção de SST, turbidez e DQO. Na fase 12 nota-se que o ensaio realizado sem floculação proporcionou resultados também muito bons, principalmente quanto à remoção de turbidez e DQO. No estudo da floculação, utilizando-se a associação entre o cloreto férrico e o polímero sintético (FIGURAS 5.8 e 5.9, fase 17), observa-se que o ensaio realizado sem a floculação forneceu os melhores resultados, sendo estes muito semelhantes aos obtidos com  $G_f$  em torno de  $80 \text{ s}^{-1}$  e  $T_f$  de 15 min. Por fim, no estudo da coagulação, utilizando-se a associação entre o cloreto férrico e o amido de araruta (FIGURAS 5.10 e 5.11, fase 22), observa-se que o ensaio realizado sem etapa específica de mistura rápida (a mistura foi feita durante a etapa de floculação) foi um dos que forneceram os melhores resultados.

Com base nesses resultados, optou-se pela realização dos ensaios em escala piloto, empregando os menores valores de tempo de floculação possíveis.

Como já foi dito, a escolha da dosagem de polímero sintético mais adequada para a realização dos ensaios da segunda e terceira etapas do trabalho foi feita com base nos resultados da fase 1 desta etapa do trabalho e nos resultados de MORETTI (2000). Conforme explicado no item 4.6, a dosagem mais adequada da fase 1 -  $0,6 \text{ mg/L}$  - foi aumentada, como fator de segurança, para um valor em torno de  $1,0 \text{ mg/L}$  e convertida para g de polímero por kg de SST (em torno de  $1,0 \text{ g de pol./kg de SST}$ ), devido à

grande quantidade de sólidos no afluente à flotação. Assim, em todos os ensaios realizados com a unidade FADAT e de FAD convencional foi aplicada DP em torno de 1,0 g de polímero/kg de SST.

**TABELA 5.9 – Configurações empregadas nos ensaios de flotação da primeira etapa do trabalho que proporcionaram os resultados mais adequados após otimização das condições de coagulação/floculação/flotação.**

Fases	Coagulante e/ou floculante	Dosagem (mg/L)	Gmr (s <sup>-1</sup> )	Tmr (s)	Gf (s <sup>-1</sup> )	Tf (min)	A/S
1 a 4	Polímero catiônico	0,6	600	40	80	5	0,014
5 a 8	Amido de araruta	0,4	400	60	80	10 ou 20	0,017
9 a 12	Cloreto férrico	30	X	X	60	10	0,017
13 a 18	Polímero + cloreto férrico	0,8 + 30	200	180	X	X	0,014
19 a 24	Araruta + cloreto férrico	0,8 + 20	X	X	60	5	0,014

**TABELA 5.10 – Faixas de residuais de turbidez, DQO, SST e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> obtidos nos ensaios de flotação da primeira etapa do trabalho, empregando Flotatest, para as diversas substâncias coagulantes e/ou floculantes investigadas.**

Substância coagulante e/ou floculante	Faixas de residuais			
	Turbidez (uT)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
Polímero sintético catiônico, alta massa molecular e alta densidade de carga	8 a 22	48 a 79 (95% a 91%*)	15 a 40	4,8 a 9,1 (72% a 46%*)
Amido de araruta	12 a 47	68 a 159 (92% a 77%)	17 a 66	6,1 a 9,9 (64% a 48%*)
Cloreto férrico	40 a 81	108 a 238 (88% a 73%)	66 a 109	3,1 a 8,9 (82% a 53%*)
Associação de cloreto férrico e polímero sintético catiônico	14 a 34	48 a 100 (95% a 89%)	32 a 71	2,9 a 10,8 (83% a 36%*)
Associação de cloreto férrico e amido de araruta	26 a 88	87 a 190 (90% a 73%)	52 a 108	4,6 a 13,6 (72% a 28%*)

\* as porcentagens de remoção de DQO e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> foram calculadas em relação ao esgoto bruto.

## **5.7 Considerações sobre as condições de operação e desempenho da ETE - Jardim das Flores durante o desenvolvimento das etapas do trabalho realizadas em escala piloto**

Antes de iniciar a discussão dos resultados dos ensaios de flotação em escala piloto, é necessário fazer algumas considerações a respeito das condições de operação e desempenho da ETE - Jardim das Flores durante os meses de março a outubro de 2004, período em que foram realizadas a segunda e a terceira etapas do trabalho.

A ETE - Jardim das Flores foi projetada com base em conceito inovador de sistema de tratamento, que associa os processos anaeróbio e aeróbio à decantação laminar, conforme descrito no item 4.2 do capítulo Material e métodos.

As FIGURAS 5.13a, b e c e as TABELAS 5.11a, b e c apresentam os valores de turbidez do efluente dos reatores UASB, correspondentes aos mesmos horários de coleta do efluente dos ensaios de flotação, nos meses de março a outubro de 2004; na FIGURA 5.14 e TABELA 5.12 e na FIGURA 5.15 e TABELA 5.13 são mostrados os residuais de SST e DQO (amostras filtrada e não filtrada), respectivamente, para as amostras compostas do efluente dos reatores UASB, correspondentes aos dias de realização de ensaios de flotação, de março a outubro de 2004.

Nos meses de março e abril, início desse trabalho, a ETE - Jardim das Flores apresentava as seguintes eficiências globais médias de remoções: de turbidez, 94% (residual de 18 uT); de DQO, 90% (residual de 43 mg/L); de SST, 88% (residual de 24 mg/L, dados apenas de março), considerando-se como base de cálculo o esgoto bruto. Os reatores UASB, por sua vez, apresentavam remoções médias de: turbidez, 78% (residual de 61 uT); DQO, 75% (residual de 92 mg/L); e SST, 78% (residual de 59 mg/L), descontando-se os dias 7, 9 e 21/4/2004, quando foi evidenciado escape de sólidos no efluente (ver FIGURA 5.13a e TABELA 5.11a).



Como descrito no item 4.9 do capítulo Material e métodos, a ETE - Jardim das Flores, inaugurada em 26/10/2001 e com início de funcionamento em 11/03/2002, operou por mais de dois anos sem que fosse removido lodo do sistema. A centrífuga, equipamento especificado em projeto para o desaguamento do lodo, foi instalada apenas em junho de 2004, quando o lodo deixou de ser apenas recirculado dentro da própria estação. Apesar de instalada, a centrífuga apresentou diversos problemas durante sua operação nos meses subsequentes, com constantes interrupções (por períodos consideráveis) para reparos e manutenção, não apenas do equipamento, mas também das tubulações e bombas que faziam parte do sistema de desaguamento de lodo como um todo.

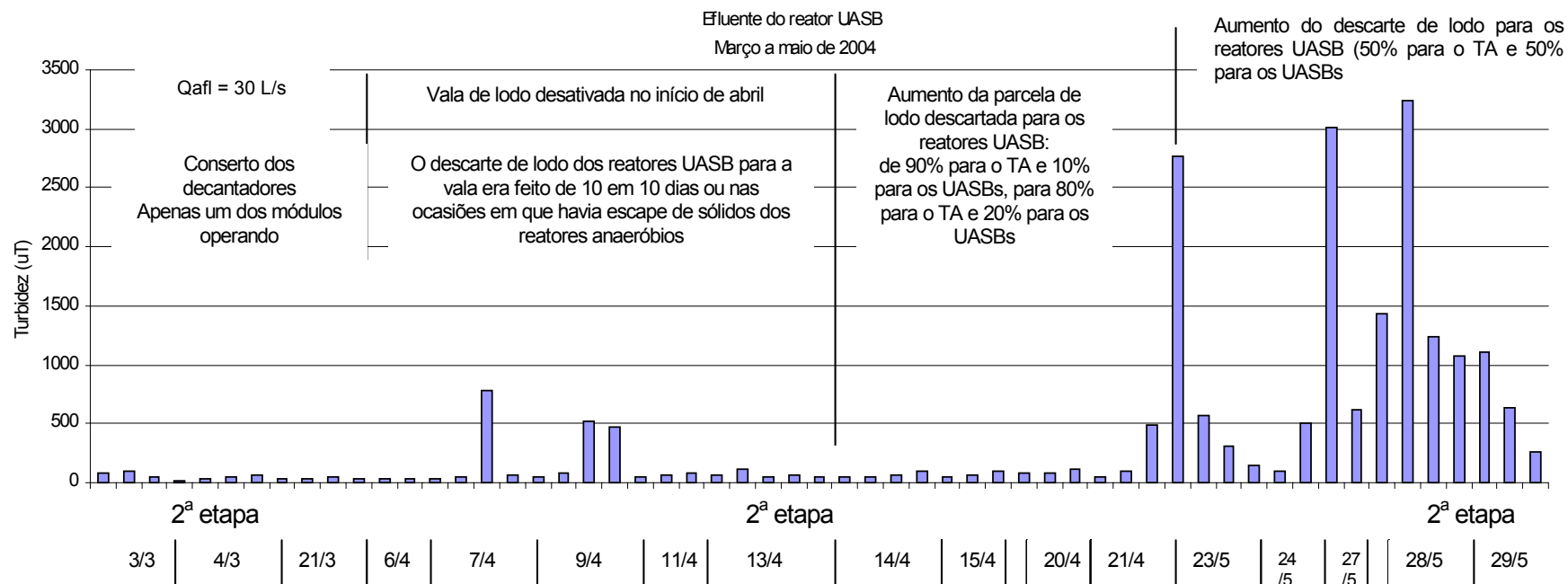
De acordo com o projeto da ETE - Jardim das Flores, diariamente, 2272 m<sup>3</sup> de lodo deveriam ser removidos dos decantadores secundários, e destes, 98% (2220 m<sup>3</sup>) seriam recirculados para o tanque de aeração e os 2% restantes (52 m<sup>3</sup>), descartados para o sistema UASB. A centrífuga, por sua vez, receberia o lodo digerido, proveniente da purga dos reatores anaeróbios. A vazão da bomba de lodo da ETE, no entanto, era de 50 L/s, correspondendo a 4234 m<sup>3</sup>/dia de lodo recirculados para o tanque de aeração e 86 m<sup>3</sup>/dia descartados para os UASBs.

Antes que a centrífuga fosse instalada, a operação da ETE - Jardim das Flores era feita com recirculação de 90% do lodo (3888 m<sup>3</sup>/dia) para o tanque de aeração e descarte de 10% (432 m<sup>3</sup>/dia) para os reatores UASB, sem que, no entanto, fosse realizada a purga de lodo do reator anaeróbio. No decorrer de 2004, durante a realização da pesquisa, o descarte de lodo para os UASBs aumentou progressivamente, conforme mostra a FIGURA 5.13, passando para 20% (864 m<sup>3</sup>/dia) e 50% (2160 m<sup>3</sup>/dia), sendo as parcelas de recirculação para o tanque de aeração de 80% (3456 m<sup>3</sup>/dia) e 50% (2160 m<sup>3</sup>/dia), respectivamente. Por esse motivo, a partir de maio de 2004 o reator anaeróbio começou a apresentar as consequências do excesso de sólidos, como mostram as FIGURAS 5.13 a, b e c, 5.14 e 5.15 e as TABELAS 5.11a, b e c, 5.12 e 5.13.

Mesmo com os reatores UASB eliminando sólidos esporadicamente, através do aumento da concentração de SST no seu efluente, tratava-se de um sistema bastante robusto, pois as características do efluente dos decantadores, nos meses de maio a julho de 2004, continuavam adequadas, com eficiências médias de remoções de: turbidez, 92% (residual de 29 uT); DQO, de 89% (residual de 71 mg/L); e SST, 99% e 87% (residual de 43 mg/L), considerando-se como base de cálculo o liquor misto do tanque de aeração e o esgoto bruto, respectivamente.

Os reatores UASB, como já foi dito, tiveram sua eficiência comprometida nesse período, apresentando remoções médias de: turbidez, 56%; DQO, 42%, e SST, 51%. Esses cálculos de eficiências correspondem a apenas dez dos vinte e nove dias em que foram coletadas amostras; dados dos demais dias, não considerados nos cálculos, indicavam que a qualidade do efluente dos UASBs era muito ruim, apresentando características piores que as do esgoto bruto.

No início do ano construiu-se, em caráter provisório, uma vala para armazenamento/secagem de lodo, como mostra a FIGURA 5.16, para onde seria encaminhado o lodo proveniente da purga dos UASBs, até que a centrífuga não fosse instalada; no entanto, essa vala foi pouco utilizada, sendo logo desativada (início de abril) por se encontrar completamente fora das normas exigidas para esse tipo de construção.

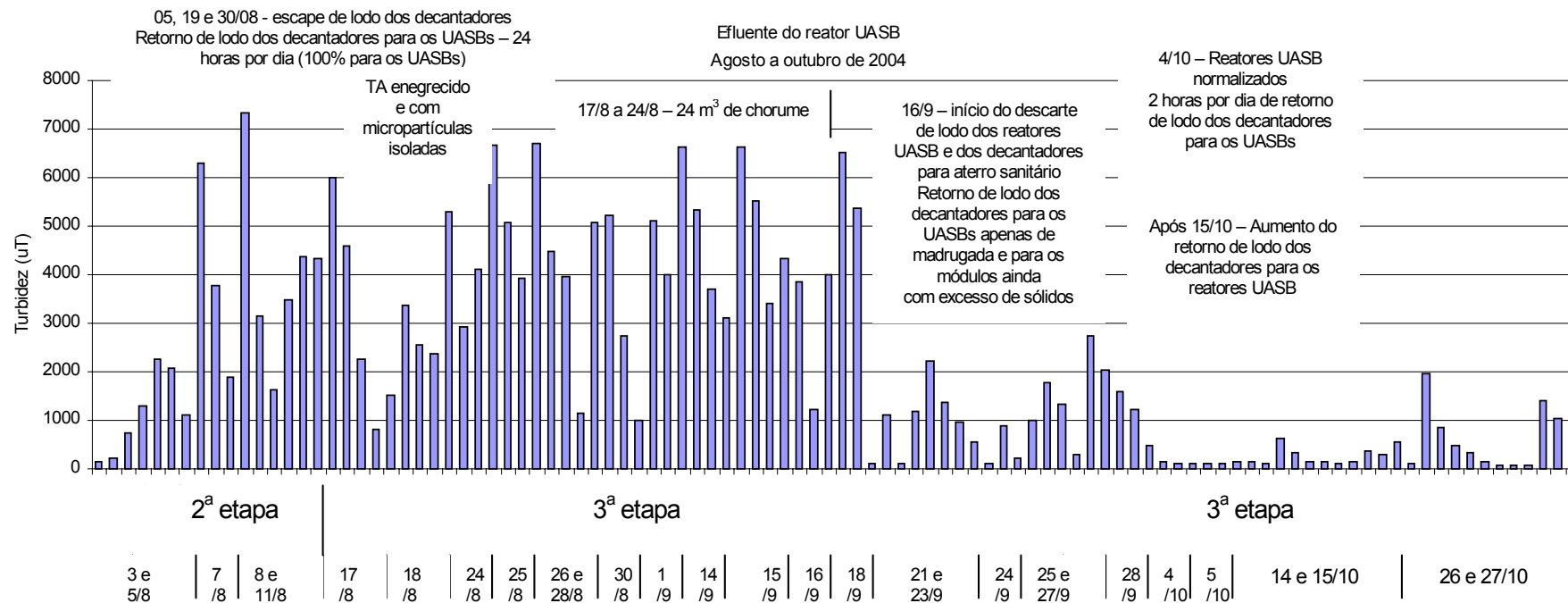


**FIGURA 5.13a – Turbidez do efluente dos reatores UASB, ao longo do dia, no período de março a maio de 2004.**

**TABELA 5.11a – Residuais médios de turbidez no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras coletadas nos ensaios de flotação, de março a maio de 2004.**

Data	Turbidez (uT)	Data	Turbidez (uT)	Data	Turbidez (uT)
3/3	73	11/4	64	23/5	951
4/3	39	13/4	94	24/5	299
21/3	37	14/4	67	27/5	1818
6/4	33	15/4	73	28/5	1930
7/4	233	20/4	91	29/5	669
9/4	278	21/4	210		

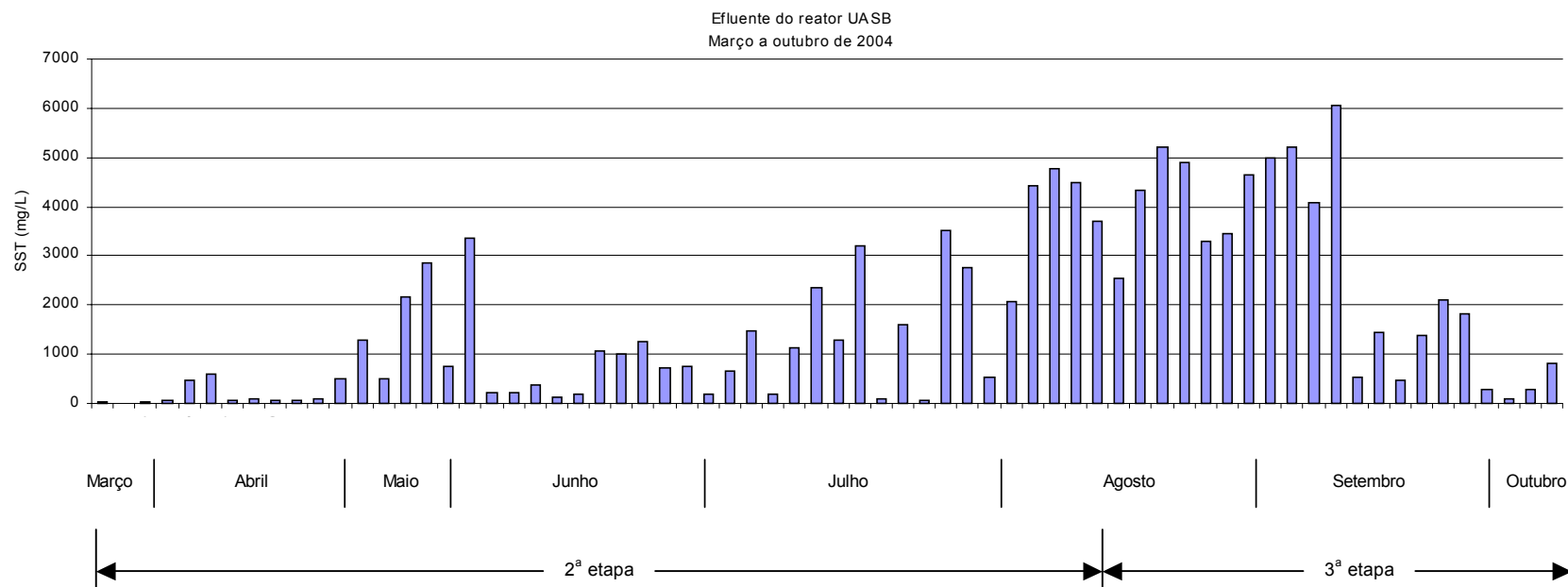




**FIGURA 5.13c – Turbidez do efluente dos reatores UASB, ao longo do dia, no período de agosto a outubro de 2004.**

**TABELA 5.11c – Residuais médios de turbidez no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras coletadas nos ensaios de flotação, de agosto a outubro de 2004.**

Data	Turbidez	Data	Turbidez	Data	Turbidez	Data	Turbidez	Data	Turbidez
3/8	368	18/8	2457	1/9	4555	23/9	1278	5/10	111
5/8	1686	24/8	4114	14/9	4700	24/9	409	14/10	261
7/8	3987	25/8	5232	15/9	5197	25/9	1375	26/10	625
8/8	4035	26/8	5053	16/9	3137	27/9	1512		
11/8	4061	28/8	3097	18/9	5297	28/9	1614		
17/8	3418	30/8	2990	21/9	625	4/10	241		



**FIGURA 5.14 – SST das amostras compostas do efluente dos reatores UASB, de março a outubro de 2004.**

**TABELA 5.12 – Residuais médios de SST (em mg/L) no efluente dos reatores UASB, determinados a partir de amostras compostas coletadas nos ensaios de flotação, de março a outubro de 2004.**

Data	SST	Data	SST	Data	SST	Data	SST	Data	SST	Data	SST	Data	SST	Data	SST
3/3	29	15/4	73	2/6	224	30/6	769	21/7	106	11/8	4489	14/9	5002	28/9	1814
4/3	14	20/4	104	3/6	207	1/7	176	22/7	1605	17/8	3716	15/9	5214	4/10	277
21/3	27	21/4	506	8/6	390	2/7	655	28/7	54	18/8	2539	16/9	4081	5/10	101
6/4	50	23/5	1282	11/6	114	6/7	1474	29/7	3514	24/8	4320	18/9	6059	14/10	284
7/4	456	24/5	514	15/6	203	7/7	194	30/7	2747	25/8	5201	21/9	533	26/10	805
9/4	594	27/5	2180	19/6	1065	8/7	1134	3/8	527	26/8	4885	23/9	1433		
11/4	77	28/5	2852	23/6	1006	12/7	2341	5/8	2073	28/8	3291	24/9	472		
13/4	83	29/5	763	24/6	1259	13/7	1277	7/8	4413	30/8	3454	25/9	1389		
14/4	73	1/6	3352	28/6	735	14/7	3189	8/8	4768	1/9	4638	27/9	2110		





**FIGURA 5.16 – Vala para armazenamento/secagem de lodo, construída na ETE - Jardim das Flores para disposição emergencial de lodo digerido proveniente do UASB.**

A FIGURA 5.17 apresenta as concentrações de SST do liquor misto do tanque de aeração, correspondentes a amostras pontuais coletadas em determinados dias de ensaios, realizados de março a outubro de 2004. Nota-se, de acordo com a figura, que, em maio, o tanque de aeração também começou a apresentar problemas devido ao excesso de sólidos na estação, pois a concentração de SST no seu liquor misto (aproximadamente 5500 mg/L) era bastante superior à especificada em projeto (de acordo com o projeto, SST e SSV deveriam ser de 1300 e 900 mg/L, respectivamente). Essa alta concentração de sólidos no tanque de aeração sobrecarregou também os decantadores secundários, cuja camada de lodo muitas vezes elevava-se até o nível da tubulação de coleta do efluente final, ocasionando escape de parcela significativa, juntamente com o efluente, para o corpo d'água.

Como os dois módulos de decantadores eram desnivelados, o escape de lodo ocorria inicialmente em apenas um dos lados; os operadores, então, alteravam a posição das comportas de entrada de esgoto nos decantadores, sobrecarregando o lado que não havia perdido lodo e aliviando o módulo em questão, até que o outro lado também se deteriorasse. Ou seja, a situação caracterizava procedimentos operacionais, muitas vezes, significativamente

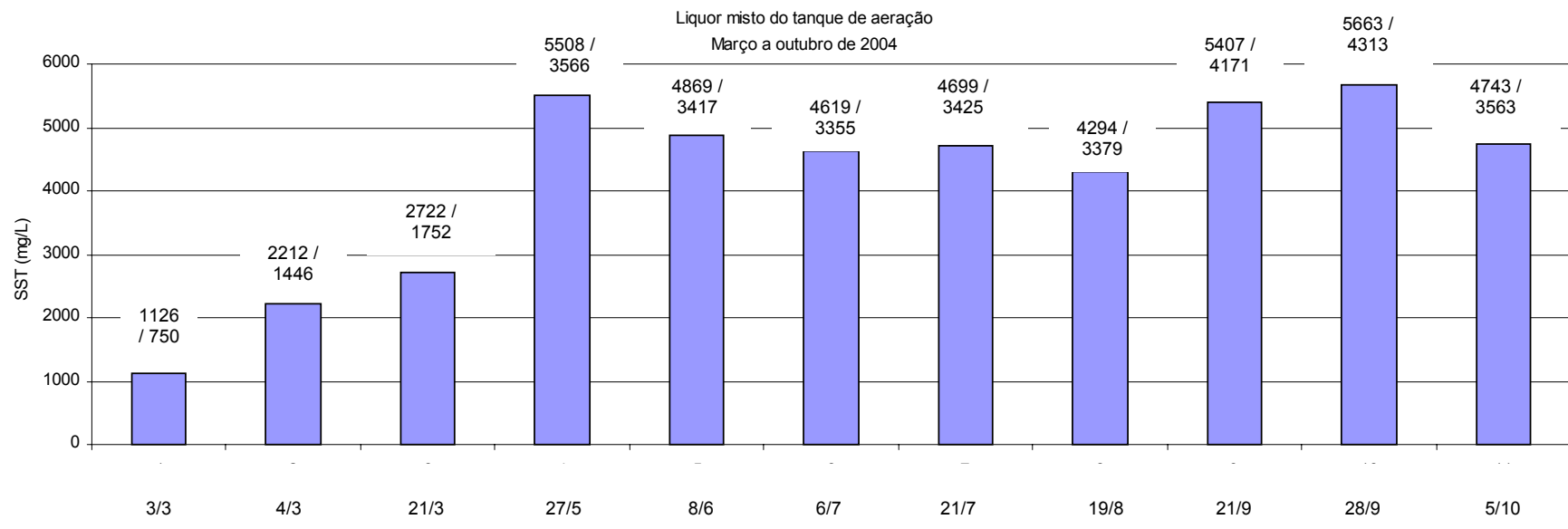


diferentes daqueles recomendados em projeto. Em uma dessas ocasiões, foi coletada uma amostra do efluente dos decantadores, que consistia da mistura dos dois módulos, sendo que em apenas um deles ocorria o escape de lodo. O módulo que não apresentou problemas produzia, nessa ocasião, efluente com SST de 26,7 mg/L, enquanto a mistura (efluente final da ETE) apresentava o impressionante valor de SST de 1799 mg/L.

Em vários ensaios realizados nesse período não foi possível operar o sistema de flotação por período superior a quatro ou seis horas, devido ao problema de escape de lodo nos decantadores. Como já foi explicado no item 4.9 do capítulo Material e métodos, o liquor misto necessitava ser diluído com o efluente dos decantadores para que fossem alcançadas as concentrações de SST necessárias para a obtenção dos valores de Taxa de Aplicação de Sólidos que se desejava investigar. Para isso, construiu-se um sifão de 100 mm, que captava o efluente do módulo direito dos decantadores.

Quando o escape de lodo ocorria no módulo esquerdo, o ensaio de flotação podia prosseguir sem problemas, apenas com atenção redobrada após a realização da manobra das comportas; porém, quando esse escape ocorria no módulo direito, grande quantidade de lodo era encaminhada para o flotor, fazendo com que o processo se deteriorasse e necessitasse ser interrompido.

No início de junho de 2004, a centrífuga foi finalmente instalada. No entanto, logo foi constatado que o equipamento era incapaz de desaguar a totalidade do lodo de excesso, além de ter várias vezes seu funcionamento interrompido para manutenção, devido a problemas causados pelo desgaste da operação por 24 horas consecutivas.



**FIGURA 5.17 – SST (/SSV) de amostras pontuais coletadas no tanque de aeração, de março a outubro de 2004.**

Como a parcela de sólidos descartada para os reatores UASB era muito superior à sua capacidade, a manta de lodo presente na parte inferior dos reatores se expandiu de forma exagerada, tomando quase toda sua altura. Dessa forma, durante a maior parte dos ensaios realizados a partir dessa data, era eliminada uma grande quantidade de lodo juntamente com o efluente dos UASBs.

Nas ocasiões em que era constatada a deterioração das características do efluente dos reatores UASB, os operadores interrompiam o descarte de lodo para estes reatores, recirculando apenas para o tanque de aeração. Outro procedimento executado para aliviar a sobrecarga dos UASBs foi a realização de uma descarga de fundo nos reatores, encaminhando esse lodo para o tanque de aeração. Essa operação emergencial foi efetuada apenas no dia 27/7/04 e não se repetiu. Como pode ser visto na FIGURA 5.13b, no dia seguinte ao da operação, os reatores UASB apresentavam efluente com características muito boas, mas que não se mantiveram, como mostram os resultados do dia 29/7/04, visto que o lodo não era removido do sistema, mas apenas recirculado dentro deste.

Até julho de 2004, o escape de lodo dos decantadores secundários era esporádico; porém, no início de agosto, ocorria quase diariamente. Com o intuito de impedir que essa grande quantidade de lodo atingisse o corpo d'água, foi resolvido sacrificar a operação dos reatores UASB; assim, a partir desse mês, o volume de lodo recirculado somado ao volume de lodo descartado dos decantadores era totalmente encaminhado para os reatores anaeróbios.

Durante os meses de agosto e setembro, os módulos dos reatores UASB praticamente foram transformados em tanques para armazenamento de lodo, conforme indicam os resultados apresentados nas FIGURAS 5.13c, 5.14 e 5.15 e as TABELAS 5.11c, 5.12 e 5.13.

Nesse período, apesar de se tornar mais raro o escape de lodo nos decantadores, as características do efluente final da ETE se deterioraram,

apresentando os seguintes residuais médios: turbidez, 76 uT (remoção de 83%); DQO, 181 mg/L (remoção de 78%); e SST, 88 mg/L (remoções de 98% e 76%, considerando-se como base de cálculo o liquor misto do tanque de aeração e o esgoto bruto, respectivamente). Notava-se, nesse efluente, a presença de partículas escuras e minúsculas, não sedimentáveis, que prejudicavam a eficiência do processo. Nessa fase, o liquor misto do tanque de aeração possuía alta concentração de SST e apresentava coloração enegrecida atípica.

A ocorrência de placas de lodo na superfície dos decantadores da ETE – Jardim das Flores foi fenômeno bastante comum durante a realização deste trabalho. Não se sabe se era decorrente do aparecimento de bactérias filamentosas, pelas condições adversas em que o lodo ativado estava sendo operado no período (como baixo pH, baixa concentração de O.D., baixa razão F/M, etc), ou se estava relacionada à formação de gás na parte inferior dos decantadores, resultante do acúmulo de lodo nas laterais do tanque, devido a falha na execução da tubulação coletora de lodo.

Apesar de ter sido projetado como um lodo ativado convencional, com tempo de retenção celular, ou idade do lodo ( $\theta_c$ ), de 10 dias, e razão F/M de 0,3 kg DBO<sub>5</sub>/kg SSV.dia, no período desta pesquisa o tanque de aeração da ETE - Jardim das Flores apresentava  $\theta_c$  extremamente elevado, acima de 120 dias (considerando SST no lodo de retorno igual a 12000 mg/L e SSV/SST igual a 0,7), além de baixíssimos valores de F/M, que variaram de 0,006 a 0,025 kg DBO<sub>5</sub>/kg SSV.dia (considerando DBO<sub>5</sub>/DQO igual a 0,5). Segundo VON SPERLING (1997), mesmo os sistemas de lodos ativados com aeração prolongada são projetados com  $\theta_c$  entre 18 e 30 dias e F/M variando de 0,08 a 0,15 kg DBO<sub>5</sub>/kg SSV.dia.

Apesar das condições críticas em que se encontrava a ETE - Jardim das Flores e das características ruins de seu efluente, essa forma de operação atípica realizada durante a pesquisa possibilitou que ocorresse a remoção biológica de fósforo.

A FIGURA 5.18 mostra as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  apresentadas pelas amostras compostas filtradas do esgoto bruto (EB), efluente dos reatores UASB (EU) e liquor misto do tanque de aeração (TA), correspondentes aos dias em que foram realizados ensaios de flotação, durante os meses de março a outubro de 2004.

Nas FIGURAS 5.18 e 5.19 e na TABELA 5.14, nota-se que nos meses de março e abril, quando a ETE - Jardim das Flores apresentava operação próxima à normalidade, as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  das amostras filtradas de EU ( $P-PO_4^{3-}_{EU}$ ) e de TA ( $P-PO_4^{3-}_{TA}$ ) eram muito semelhantes; nesses meses, a razão média entre  $P-PO_4^{3-}_{TA}/P-PO_4^{3-}_{EU}$  era de aproximadamente 0,88 (aproximadamente 88% do  $P-PO_4^{3-}$  dissolvido que saía dos UASBs continuavam na forma dissolvida, no tanque de aeração). Em abril, a razão média era de 0,66, e foi diminuindo mês a mês, sendo de 0,36 em maio, 0,25 e 0,26 em junho e julho, 0,09 em agosto e 0,07 em setembro.

Diante desses números, observa-se que, à medida que era aumentado o descarte de lodo dos decantadores para os reatores UASB (com conseqüente aumento na concentração de sólidos nos UASBs e no tanque de aeração), a relação entre  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  e  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  era cada vez menor, significando que grande parte do fósforo estava sendo incorporada pelos microrganismos presentes no tanque de aeração.

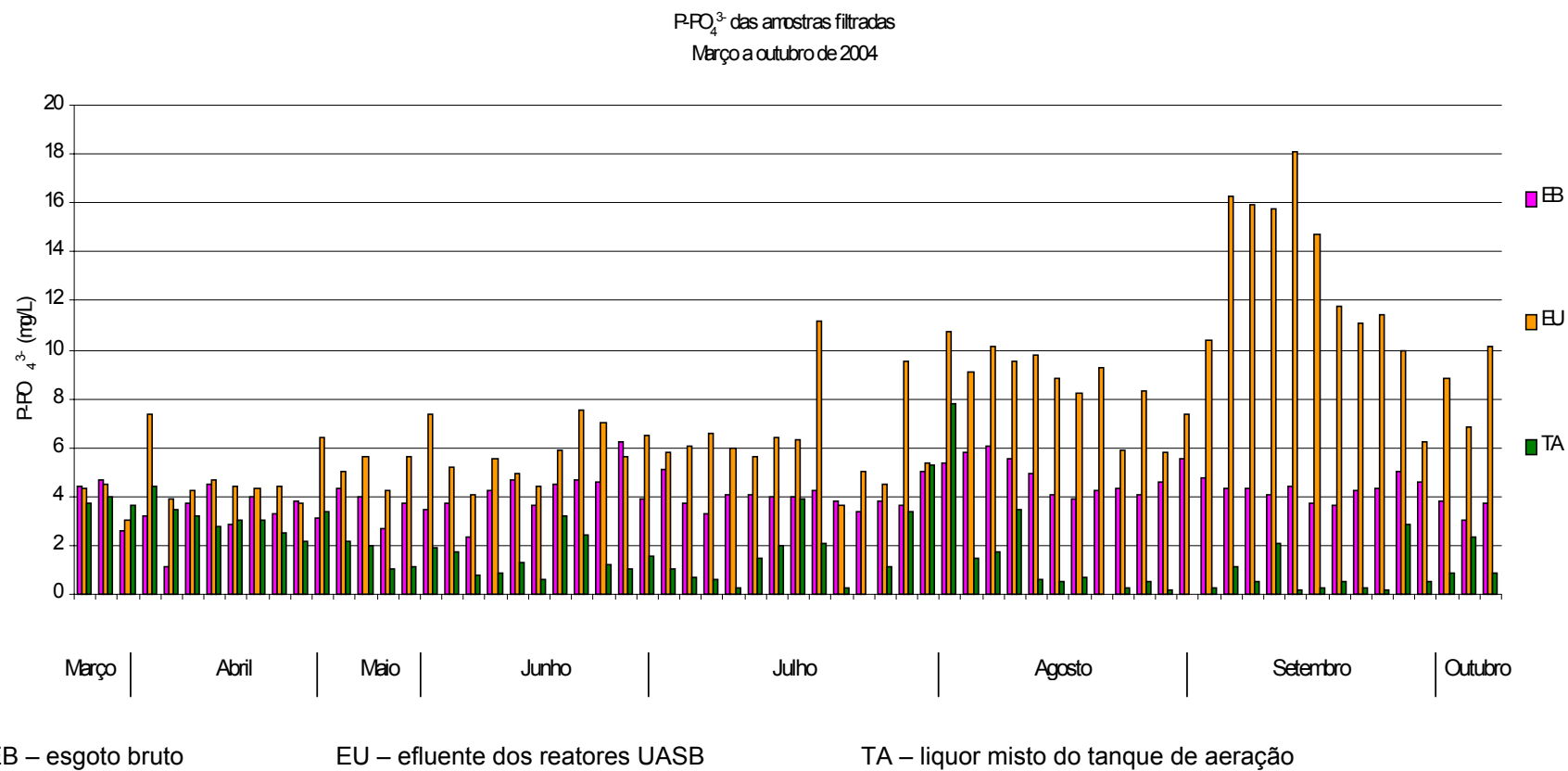
De acordo com METCALF & EDDY (1991), conforme já citado no item 3.7.1, a chave para que ocorra a remoção biológica de fósforo é a exposição dos microrganismos a condições anaeróbias e aeróbias alternadas, o que provoca o estresse desses microrganismos, fazendo com que incorporem fósforo acima dos níveis normais. Nesse caso, o fósforo não é apenas utilizado na manutenção celular, síntese e transporte de energia, mas também estocado pelos microrganismos para uso posterior. Nesses sistemas, o lodo contendo o excesso de fósforo pode então ser descartado.

Observando a FIGURA 5.18 e a TABELA 5.14, notam-se as elevadas concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  (amostras filtradas) apresentadas pelo efluente dos UASBs, principalmente nos meses de agosto e setembro, o que

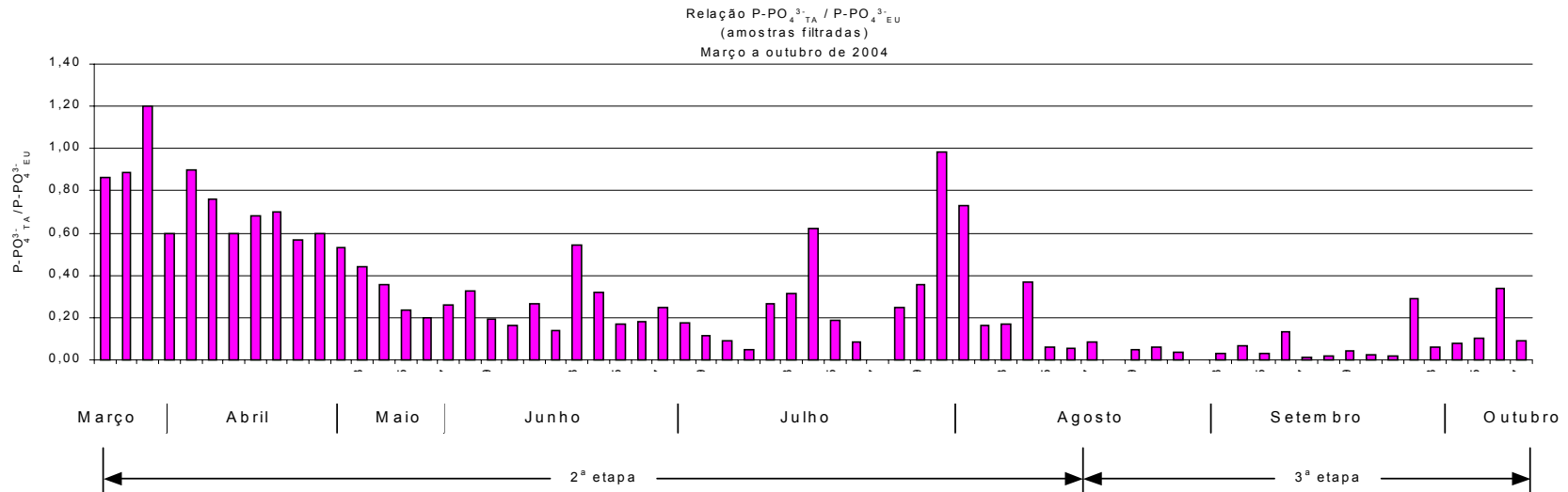
corroborar a teoria de que o fósforo acumulado em excesso pelos microrganismos Poli-P quando em ambiente aeróbio, é liberado para o meio líquido quando estes são recirculados para o reator anaeróbio.

Quando novamente em ambiente aeróbio, ocorre a re-incorporação do fósforo pelos microrganismos, o que pode ser confirmado pela concentração extremamente baixa de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  presente nas amostras filtradas de TA. Assim, se a remoção de SST fosse eficiente, concomitantemente estaria sendo eliminado o fósforo incorporado aos sólidos.

Na FIGURA 5.20 são mostradas as remoções globais de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  (calculadas com base no esgoto bruto) apresentadas pelos decantadores da ETE – Jardim das Flores durante a realização da pesquisa. Esses valores são comparados, na mesma figura, às remoções de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  que seriam obtidas se este fosse um decantador ideal, ou seja, se houvesse eficiência máxima de remoção de sólidos suspensos (essas porcentagens foram calculadas comparando os valores de  $\text{P-PO}_4^{3-}_{\text{TA}}$  às concentrações de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  das amostras não filtradas de esgoto bruto).



**FIGURA 5.18 – P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> das amostras compostas (filtradas) do esgoto bruto, efluente dos reatores UASB e liquor misto do tanque de aeração, de março a outubro de 2004.**



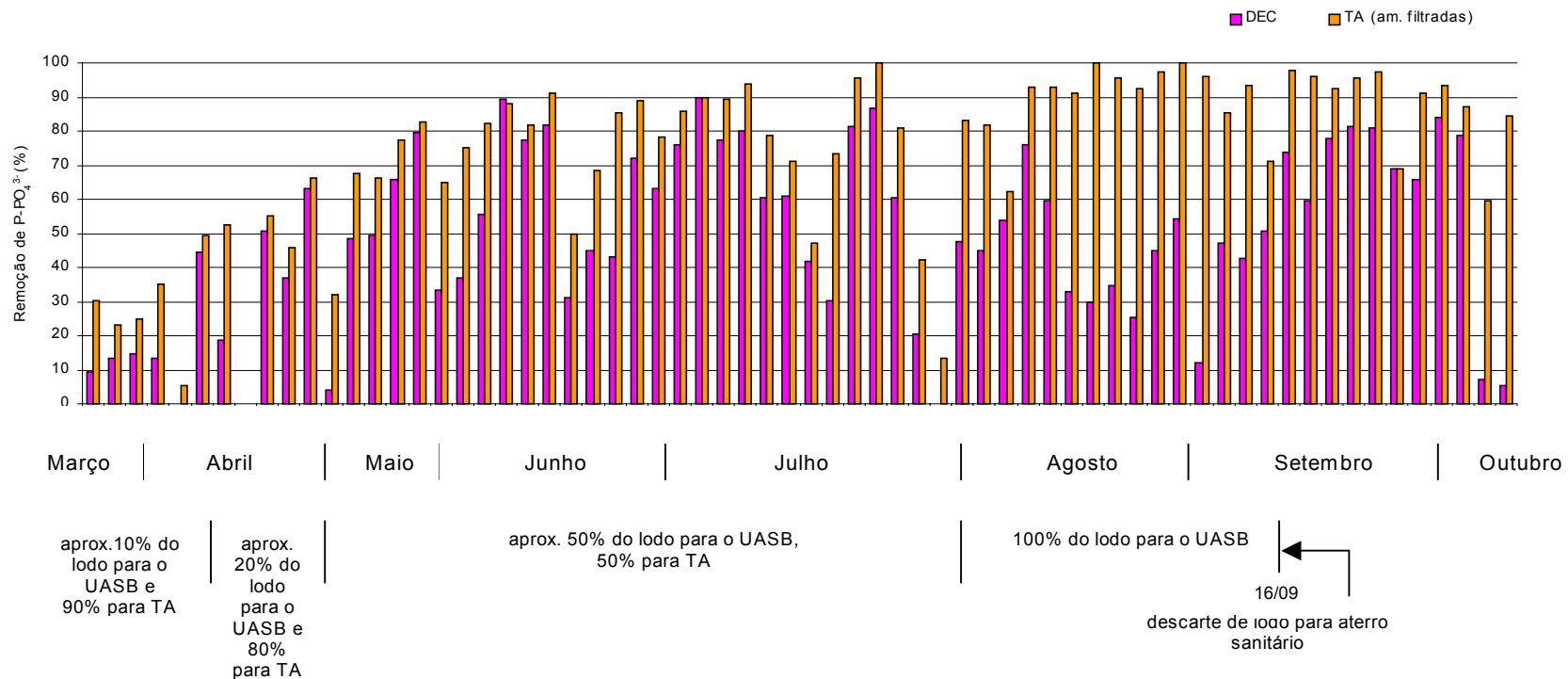
**FIGURA 5.19 – Razões médias entre as concentrações de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> apresentadas pelas amostras filtradas do tanque de aeração e dos reatores UASB (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>TA/ P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>EU).**

**TABELA 5.14 – Residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, em mg/L, apresentados pelas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aeração e do efluente dos reatores UASB (TA e EU), determinados no período de março a outubro de 2004.**

Data	TA/EU	Data	TA/EU	Data	TA/EU	Data	TA/EU	Data	TA/EU	Data	TA/EU	Data	TA/EU
3/3	3,7 / 4,3	20/4	2,5 / 4,4	3/6	0,8 / 4,1	2/7	0,7 / 6,1	30/7	5,3 / 5,4	28/8	0,2 / 5,8	25/9	0,2 / 11,4
4/3	4,0 / 4,5	21/4	2,2 / 3,7	8/6	0,9 / 5,5	6/7	0,6 / 6,6		0,26*	30/8	n.d. / 7,4	27/9	2,9 / 10,0
21/3	3,6 / 3		0,66*	11/6	1,3 / 4,9	7/7	0,3 / 6,0	5/8	1,5 / 9,1		0,09*	28/9	0,8 / 13,0
	0,88*	23/5	3,4 / 6,4	15/6	0,6 / 4,4	8/7	1,5 / 6,6	7/8	1,7 / 10,1	1/9	0,3 / 10,4		0,07*
6/4	4,4 / 7,4	24/5	2,2 / 5,0	19/6	3,2 / 5,9	12/7	2,0 / 6,4	8/8	3,5 / 9,5	14/9	1,1 / 16,3	4/10	0,5 / 6,2
7/4	3,5 / 3,9	27/5	2,0 / 5,6	23/6	2,4 / 7,5	13/7	3,9 / 6,3	11/8	0,6 / 9,8	15/9	0,5 / 15,9	5/10	0,9 / 8,8
9/4	1,8 / 3,2	28/5	1,0 / 4,3	24/6	1,2 / 7,0	14/7	2,1 / 11,2	17/8	0,5 / 8,8	16/9	2,1 / 15,8	14/10	2,3 / 6,8
11/4	3,2 / 4,2	29/5	1,1 / 4,6	28/6	1,0 / 5,6	21/7	0,3 / 3,6	18/8	0,7 / 8,2	18/9	0,2 / 18,1	26/10	0,9 / 10,1
13/4	2,8 / 4,7		0,36*	30/6	1,6 / 6,5	22/7	0,4 / 5,0	24/8	n.d. / 9,3	21/9	0,5 / 14,7		0,15*
14/4	3,0 / 4,4	1/6	1,9 / 7,4		0,25*	28/7	1,1 / 4,5	25/8	0,3 / 5,9	23/9	0,5 / 11,8		
15/4	3,0 / 4,3	2/6	1,7 / 5,2	1/7	1,0 / 5,8	29/7	3,4 / 9,5	26/8	0,5 / 8,3	24/9	0,3 / 11,2		

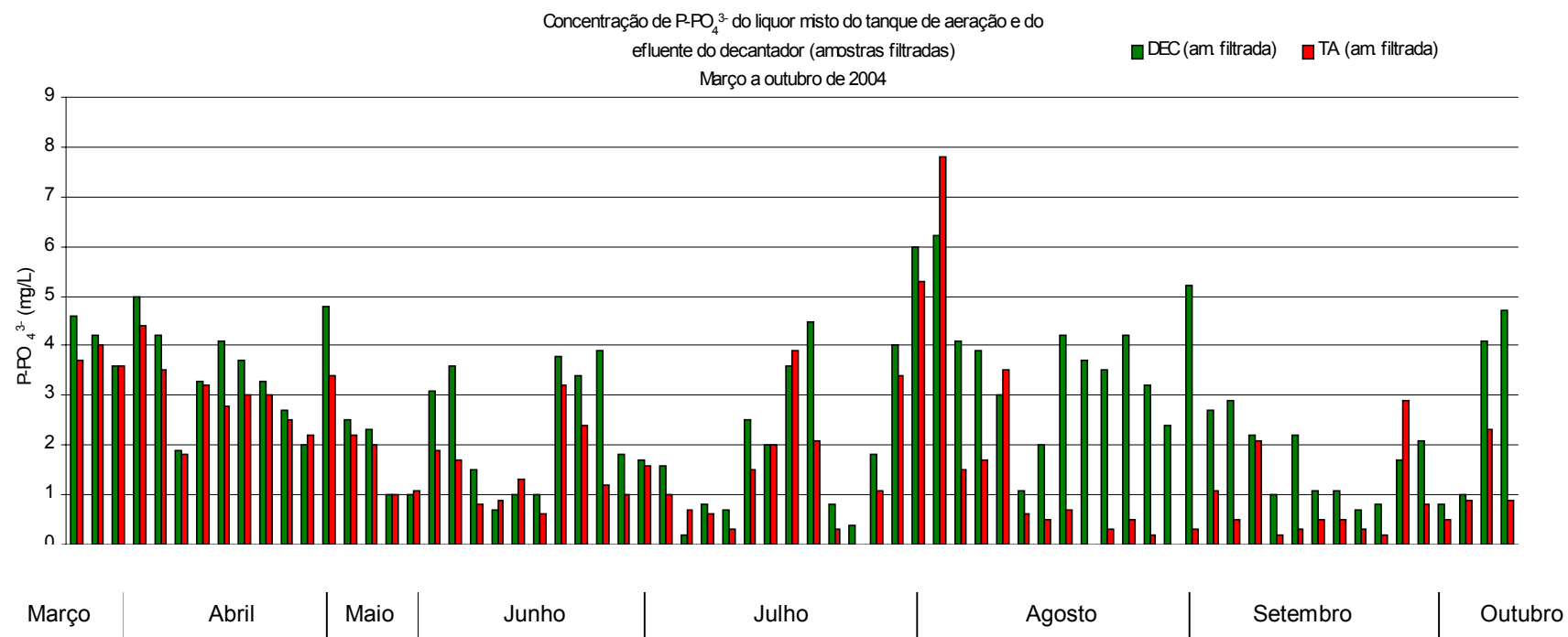
\* P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>TA/ P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>EU n.d. = não detectado





TA = tanque de aeração

**FIGURA 5.20 – Comparação entre as remoções globais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> apresentadas após a etapa de clarificação nos decantadores reais da ETE – Jardim das Flores e pelas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aeração (simulação de uma separação de fases por filtração).**



**FIGURA 5.21 – Comparação entre as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  apresentadas pelas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aerção e pelas amostras do efluente dos decantadores secundários.**

Como já foi dito, os valores de  $P\text{-PO}_4^{3-}\text{TA}$  e  $P\text{-PO}_4^{3-}\text{EU}$  nos meses de março e abril eram bastante semelhantes (ver TABELA 5.14). Nesse período, como o descarte de lodo aeróbio para os reatores UASB era de apenas 10% e o processo de incorporação de fósforo em excesso ainda não havia iniciado, a remoção de  $P\text{-PO}_4^{3-}$  (incorporado na fase sólida) apresentada pelo sistema de tratamento da ETE, tanto no caso do sistema de decantação real como na situação ideal de remoção de sólidos por filtração, era bastante baixa, como mostra a FIGURA 5.20.

A partir de maio, quando a parcela de lodo descartada para os UASBs aumentou para 50% ( $2160\text{ m}^3/\text{dia}$ ), nota-se, na TABELA 5.14, que os valores de  $P\text{-PO}_4^{3-}\text{TA}$  já eram bastante inferiores a  $P\text{-PO}_4^{3-}\text{EU}$ , com diminuição da razão  $P\text{-PO}_4^{3-}\text{TA}/P\text{-PO}_4^{3-}\text{EU}$ , e aumento da eficiência de remoção de  $P\text{-PO}_4^{3-}$  (ver FIGURA 5.20).

Durante o período em que a parcela de lodo descartada para os UASBs correspondia a 50% (maio, junho e julho de 2004), a eficiência de remoção de  $P\text{-PO}_4^{3-}$  apresentada pelo sistema de tratamento da ETE foi razoável, com média de 57% (remoção máxima de 90%). Na FIGURA 5.20, nota-se que, nesses meses, apesar das eficiências de remoção apresentadas pelo decantador real serem sempre inferiores às que poderiam ser obtidas na situação ideal, como era de se esperar, os valores não foram muito diferentes. Apesar da ETE estar operando em condições distantes da normalidade, o sistema UASB, mesmo recebendo quantidade de lodo maior que a usual, perdia sólidos no efluente apenas eventualmente (FIGURAS 5.13a e b), e o tanque de aeração, mesmo apresentando elevada concentração de SST, mantinha condições razoáveis de biofloculação no liquor misto. Apesar dos residuais de  $P\text{-PO}_4^{3-}$  apresentados pelo efluente final da ETE (FIGURA 5.20) mostrarem grande variabilidade nesse período (de  $0,7\text{ mg/L}$  a  $7,0\text{ mg/L}$ ), essas condições de operação permitiram que se removesse fósforo biologicamente, sem que houvesse prejuízo das características do efluente dos decantadores da ETE.

Em agosto e setembro, quando a totalidade do lodo aeróbio era descartada para os reatores UASB, o processo de remoção biológica de fósforo foi bastante intensificado, como mostra a FIGURA 5.18. As elevadas concentrações de  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  e os baixíssimos valores de  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  correspondentes a esses meses sustentam a hipótese de que o fosfato estava sendo liberado para o meio líquido na fase anaeróbia, enquanto na fase aeróbia este era assimilado pelas células dos microrganismos acumuladores de fosfato.

No entanto, observando a FIGURA 5.20, nota-se que no mês de agosto, e até meados de setembro, a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  apresentada pelo sistema de tratamento da ETE foi insatisfatória e bastante inferior à que seria obtida em uma situação com etapa de filtração (amostras filtradas em papel de filtro). Isso ocorreu devido à piora considerável das características do liquor misto do tanque de aeração, o qual, como já foi dito, apresentava coloração enegrecida e a presença de micropartículas que não floculavam, ou seja, as condições ruins de biofloculação prejudicaram o desempenho dos decantadores secundários.

Dessa forma, percebe-se que a operação da ETE nesse período intensificou o processo de assimilação de fósforo pelos microrganismos, sem, no entanto, produzir um efluente com baixa concentração deste nutriente. Isso ocorria devido à grande quantidade de sólidos que não sedimentavam e eram descartados juntamente com o efluente final da ETE (os residuais médios de SST no efluente dos decantadores eram de: 24 mg/L em março e abril, 36 mg/L em maio, 44 mg/L em junho e julho e 88 mg/L em agosto e setembro).

Observando as FIGURAS 5.13c, 5.14 e 5.15, nota-se a situação insustentável que a ETE - Jardim das Flores havia atingido, ou seja, os UASBs se encontravam repletos de lodo, o tanque de aeração apresentava concentração de SST de aproximadamente 5700 mg/L e os decantadores também se encontravam sobrecarregados. A centrífuga, por sua vez, permanecia parada para manutenção a maior parte do tempo e, mesmo

quando operava por 24 horas, não possuía capacidade para desaguar a quantidade necessária de lodo. Assim, foi obtida uma licença da CETESB para dispor, em aterro sanitário, uma grande quantidade de lodo a ser retirado dos reatores anaeróbios e também dos decantadores.

O processo de retirada desse lodo foi iniciado em 16 de setembro de 2004, partindo-se da interrupção da alimentação do módulo I do sistema UASB, permitindo que a manta de lodo sedimentasse, para que pudesse ser removida de forma mais adensada. Os mesmos procedimentos foram executados, na sequência, para os módulos III, IV e II.

Enquanto se promovia a limpeza de um dos módulos, os demais, ainda sobrecarregados, continuavam sendo alimentados com esgoto bruto e recebiam o lodo descartado dos decantadores durante a madrugada. Durante o dia, o lodo dos decantadores era recirculado apenas para o tanque de aeração. Já descarregados, os módulos eram alimentados apenas com esgoto bruto, sem receber o lodo dos decantadores, até que passassem por um período de adaptação; depois de determinado período, o descarte de lodo era feito durante duas horas por dia ( $Q_w$  igual a 50 L/s, total de aproximadamente 360 m<sup>3</sup>/dia).

As FIGURAS 5.13c, 5.14 e 5.15 mostram o efeito dessa retirada de lodo no efluente dos reatores UASB. Nota-se, nessas figuras, que os valores de turbidez e SST do efluente dos UASBs entre os dias 16 e 28 de setembro ainda se mostravam ruins, mesmo com a remoção do excesso de lodo da maioria dos módulos. Como as amostras do efluente do sistema UASB eram compostas por alíquotas dos quatro módulos, e o último só teve seu lodo removido no início de outubro, as amostras compostas ainda acusavam a presença dos sólidos contidos no módulo saturado.

Em 4/10/2004, a remoção de lodo já havia sido concluída, tendo sido retirados 780 m<sup>3</sup> do sistema UASB e 210 m<sup>3</sup> dos decantadores. Os módulos UASB II e IV ainda estavam em período de adaptação e os módulos I e III já recebiam duas horas por dia de lodo descartado dos decantadores.

A retirada dos 990 m<sup>3</sup> de lodo da estação não foi uma solução definitiva; mesmo depois de realizada esta operação, o tanque de aeração continuava sobrecarregado de sólidos (SST de 5663 mg/L em 28/9 e de 4743 mg/L em 5/10) e apresentava baixa concentração de oxigênio dissolvido (O.D.), como mostram a FIGURA 5.17 e a TABELA 5.15. Esses valores de O.D. foram medidos pelos operadores da ETE com o auxílio de um oxímetro (marca Hexis, modelo YSI 55).

**TABELA 5.15 – Valores de O.D. medidos no tanque de aeração da ETE - Jardim das Flores, em determinados dias do mês de outubro de 2004.**

Data	20/10	21/10	23/10	25/10	26/10
Horário da leitura	17:00	17:00	15:00	15:00	14:30
O.D. em TA (mg/L)	0,61	0,65	0,98	0,70	0,52

Apesar disso, era visível a recuperação das características do liquor misto, voltando a possuir a coloração marrom normal. O efluente dos reatores UASB, que alimentava o tanque de aeração, não mais apresentava características deterioradas, o que possivelmente possibilitou a recuperação das condições de biofloculação no tanque, refletindo na melhora do efluente dos decantadores (residual médio de SST no efluente final, após o descarte de lodo para o aterro, era de 40 mg/L).

A FIGURA 5.20 mostra o efeito da recuperação do efluente dos decantadores na remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Observa-se que, logo após a remoção do lodo que sobrecarregava os UASBs, aumentaram as porcentagens de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e diminuiu a diferença entre a eficiência apresentada pelo decantador real e a que seria obtida com a introdução de uma etapa de filtração (amostras filtradas em papel de filtro).

Cerca de dez dias após o término da operação de remoção do lodo, observou-se que a quantidade descartada não havia sido suficiente para sanar o problema de excesso de sólidos na estação. Como o tanque de aeração ainda possuía elevada concentração de SST, a recirculação de lodo proveniente dos decantadores era de 3960 m<sup>3</sup>/dia (360 m<sup>3</sup>/dia para os

UASBs) e a capacidade de desaguamento da centrífuga era de 4 a 5 m<sup>3</sup> de lodo seco/dia (teor de sólidos no lodo em torno de 18%), ocorreu novamente a saturação dos decantadores secundários, com conseqüente escape de lodo no efluente final.

Assim, foi aumentado novamente o descarte de lodo para os UASBs, o que voltou a provocar o escape de sólidos no efluente destes reatores, como mostram os dados dos dias 26 e 27/10 das FIGURAS 5.13c, 5.14 e 5.15.

Na FIGURA 5.19 e TABELA 5.14 observa-se que, em outubro, o valor médio de  $P-PO_4^{3-}_{TA}/P-PO_4^{3-}_{EU}$  aumentou de 0,07 para 0,15. No entanto, o residual de  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  (amostra filtrada), que em 14/10/04 foi de 2,3 mg/L, em 26/10/04 diminuiu para 0,9 mg/L, o que pode significar uma reativação do processo de incorporação de fósforo pelos microrganismos, desencadeada pelo aumento da recirculação de lodo do ambiente aeróbio para o anaeróbio. Além disso, nota-se, na FIGURA 5.20, que os decantadores apresentaram remoção de  $P-PO_4^{3-}$  de apenas 5% (residual de 5,5 mg/L), além de residual de SST de 49 mg/L (em 14/10/04 o residual de SST foi de 23 mg/L), sugerindo, possivelmente, um princípio de deterioração das características de biofloculação do liquor misto do tanque de aeração.

Essa queda na eficiência de remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , apresentada pelo sistema de tratamento da ETE, é semelhante à ocorrida em meados de agosto, quando o efluente final foi prejudicado pela má qualidade do liquor misto.

A FIGURA 5.21 mostra que as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  presentes nas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aeração e nas amostras filtradas do efluente dos decantadores foram semelhantes durante a maior parte do ano. No entanto, observa-se que os valores apresentados pelo efluente dos decantadores foram sempre superiores, o que pode ser decorrente de uma possível falha no sistema de remoção de lodo, provocando o acúmulo deste em regiões do fundo dos decantadores. Este

lodo, em condições de anaerobiose, estaria liberando o fosfato para o meio líquido, da mesma forma que no reator anaeróbio.

Percebe-se que a diferença entre os valores se tornou mais acentuada no período que compreendeu parte dos meses de agosto e setembro, quando a qualidade do liquor misto era extremamente pobre. As condições de operação da ETE nesse período podem ter resultado em maior acúmulo de lodo nos decantadores, com aumento da liberação de fosfato para o meio líquido, resultando nas elevadas concentrações desse nutriente nas amostras filtradas do efluente dos decantadores, apesar desse período coincidir com os registros mais expressivos de assimilação de fósforo pelos microrganismos (ver FIGURA 5.18).

Uma singularidade ocorrida na ETE - Jardim das Flores, no período de realização da pesquisa, foi o despejo de 12 m<sup>3</sup> de chorume, trazido do aterro sanitário de Rio Claro, para que fosse tratado na estação. Esse chorume foi depositado em um tanque na estação elevatória e despejado aos poucos no esgoto bruto, de 17 a 24 de agosto de 2004.

Outro procedimento realizado pelos operadores da ETE, no período de realização da pesquisa, que também alterava as características do esgoto bruto, era a adição de grande quantidade de cal na estação elevatória, de forma a solucionar os problemas de maus odores da estação.

Dentre as causas de maus odores citadas por METCALF & EDDY (1991), as que poderiam estar ocorrendo na ETE – Jardim das Flores seriam: esgoto séptico contendo gás sulfídrico e outros compostos causadores de odor; a lavagem mal executada de peneiras e grades; descarga de despejos industriais no sistema e processos biológicos de tratamento com sobrecarga orgânica.

No projeto da ETE – Jardim das Flores foi indicado o uso de nitrato para a eliminação de mau odor; porém, devido a seu alto custo, optou-se, no início da operação da estação, pela adição de hidróxido de sódio (NaOH). No entanto, devido à dificuldade de preparação da solução desse produto,



logo se passou a utilizar a cal, cuja suspensão é de fácil preparação, além de não ser onerosa.

Inicialmente, era utilizada uma bomba dosadora para adição da solução de cal ao esgoto bruto, que foi logo abandonada por ter sido danificada pela ação da própria substância. Sendo assim, no período de realização do trabalho, a adição da cal era feita de dois modos. Em determinadas ocasiões, despejava-se a cal em um tanque que era abastecido com água, cujo enchimento era controlado através de uma bóia. Dessa forma, a concentração da suspensão não era padronizada, sendo mais concentrada quando a cal era adicionada, e diluindo-se gradativamente até nova adição do produto. Em outras ocasiões, quando o mau odor era mais pronunciado, os sacos de cal eram despejados diretamente na caixa de areia da elevatória.

Além disso, não havia controle da quantidade de cal adicionada e nem da frequência das adições. Em determinados turnos não se adicionava cal; em outros, chegava-se a adicionar três a quatro sacos por turno (de quatro horas). No entanto, esse procedimento não foi realizado durante todo o período da pesquisa e sim na maior parte dos ensaios da terceira etapa do trabalho, período em que a operação da ETE era feita de forma atípica e o odor era mais forte. Então, essa descontinuidade da adição de cal pode ser uma das causas das incoerências ocorridas em determinados resultados dos ensaios de flotação, descritos nos próximos itens.

## **5.8 Ensaio de flotação da segunda etapa, utilizando unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT)**

### **5.8.1 Considerações iniciais**

Nos itens 5.8.2, 5.8.3 e 5.8.4 são apresentados os resultados dos ensaios de flotação realizados com a unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa FADAT, para os valores de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ,  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , respectivamente, empregando diferentes valores de Taxa de Carregamento de Sólidos (TS) e quantidade de ar fornecida ao processo de flotação, expressa tanto na forma de razão ar/sólidos (A/S) quanto em dosagem de ar ( $D_{ar}$ ), em g de ar/ $\text{m}^3$  de esgoto afluyente (ver FIGURA 4.18, no capítulo Material e métodos). A TABELA 5.16 apresenta os parâmetros empregados nesses ensaios, bem como um resumo dos resultados obtidos.

### **5.8.2 Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto FADAT, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$**

As FIGURAS 5.22 a 5.27 apresentam os resultados de turbidez e DQO obtidos nos ensaios de flotação executados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, correspondentes a coletas do efluente flotado, realizadas ao longo do dia. Nas figuras também são mostrados os resultados de turbidez e DQO apresentados pelo efluente dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, bem como os valores correspondentes às amostras de esgoto bruto. Nesses ensaios de flotação foram investigados valores de: TAS, em torno de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ; TS, entre aproximadamente 250 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$  e 120 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ; e A/S, de 0,012 a 0,032. As FIGURAS 5.28 e 5.29 apresentam comparações entre os residuais de turbidez e DQO obtidos nesses ensaios.

**TABELA 5.16 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto FADAT, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabili- dade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluen- te à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan- tador	Condição de bioflo- culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa)	DP (g de pol./ Kg SST)	Dis- positi- vo anti- vór- tice	Tf (min)	
1	3/6	350 ± 50	250 ± 27	15	0,14	9,7	sim (demorou p/ atingir)	4800	727	78	41	+++	0,85	5,0	1,24	com	3,0	
2	3/3			20	0,29	17,8	sim (boa)	1098	1098	22	22	+++	0,71	5,0	0,89	sem	4,1	
3	2/6			22	0,24	15,3	sim (boa)	4800	848	63	57	++	0,86	5,0	1,10	com	3,3	
4	29/7			24	0,24	15,3	sim (boa)	4700	800	35	37	+++	0,86	5,0	0	com	3,3	
5	1/6			31	0,34	20,1	sim (boa)	4800	874	43	38	+++	0,61	5,0	1,16	com	3,5	
6	27/5		200 ± 7	200 ± 7	20	0,18	12,1	não (traspasse em 4 horas)	5500	698	144	36	+++	0,85	5,0	1,01	com	3,1
7	30/7				22	0,18	12,1	não (trasp. em 8 horas)	4700	643	70	51	++	0,86	5,0	2,16	com	3,1
8	19/6				13	0,09	6,5	não (trasp. em 2 horas)	4900	534	689	46	++	0,86	5,0	1,0	com	2,9
9	7/7		180 ± 8	180 ± 8	21	0,16	10,9	não (trasp. em 2 horas)	4600	616	296	32	+++	0,85	5,0	1,16	com	3,1
10	23/5				32	0,26	16,4	sim (boa)	5500	652	30	32	+++	0,85	5,0	1,15	com	3,3

Continuação da TABELA 5.16 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto FADAT, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S.

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabili- dade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluen- te à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan- tador	Condiçã- o de bioflo- culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa)	DP (g de pol./ Kg SST)	Dis- positi- vo anti- vór- tice	Tf (min)	
11	28/5	350 ± 50	160 ± 10	16	0,11	7,9	não (trasp. em 6 horas)	5500	533	230	27	+++	0,85	5,0	1,24	com	2,9	
12	19/6			21	0,14	9,7	não (trasp. em 8 horas)	4900	535	92	46	++	0,86	5,0	1,02	com	3,0	
13	23/6			27	<b>0,20</b>	<b>13,2</b>	<b>sim (boa)</b>	<b>4900</b>	<b>583</b>	<b>35</b>	<b>92</b>	<b>+</b>	<b>0,86</b>	<b>5,0</b>	<b>1,02</b>	<b>com</b>	<b>3,2</b>	
14	11/7		120 ± 10		12	0,06	4,5	não (trasp. em 2 horas)	4600	394	271	-	+++	0,85	5,0	1,05	com	2,8
15	12/7				21	0,10	7,2	sim (ligeira queda em 8 horas)	4600	380	64	37	+++	0,86	5,0	1,06	com	2,9
16	21/7				28	<b>0,14</b>	<b>9,7</b>	<b>sim (boa)</b>	<b>4700</b>	<b>394</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>+++</b>	<b>0,86</b>	<b>5,0</b>	<b>1,06</b>	<b>com</b>	<b>3,0</b>
17	28/7				29	<b>0,14</b>	<b>9,7</b>	<b>sim (boa)</b>	<b>4700</b>	<b>388</b>	<b>52</b>	<b>26</b>	<b>+++</b>	<b>0,86</b>	<b>5,0</b>	<b>0</b>	<b>com</b>	<b>3,0</b>
18	7/4				13	<b>0,26</b>	<b>16,4</b>	<b>sim (boa)</b>	<b>2200</b>	<b>1586</b>	<b>44</b>	<b>23</b>	<b>+++</b>	<b>0,61</b>	<b>5,0</b>	<b>0,99</b>	<b>sem</b>	<b>4,6</b>
19	11/6		250 ± 8	320 ± 5	20	0,47	25,4	não (trasp. em 4 horas)	4900	1878	231	33	+++	0,61	5,0	0,98	com	5,4
20	21/4				26	0,76	34,2	não (trasp. em 2 horas)	3800	2285	1205	15	+++	0,61	5,0	0,98	sem	6,5

Continuação da TABELA 5.16 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto FADAT, alimentada com o efluente do tanque

**de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabili dade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluen te à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan tador	Condiçã o de bioflo culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa)	DP (g de pol./ Kg SST)	Dis positi vo anti vórti ce	Tf (min)
21	29/5	250 ± 8	250 ± 25	15	0,21	13,8	não (trasp. em 4 horas)	5500	1088	466	35	+++	0,61	5,0	1,18	com	4,5
22	24/5			22	0,37	21,4	não (trasp. em 2 horas)	5500	1309	600	52	++	0,61	5,0	1,10	com	5,0
23	8/6			29	0,56	28,5	não (trasp. em 2 horas)	4900	1555	645	20	+++	0,61	5,0	1,06	com	5,8
24	8/7		180 ± 5	21	0,24	15,3	não (trasp. em 6 horas)	4600	905	241	31	+++	0,61	5,0	1,10	com	3,3
25	13/7			29	0,35	20,6	trasp. após recupera ção do afluente*	4600	942	95	38	+++	0,58	5,0	1,09	com	3,3
26	24/6		160 ± 8	14	0,12	8,5	não (trasp. em 4 horas)	4600	698	101	82	+	0,61	5,0	0,98	com	4,1
27	30/6			23	0,21	13,8	sim (boa)	4600	731	47	62	++	0,65	5,0	1,11	com	3,1
28	14/7			28	0,30	18,3	sim (boa)	4600	849	36	55	++	0,61	5,0	1,04	com	3,4
29	22/7			33	0,35	20,6	não (trasp. em 6 horas)	4700	842	124	26	+++	0,61	5,0	1,20	com	3,0

**Continuação da TABELA 5.16 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto FADAT, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabili- dade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluen- te à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan- tador	Condiçã o de bioflo- culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa)	DP (g de pol./ Kg SST)	Dis- positi- vo anti- vórtil- ce	Tf (min)	
30	15/4	200 ± 6	350 ± 33	14	0,44	24,2	não (trasp. em 2 horas)	4000	2499	863	13	+++	0,49	5,0	1,06	sem	6,6	
31	13/4			19	0,87	36,9	não (trasp. em 2 horas)	4000	3574	2261	25	+++	0,49	5,0	0,96	sem	8,6	
32	15/6			29	1,7	49,9	não (trasp. em 2 horas)	4900	4727	1283	21	+++	0,49	5,0	1,10	com	12,5	
33	20/4		300 ± 27		13	0,35	20,6	não (trasp. em 2 horas)	3000	2199	1245	17	+++	0,85	5,0	0,98	sem	6,2
34	14/4				21	0,66	31,8	não (trasp. em 2 h., recuperação, trasp. em 2 h.)	2200	2583	369	24	+++	0,49	5,0	1,02	sem	7,7
35	11/4				28	1,17	42,8	não (trasp. em 4 horas)	2200	3322	1000	18	+++	0,49	5,0	1,0	sem	6,4

**Continuação da TABELA 5.16 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto FADAT, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabili- dade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluen- te à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan- tador	Condiçã o de bioflo- culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa)	DP (g de pol./ Kg SST)	Dis- positi- vo anti- vórti- ce	Tf (min)
36	1/7		160 ± 18	15	0,16	10,9	não (deteriorou em 4 horas)	4600	822	126	54	++	0,49	5,0	1,18	com	3,2
37	2/7			22	0,27	16,9	não (trasp. em 6 horas)	4600	973	103	38	+++	0,49	5,0	1,11	com	4,2
38	11/8		120 ± 10	14	0,12	8,5	sim (razoável e estável)	4300	673	79	95	+	0,49	5,0	1,04	com	3,1
39	5/8			22	0,19	12,7	sim (razoável e estável)	4300	687	50	98	+	0,49	5,0	1,10	com	3,5
40	7/8			23	0,19	12,7	sim (razoável e estável)	4300	654	63	87	+	0,49	5,0	2,32	com	3,5
41	8/8			28	0,28	17,3	sim (razoável e estável)	4300	789	64	93	+	0,48	5,0	1,03	com	3,6
42	4/3		182	293	11	0,31	18,8	sim (boa)	2200	2212	38	17	+++	0,43	5,0	0,50	sem

\* decantador eliminando sólidos; \*\* Condição de biofloculação no tanque de aeração: + pobre ++ regular +++ boa

A FIGURA 5.30 apresenta as porcentagens de remoção de SST, P- $\text{PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO obtidas nos ensaios de flotação realizados com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação de TAS e TS investigada. Em todos os ensaios de flotação discutidos nos itens 5.8 e 5.9, o valor do gradiente médio de velocidade de floculação (Gf) foi fixado em  $80 \text{ s}^{-1}$ , e os tempos de floculação (Tf) foram mantidos os menores possíveis. Como auxiliar de floculação/flotação foi utilizado o mesmo polímero sintético catiônico, da marca Faxon, em dosagens (DP) de aproximadamente 1,0 g polímero/kg SST.

Na TABELA 5.17 são mostrados os cálculos dos valores de TAS, TS, A/S, razão de recirculação ( $R = Q_{\text{rec}}/Q_{\text{flot}}$ ), vazões afluente ( $Q_{\text{afi}}$ ), de flotação ( $Q_{\text{flot}}$ ), excedente ( $Q_{\text{exc}}$ ) e de recirculação ( $Q_{\text{rec}}$ ), e tempo de floculação, para as concentrações de SST presentes no afluente à flotação ( $\text{SST}_{\text{afi}}$ ) em cada ensaio.

**TABELA 5.17 –  $\text{SST}_{\text{afi}}$ ,  $Q_{\text{afi}}$ ,  $Q_{\text{flot}}$ ,  $Q_{\text{exc}}$  e  $Q_{\text{rec}}$ , e tempos de floculação, para os ensaios da segunda etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e diferentes valores de TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS *	TS **	A/S x 1000	R	SST (mg/L)	$Q_{\text{flot}}$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\text{rec}}$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\text{afi}}$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ )	$Q_{\text{exc}}$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ )	Tf (min)
1	3/6	339	223	15	0,14	727	19,2	2,6	19,2	0	3,0
2	3/3	300	252	20	0,29	1098	14,0	4,1	14,0	0	4,1
3	2/6	347	240	22	0,24	848	17,7	4,2	17,7	0	3,3
4	29/7	358	226	24	0,24	800	17,7	4,3	17,7	0	3,3
5	1/6	347	228	31	0,34	874	16,3	5,5	16,3	0	3,5
6	27/5	343	207	20	0,18	698	18,5	3,3	18,5	0	3,1
7	30/7	354	193	22	0,18	643	18,5	3,4	18,5	0	3,1
8	19/6	361	172	13	0,09	534	20,1	1,9	20,1	0	2,9
9	7/7	342	186	21	0,16	616	18,9	2,9	18,9	0	3,1
10	23/5	340	182	32	0,26	652	17,4	4,4	17,4	0	3,3
11	28/5	339	168	16	0,11	533	19,7	2,1	19,7	0	2,9
12	19/6	358	165	21	0,14	535	19,2	2,8	19,2	0	3,0
13	23/6	355	170	27	0,20	583	18,3	3,7	18,3	0	3,2
14	11/7	337	130	12	0,06	394	20,6	1,2	20,6	0	2,8
15	12/7	355	121	21	0,10	380	19,9	2,0	19,9	0	2,9
16	21/7	355	121	28	0,14	394	19,2	2,7	19,2	0	3,0
17	28/7	349	119	29	0,14	388	19,2	2,7	19,2	0	3,0

\* TAS em ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ); \*\* TS em kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ .



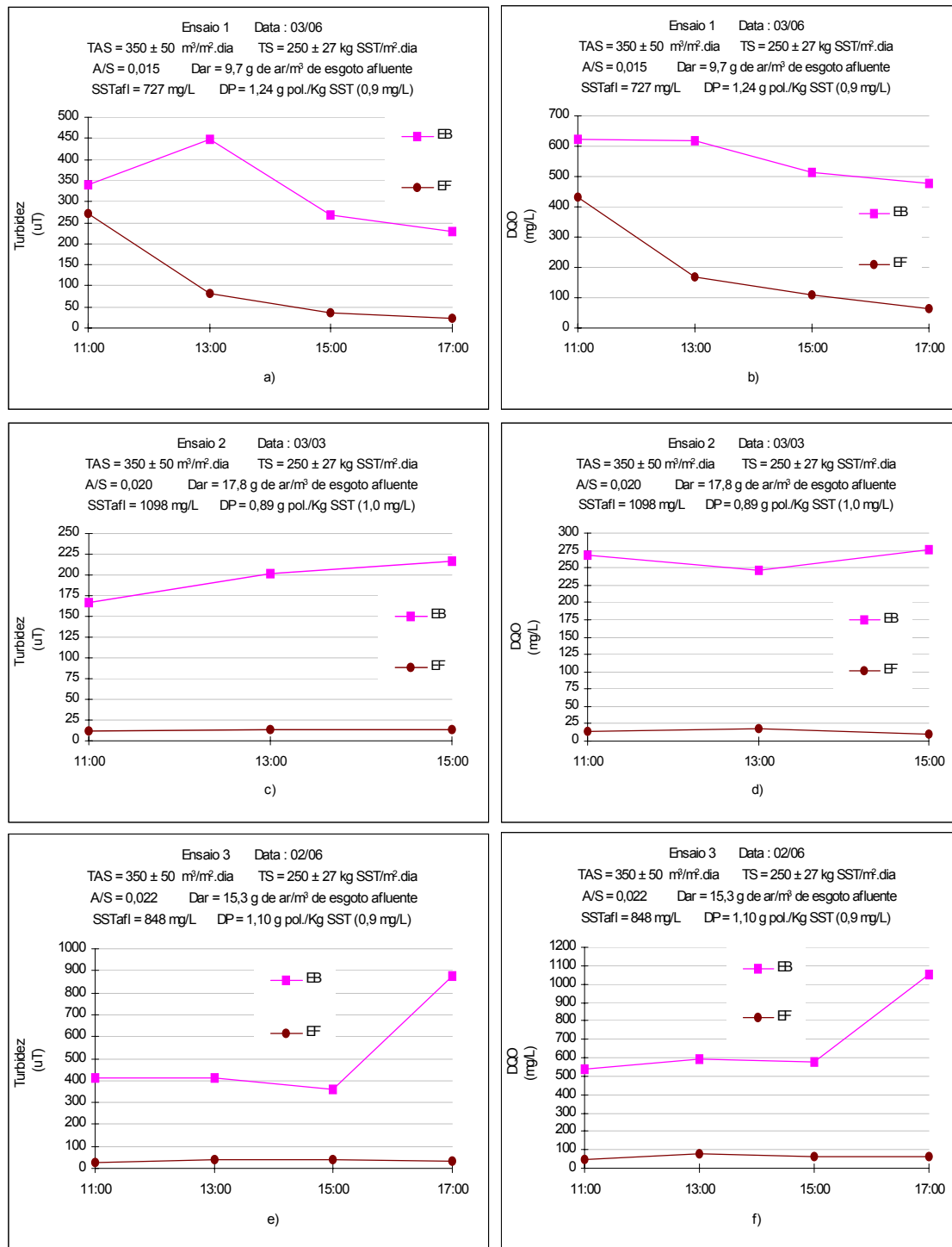
Nas FIGURAS 5.22 a) a d) e 5.30 a) e b) observa-se que a aplicação de TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a TS de  $250 \pm 27 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , promoveu resultados excelentes de remoção de todos os parâmetros investigados, quando A/S foi aumentado de 0,015 para valor em torno de 0,020 ( $D_{ar}$  aumentada de 9,7 para 17,8 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluyente). No ensaio 2, realizado com  $D_{ar}$  de 17,8 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente, as concentrações residuais médias obtidas no efluente flotado foram as seguintes: turbidez de 13 uT (94% de remoção), DQO de 23 mg/L (89% de remoção) e SST de 22 mg/L (98% de remoção). Conforme mostra a FIGURA 5.30 a), apenas a remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  não foi satisfatória, com residual de 4,5 mg/L (15% de remoção). Esse alto residual de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  era esperado, tendo em vista que não foi aplicado coagulante nesses ensaios.

Quando A/S foi aumentado para valor em torno de 0,022 (FIGURAS 5.22 e) e f)), os resultados também foram muito bons, porém inferiores aos realizados com A/S de 0,020. Apesar do parâmetro A/S ser superior no ensaio 3, a dosagem de ar de 15,3 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente, foi menor que a empregada no ensaio 2, justificando os melhores resultados do último. Somado a isso, tem-se o fato do ensaio 2 ter sido realizado em março de 2004, quando a ETE – Jardim das Flores operava em condições normais, o liquor misto do tanque de aeração apresentava SST em torno de 1098 mg/L e os reatores UASB não recebiam lodo de descarte em excesso, provocando a eliminação de sólidos no seu efluente. Por sua vez, a realização do ensaio 3 ocorreu em junho de 2004, período em que as condições da ETE se encontravam desestabilizadas, com os reatores UASB começando a eliminar sólidos e o tanque de aeração com SST de aproximadamente 4900 mg/L (ver item 5.7).

A dosagem de ar ( $D_{ar}$ ) deve ser entendida não como a totalidade da quantidade de ar dissolvido, mas apenas a parcela precipitável após a despressurização da recirculação, ou seja, após a alteração brusca da  $P_{sat}$  para a pressão atmosférica, na passagem pelos registros de agulha.

Comparando-se os resultados mostrados nas FIGURAS 5.22 e) e f) - ensaio realizado com aplicação de DP de 1,1 g pol./kg SST e FIGURAS 5.23 a) e b) – ensaio sem adição de polímero, nota-se certa semelhança no comportamento do flotor. O ensaio 4, realizado em ausência de polímero e com A/S em torno de 0,024 (29/07/04), apresentou menor remoção de fósforo (36%, em relação ao esgoto bruto, residual de 3,8 mg/L), quando comparada à remoção de 62% obtida no ensaio 3 (residual de 2,6 mg/L), com emprego de polímero e A/S em torno de 0,022 (02/06/04), conforme mostram a FIGURA 5.30 a) e a TABELA 5.18. Se essa queda na eficiência de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  tivesse se repetido para os demais parâmetros, poderíamos inferir que o motivo fosse a falta de polímero, que, se utilizado, estaria adsorvendo partículas e o fósforo nelas incorporado. Porém, mesmo sem o fornecimento do auxiliar de flotação, o ensaio 4 apresentou residuais médios de turbidez e SST no efluente flotado de 28 uT e 35 mg/L, ao passo que o ensaio 3, quando foi empregada DP de 1,1 g pol./kg SST, apresentou residuais médios de turbidez e SST de 35 uT e 63 mg/L. Portanto conclui-se que, nesse caso, a adição de polímero não favoreceu de forma significativa o processo de flotação. No entanto, na TABELA 5.16 nota-se que, no dia 02/06/04, o efluente dos decantadores também apresentou residuais de SST e turbidez acima dos normais (57 mg/L e 40 uT), o que pode significar uma provável alteração nas condições do liquor misto do tanque de aeração, que possivelmente tenha também prejudicado o desempenho da flotação no ensaio 3.

As FIGURAS 5.23 c) e d) mostram que o aumento do A/S para valor em torno de 0,031 também não trouxe benefício ao processo, apesar de 20,1 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente parecer uma quantidade de ar bastante razoável.

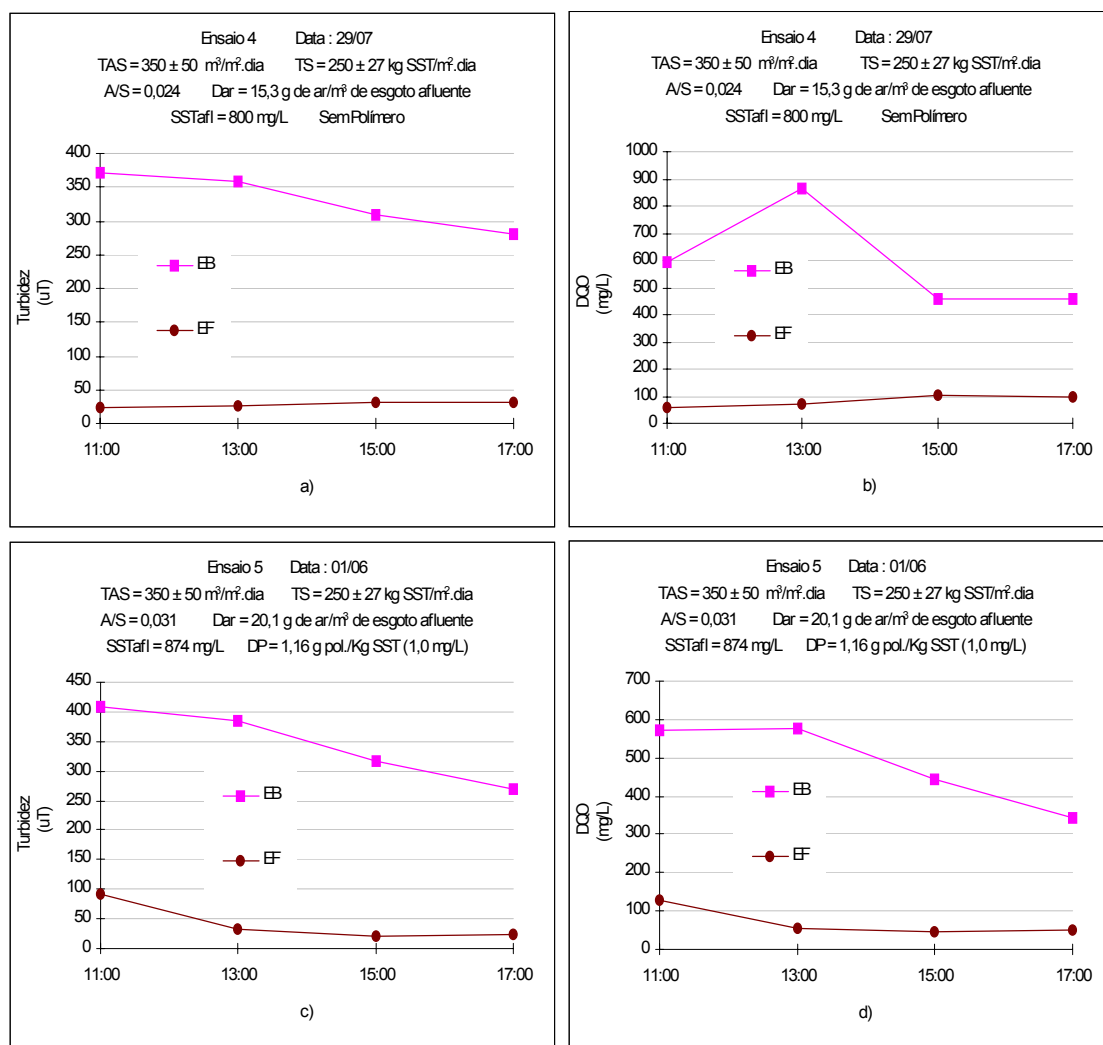


**FIGURA 5.22 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 1 a 3, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa (EF), para TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $250 \pm 27$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,015, 0,020 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,0 min; c) e d) = 4,1 min; e) e f) = 3,3 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,7 – 6,8, EB = 6,5 – 6,6, ED = 6,6 – 6,8; c) e d) EF = 6,7 – 6,9, EB = 7,3 – 7,9, ED = 6,5 – 6,7; e) e f) EF = 6,6, EB = 6,4 – 6,6, ED = 6,6 – 6,7.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,2; c) e d) 3,9; e) e f) = 3,3.



**FIGURA 5.23 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 4 e 5, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 250 ± 27 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,024 e 0,031 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,3 min; c) e d) = 3,5 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,2, EB = 5,9 – 6,0, ED = 6,2 – 6,3; c) e d) EF = 6,5 – 6,7, EB = 6,5 – 6,6, ED = 6,6 – 6,7.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,8; c) e d) 3,6.

As FIGURAS 5.22, 5.23, 5.28, 5.29 e 5.30 mostram que os piores e melhores resultados foram obtidos com A/S em torno de 0,015 e 0,020 (9,7 e 17,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), respectivamente. Os ensaios 3 e 4, realizados com 15,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S entre 0,022 e 0,024), também produziram bons resultados, com concentrações residuais de turbidez e DQO de 35 uT e 64 mg/L (ensaio 3), e de 28 uT e 69 mg/L (ensaio 4).

Na FIGURA 5.30 observa-se que as maiores eficiências de remoção foram obtidas nos ensaios 2, 3 e 4, com A/S variando entre 0,020 e 0,024 (faixas de remoção de 92% a 94% de turbidez, 89% a 92% de DQO e 93% a 98% de SST).

Todos os ensaios realizados com TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a TS de  $250 \pm 27 \text{ kg}$  de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , apresentaram teores de sólidos no lodo acima de 3%, com mínimo de 3,2% no ensaio 1, e máximo de 3,8% no ensaio 4.

Nas FIGURAS 5.24, 5.28 c) e d) e 5.30 b) observa-se que nos ensaios 6 e 7, nos quais foi empregada TS de  $200 \pm 7 \text{ kg}$  de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , não foi obtido bom desempenho na flotação. No ensaio 6 (FIGURA 5.24 a)) percebe-se aumento da turbidez (115 uT) do efluente flotado já na segunda coleta, isto é, quatro horas após o início da operação. Mesmo tendo sido empregado valor de A/S razoavelmente elevado, de 0,020, este correspondeu a uma dosagem de ar muito baixa ( $D_{ar}$  de 12,1 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente) e insuficiente para proporcionar bons resultados.

Na FIGURA 5.24 c) nota-se que, no ensaio 7, realizado com a mesma quantidade de ar (A/S em torno de 0,022,  $D_{ar}$  de 12,1 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente) e com emprego do dobro da dosagem de polímero (DP de 2,16 g pol./kg SST), houve apenas o retardamento da ocorrência de arraste de sólidos no flotor, situação doravante designada de traspasse súbito de sólidos suspensos, ou seja, o efluente apresentou características inadequadas oito horas após o início da operação (residual de turbidez no efluente flotado de 175 uT). Apesar disso, o ensaio 7 proporcionou lodo com teor adequado de sólidos, 3,8%, ao passo que, no ensaio 6, realizado com DP de 1,01 g pol./kg SST, o teor de sólidos foi de apenas 0,5%. Esse valor bastante baixo de teor de sólidos (0,5%) pode ter sido causado por alguma falha experimental, possivelmente durante a coleta das amostras.

Como pode ser visto na FIGURA 5.24 a), a turbidez efluente inicial no ensaio 6 foi bastante baixa - 24 uT - o que significa que, por quatro horas, o desempenho do processo foi satisfatório, diferentemente do ocorrido em

determinados ensaios onde a quantidade de ar foi tão insatisfatória a ponto de não ocorrer flotação, produzindo um lodo pouco espessado ou até mesmo não formando camada de lodo (ver FIGURAS 5.28 e) e f) e 5.29 c) e d)).

Deve-se salientar que o fenômeno do traspasse súbito de sólidos ocorreu em diversos ensaios ao longo do desenvolvimento do trabalho, por motivos diversos, como quantidade de ar inferior à necessária, TAS ou TS muito elevadas, etc. Segundo BRATBY & AMBROSE (1995), esse fenômeno pode ocorrer também pelo ajuste inadequado do tempo de raspagem da camada de lodo que se acumula na superfície do flotador.

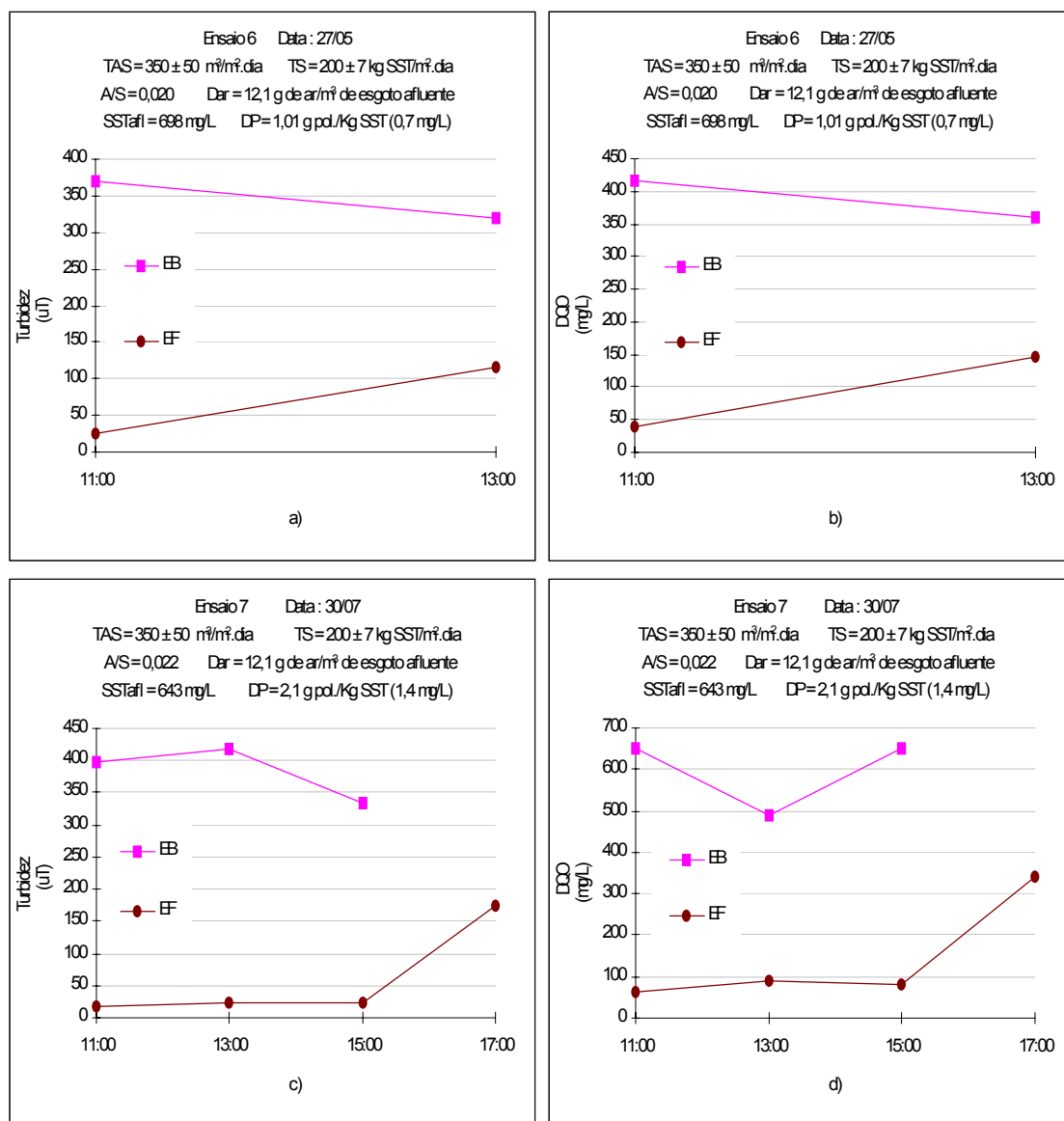
Os autores afirmam que, para valores elevados de  $t_e$  (tempo do ciclo do raspador), dá-se maior oportunidade para que a água intersticial, contida no lodo flotado, seja drenada e, conseqüentemente, seja alcançada maior concentração de sólidos no lodo flotado. Entretanto, há um limite prático para  $t_e$ . Para uma determinada altura do lodo flotado, que se acumula acima do nível d'água, há uma altura máxima correspondente de sólidos abaixo do nível d'água, necessária para garantir a flutuação e o suporte da camada superior de lodo. Dessa forma, aumentando-se  $t_e$ , aumenta-se a parcela de lodo flotado acumulado tanto acima quanto abaixo do nível d'água. Conseqüentemente, o limite de  $t_e$  é o ponto em que a altura acumulada de sólidos flotados é tal, que faz com que uma parte seja arrastada juntamente com o subnadante, causando excessiva deterioração da qualidade do efluente. Dessa forma, a principal limitação no ajuste de parâmetros para operação do raspador é a acumulação máxima possível de sólidos flotados para que não ocorra a deterioração da qualidade do efluente.

Comparando-se as FIGURAS 5.24 a) e b) e 5.25 c) e d), percebe-se que a combinação de TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $180 \pm 8 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  proporcionou resultados inferiores aos fornecidos pelo mesmo valor de TAS associado a TS de  $200 \pm 7 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , para valores de A/S e  $D_{ar}$  semelhantes (ensaios 6 e 9).

Nota-se, nas FIGURAS 5.25 a) e b) e 5.30 c), que nos ensaios com TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $180 \pm 8 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ,  $D_{\text{ar}}$  de 6,5 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,013) proporcionou elevado residual de DQO e turbidez (319 mg/L e 269 uT, respectivamente), além promover aumento na quantidade de SST (SST afluente igual a 534 mg/L e SST efluente igual a 689 mg/L). O ensaio 9, realizado com  $D_{\text{ar}}$  de 10,9 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,021) também forneceu resultados bastante insatisfatórios, como mostram as FIGURAS 5.25 c) e d) e 5.28 e) e f) (residuais de 202 uT de turbidez, 329 mg/L de DQO e 296 mg/L de SST).

Com o fornecimento de maior quantidade de ar à flotação, correspondente a  $D_{\text{ar}}$  de 16,4 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,032), foram obtidos excelentes resultados de remoção de DQO, turbidez e SST, como pode ser visto nas FIGURAS 5.25 e) e f) e 5.30 c). Os residuais apresentados pelo efluente flotado do ensaio 10 foram os seguintes: 14 uT de turbidez (remoção de 96%), 39 mg/L de DQO (remoção de 92%) e 30 mg/L de SST (remoção de 95%). Apenas a remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  foi bastante ruim (5%), com residual de 4,8 mg/L (TABELA 5.18).

É importante salientar que, em casos como o do ensaio 10, onde a concentração de SST do afluente à flotação é baixa (652 mg/L), é recomendável avaliar a quantidade de ar a ser fornecida à flotação com base no parâmetro  $D_{\text{ar}}$ . Nesse ensaio, apesar do elevado valor de A/S (0,032), a dosagem de ar correspondente foi o valor razoável de 16,4 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente.



**FIGURA 5.24 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 6 e 7, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $200 \pm 7$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,020 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB). Tempos de floculação: a) e b) = 3,1 min; c) e d) = 3,1 min. Valores de pH: a) e b) EF = 6,4 – 6,8, EB = 6,6, ED = 6,6; c) e d) EF = 6,1 – 6,2, EB = 5,9 – 6,0, ED = 6,1 – 6,2. Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 0,5; c) e d) 3,8.**

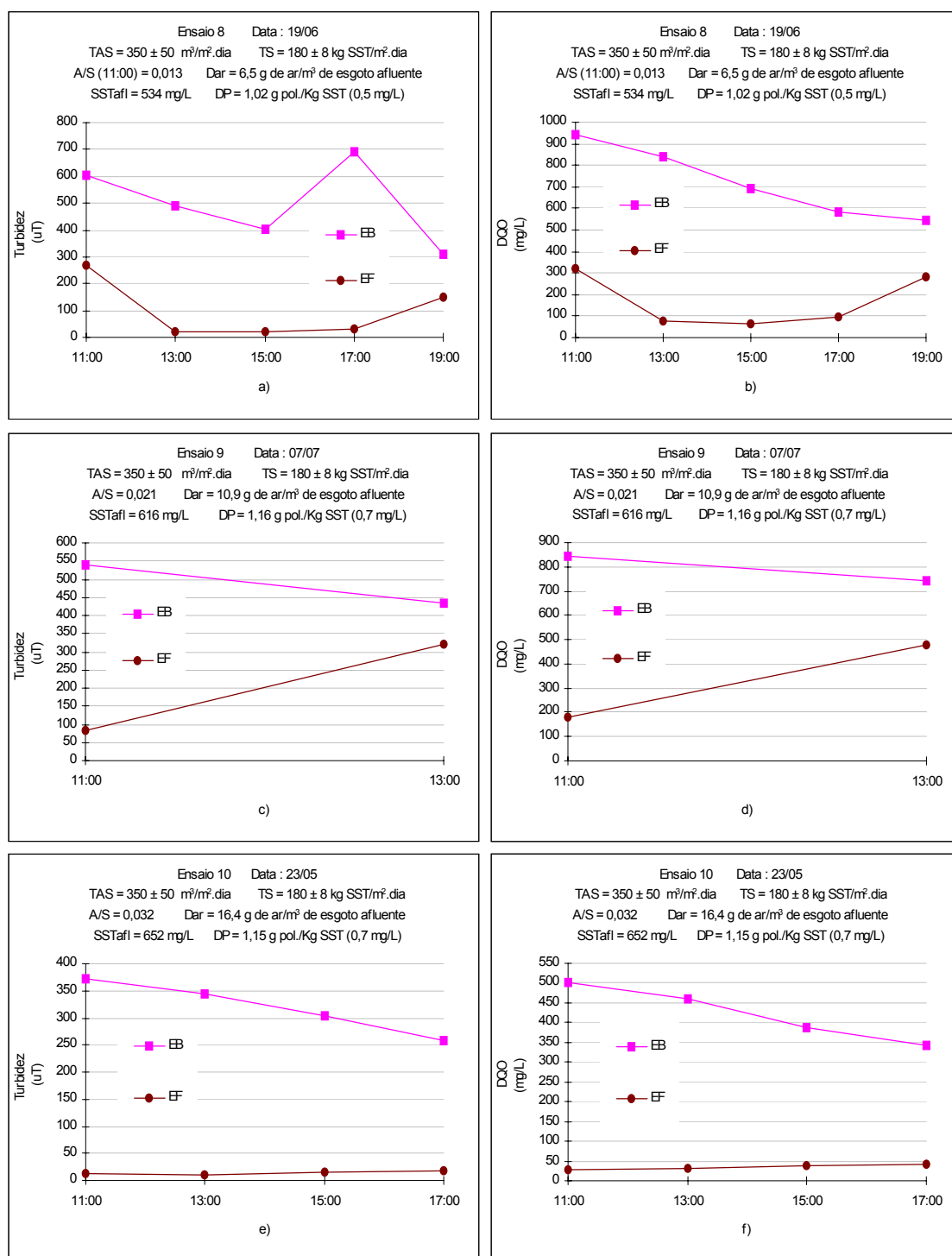
Assim como havia ocorrido nos ensaios com TS de  $180 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, a combinação de TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $160 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia apenas apresentou resultados satisfatórios quando foi empregado valor elevado de A/S - em torno de 0,027 (ensaio 13), conforme



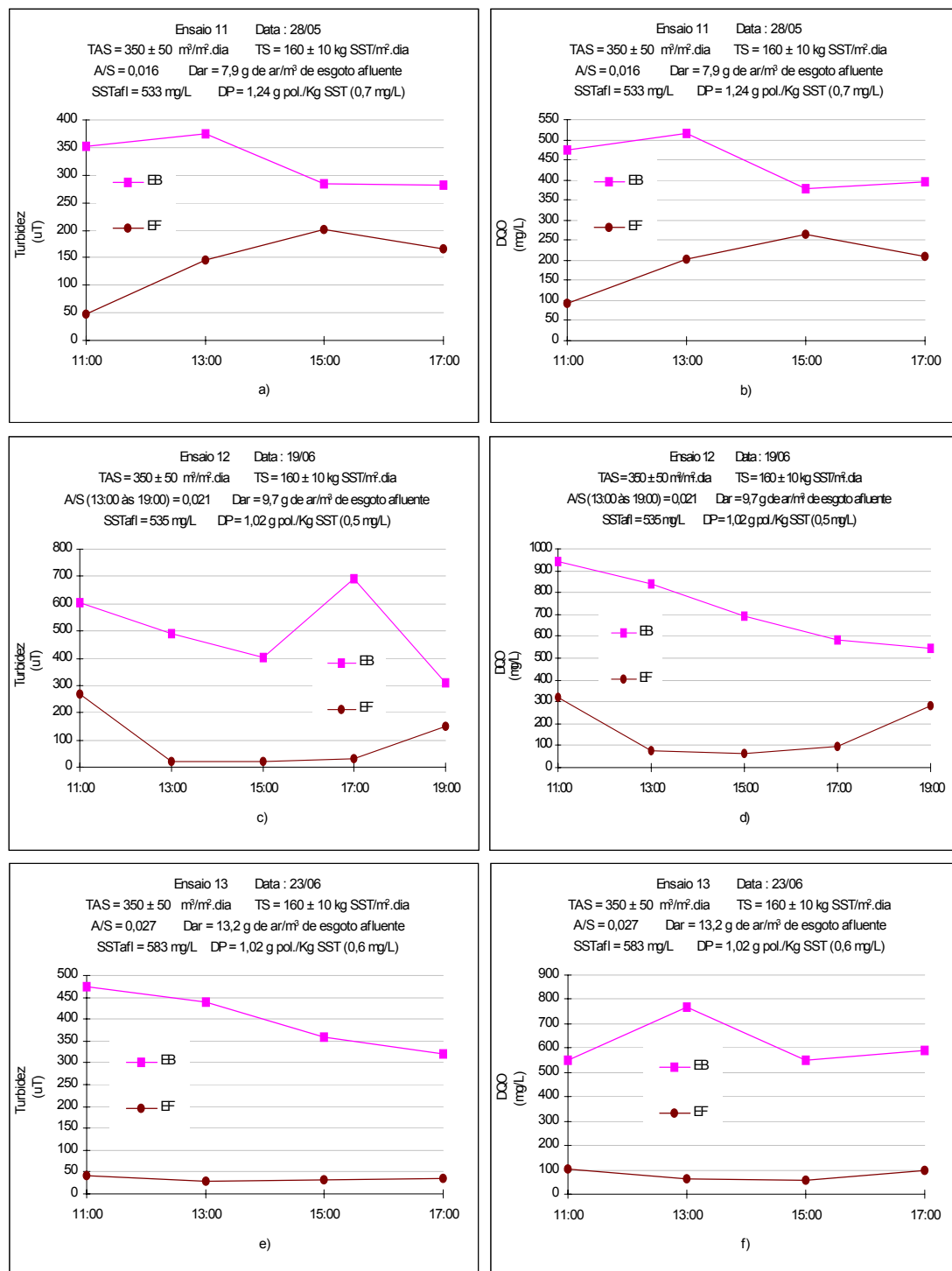
mostra a FIGURA 5.26. Assim como nos ensaios 8 e 9, esse comportamento pode ser explicado pelos baixos valores de  $D_{ar}$  empregados nos ensaios 11 e 12 (7,9 e 9,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), apesar dos valores de A/S correspondentes serem significativos, principalmente no ensaio 12 (FIGURAS 5.26 a) a d)). No ensaio 11, os resultados obtidos foram bastante inadequados, enquanto o ensaio 12 apresentou bons resultados apenas até às quinze horas, quando ocorreu traspasse de sólidos e consequente deterioração das características do efluente (FIGURAS 5.29 a) e b)).

O ensaio 13, realizado com a dosagem de ar não muito elevada de 13,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, apresentou residuais de 34 uT de turbidez, 113 mg/L de DQO e 35 mg/L de SST. Esses resultados satisfatórios foram obtidos independentemente da provável alteração das características do liquor misto do tanque de aeração, que pode ser constatada pelo elevado residual de SST apresentado pelo efluente dos decantadores (92 mg/L), conforme mostra a TABELA 5.16.

Com a diminuição de TS para  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia não foi possível obter boas condições de flotação para os valores de A/S de 0,012 e 0,021 (ensaios 14 e 15), como mostram as FIGURAS 5.27 a), 5.29 c) e d) e 5.30 e) e f). Nesses ensaios, os valores de  $D_{ar}$  resultantes foram de apenas 4,5 e 7,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, insuficientes para promover uma boa flotação. O primeiro forneceu residuais bastante elevados de DQO, turbidez e SST (284 mg/L, 190 uT e 271 mg/L, respectivamente) na primeira coleta, ou seja, apenas duas horas após o início da operação e no segundo, apesar dos bons resultados obtidos, houve deterioração da qualidade do efluente no final do dia, com turbidez residual de 78 uT.



**FIGURA 5.25 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 8 a 10, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $180 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,013, 0,021 e 0,032 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB). Tempos de floculação: a) e b) = 2,9 min; c) e d) = 3,1 min; e) e f) = 3,3 min. Valores de pH: a) e b) EF = 7,1, EB = 6,8, ED = 7,3; c) e d) EF = 6,7 – 6,8, EB = 6,3 – 6,4, ED = 6,7 – 6,9; e) e f) EF = 6,5 – 6,7, EB = 6,5 – 6,7, ED = 6,7. Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = não formou lodo; c) e d) 3,3; e) e f) = 3,0.**

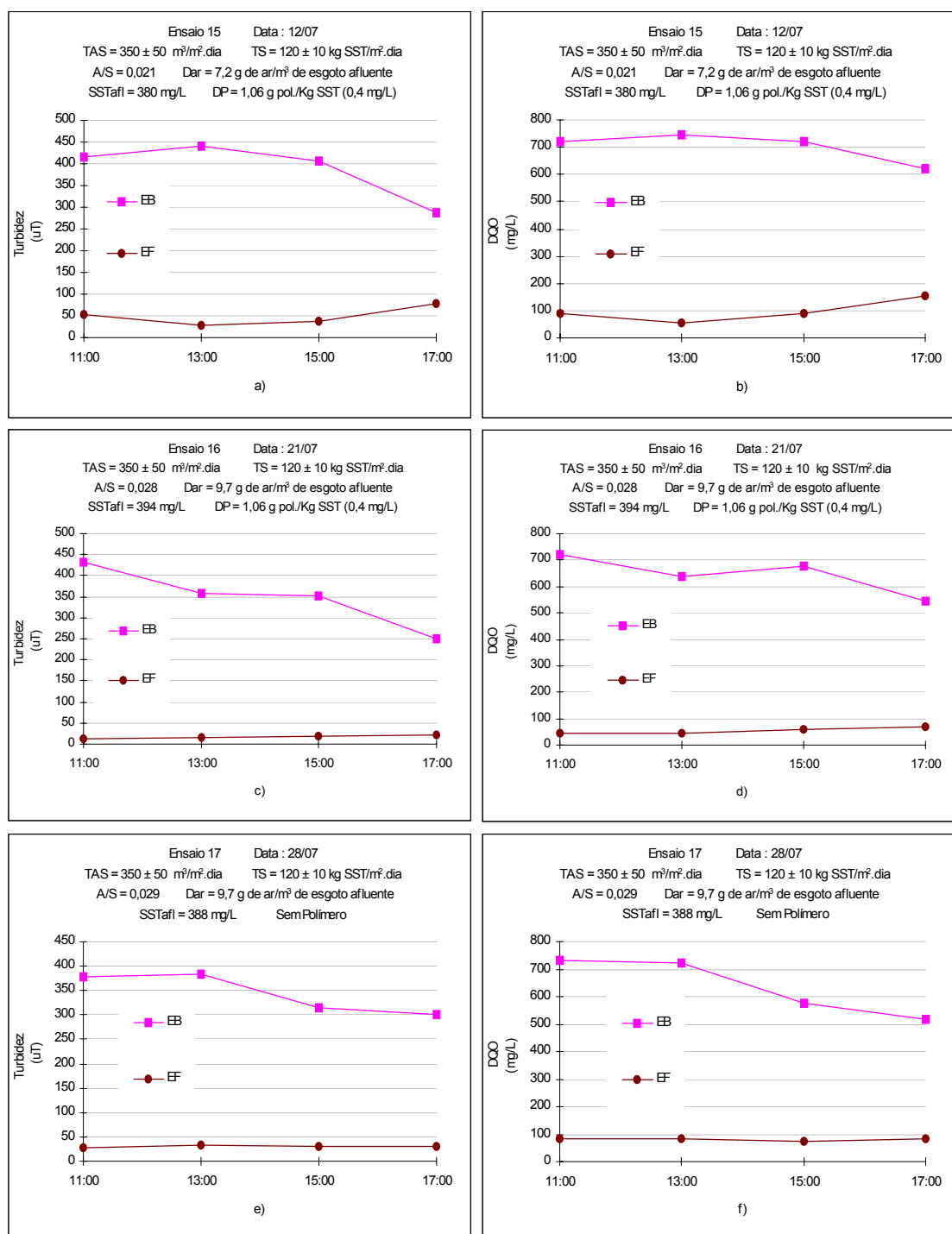


**FIGURA 5.26 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 11 a 13, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $160 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,016, 0,021 e 0,027 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 2,9 min; c) e d) = 3,0 min; e) e f) = 3,2 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,7 – 6,8, EB = 6,5 – 6,6, ED = 6,6 – 6,7; c) e d) EF = 6,9 – 7,0, EB = 6,7 – 6,8, ED = 7,0; e) e f) EF = 6,8 – 6,9, EB = 6,6 – 6,7, ED = 6,7 – 7,0.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,7; c) e d) 3,7; e) e f) 3,7.



**FIGURA 5.27 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 15 a 17, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 120 ± 10 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,021, 0,028 e 0,029 (com e sem emprego de polímero) (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 2,9 min; c) e d) = 3,0 min; e) e f) = 3,0 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,7, EB = 6,4 – 6,6, ED = 6,8; c) e d) EF = 6,4 – 6,5, EB = 6,2 – 6,3, ED = 6,5; e) e f) EF = 6,2 – 6,3, EB = 5,9 – 6,0, ED = 6,2 – 6,3.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,1; c) e d) 3,9; e) e f) 3,7.

Nas FIGURAS 5.27 c) e d) observa-se que, com o aumento de  $D_{ar}$  para apenas 9,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S em torno de 0,028), o processo tornou-se estável, apresentando efluente com turbidez média de 17 uT, além de proporcionar excelente remoção dos demais parâmetros (residuais médios de DQO de 42 mg/L e SST de 23 mg/L), inclusive de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, com 87% de remoção e residual de 0,9 mg/L (TABELA 5.18). Esse ensaio foi repetido para os mesmos valores de TAS, TS e A/S, sem o emprego de solução de polímero (FIGURAS 5.27 e) e f)), tendo sido obtidos resultados também bons e constantes, porém inferiores aos apresentados pelo ensaio com emprego de 1,06 g pol./kg SST, principalmente quanto à remoção de DQO, SST e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (residuais médios de turbidez de 31 uT, DQO de 80 mg/L, SST de 52 mg/L e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 1,9 mg/L).

Observa-se que nos ensaios realizados com TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $120 \pm 10$ ,  $160 \pm 10$  e  $180 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, apesar dos elevados valores de A/S empregados, a dosagem de ar correspondente era muito baixa. Isso resultava do fato de TS ser muito inferior a TAS. No ensaio 9, por exemplo, realizado com A/S em torno de 0,021, aplicou-se somente 10,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente; no ensaio 15, A/S em torno de 0,021 resultou em apenas 7,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, e no ensaio 12, onde A/S estava em torno de 0,021,  $D_{ar}$  foi de apenas 9,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente.

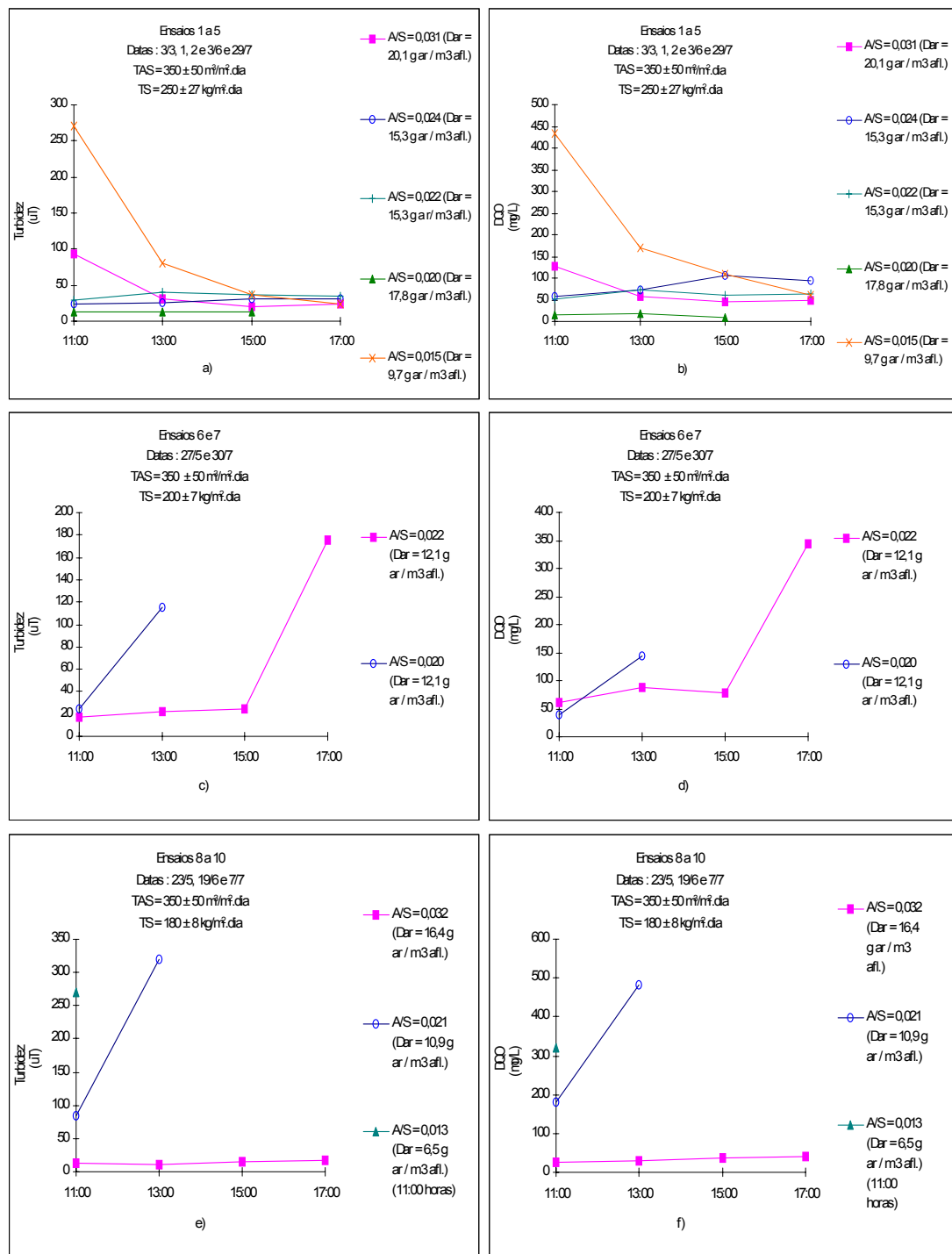
ZABEL (1985) constatou que a quantidade de ar requerida para a flotação, aplicada ao tratamento de águas de superfície, depende apenas da quantidade total de água a ser tratada e é independente da quantidade de sólidos suspensos, a menos que a concentração de sólidos seja muito alta (> 1000 mg/L). A razão ar/sólidos (A/S) é muito mais alta para o tratamento de águas de superfície ( $\approx 0,38$  g de ar/g de sólidos) do que para o espessamento de efluentes de lodos ativados (0,015 – 0,03 g de ar/g de sólidos). A grande quantidade de ar requerida para o tratamento de águas de superfície é provavelmente necessária para assegurar colisões adequadas entre os flocos e as bolhas de ar, facilitando a adesão.

No caso dos ensaios citados anteriormente, como a concentração de SST no afluente à flotação era muito baixa (536 mg/L, 380 mg/L e 616 mg/L, ensaios 9, 12 e 15, respectivamente), a quantidade de bolhas proporcionada pelas baixas recirculações empregadas provavelmente não foram suficientes para assegurar as colisões adequadas, que resultassem na remoção eficiente desses sólidos.

Sendo assim, em ensaios como esses, onde a concentração de SST no afluente à flotação é baixa, seria conveniente adotar, no cálculo da quantidade de ar a ser fornecida ao processo, o parâmetro  $g$  de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, em vez da razão  $A/S$ , como constatado em MORETTI (2000).

A respeito da faixa recomendável de dosagem de ar ( $D_{ar}$ ), vale citar que outros autores (PENETRA *et. al.*, 1999b; REALI *et. al.*, 2001a e 2001b; e PENETRA *et. al.*, 2003b), investigando o desempenho da FAD aplicada ao pós-tratamento do efluente de reatores anaeróbios, obtiveram os melhores resultados de remoção de SST quando foi aplicada  $D_{ar}$  na faixa de 16 a 19 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente.

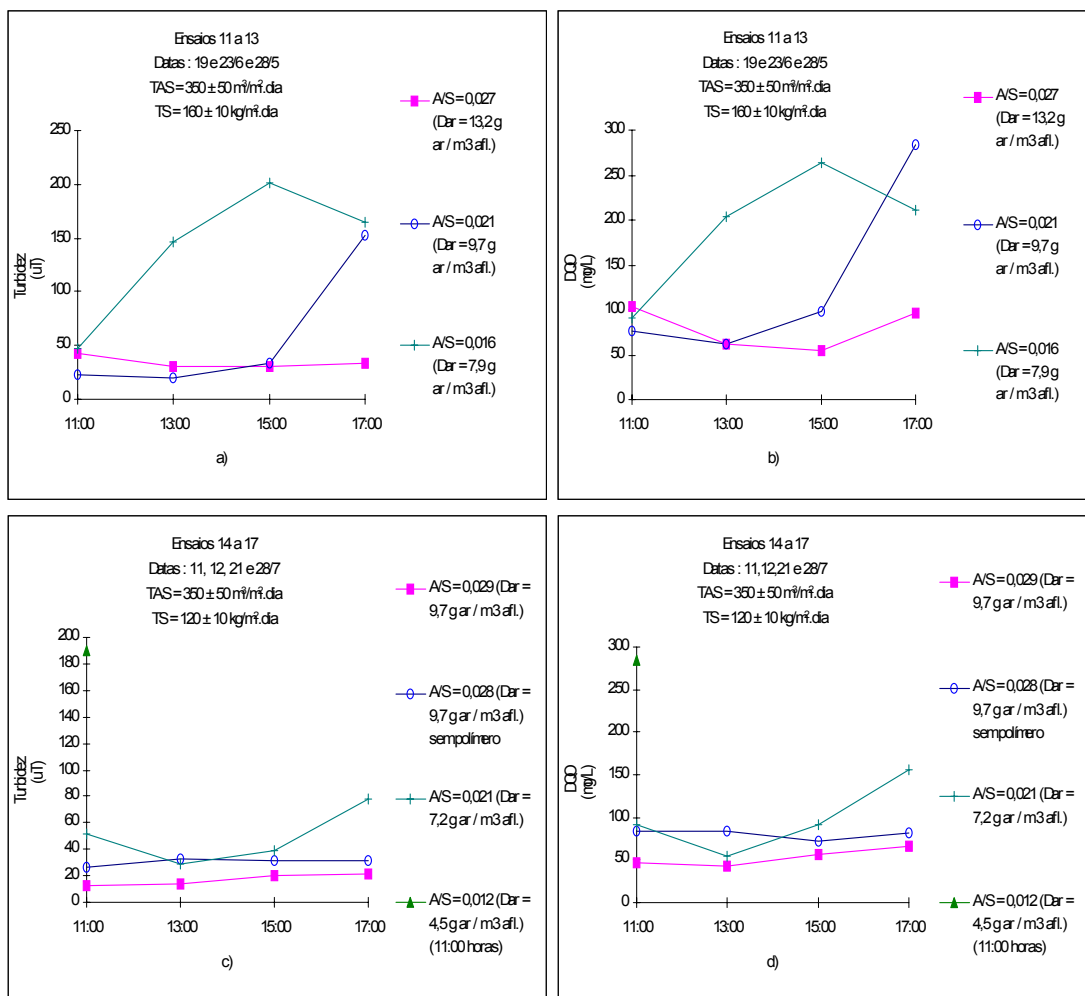
Diante desses resultados é possível afirmar que a flotação por ar dissolvido lamelar, empregada na clarificação do liquor misto de tanque de aeração com boas características de biofloculação, foi capaz de fornecer resultados satisfatórios nas seguintes condições: TAS em torno de 350 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, associada a valores de TS maiores que 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e menores ou iguais a 250 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, desde que associados a valores de  $D_{ar}$  na faixa de 15,0 a 18,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, para  $SST_{af1}$  entre 800 e 1100 mg/L. Para o mesmo valor de TAS de 350 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, associado a valores de TS menores ou iguais a 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foi necessário o fornecimento de  $D_{ar}$  em torno de 10,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, para  $SST_{af1}$  menor que 800 mg/L.



**FIGURA 5.28 – Residuais de turbidez e DCO determinados nos ensaios 1 a 10, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg de SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.**

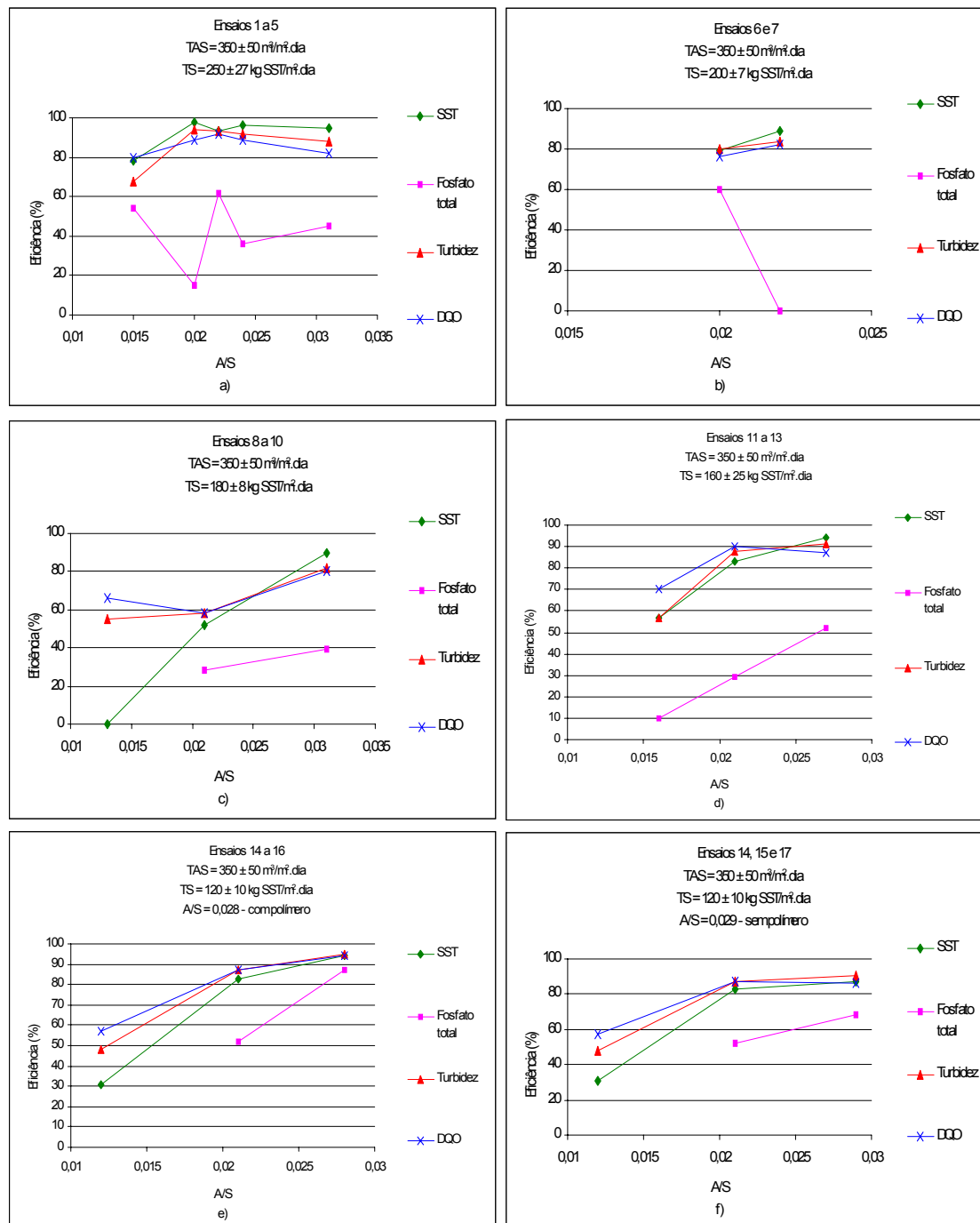
\* em d), no ensaio 7 (A/S em torno de 0,022), empregou-se o dobro da dosagem de polímero (2,16 g pol./kg SST).

Essas constatações permitem concluir que, de forma geral, as placas instaladas no interior da unidade de flotação favoreceram a aplicação de valores mais elevados de TAS e TS, desde que fossem aplicados valores adequados do parâmetro  $D_{ar}$ .



**FIGURA 5.29 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 11 a 17, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg de SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.**





**FIGURA 5.30 –** Porcentagens de remoção de SST, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 1 a 17, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg de SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.

Valores de D<sub>ar</sub>: a) 9,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,015), 17,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,020), 15,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,022), 15,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,024) e 20,1 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,031); b) 12,1 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,020 e 0,022); c) 6,5 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,013), 10,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,021) e 16,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,032); d) 7,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,016), 9,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,021) e 13,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,027) e e) 4,5 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,012), 7,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,021) e 9,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,028 e 0,029).

**TABELA 5.18 – Residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU).**

Ensaio	Data	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	TS kg SST/m <sup>2</sup> .dia	A/S X 1000	Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)			Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		
					Amostras não filtradas			Amostras filtradas		
					EB	EU	EF	EB	EU	EF
1	3/6	339	223	15	4,5	5,8	2,1	2,3	4,1	1,0
2	3/3	300	252	20	5,3	5,1	4,5	4,4	4,3	4,0
3	2/6	347	240	22	6,8	7,1	2,6	3,7	5,2	3,1
4	29/7	358	226	24	5,9	35,1	3,8	3,6	9,5	3,5
5	1/6	347	228	31	5,4	25,4	2,9	3,5	7,4	2,3
6	27/5	343	207	20	5,9	18,5	2,4	4,0	5,6	1,3
7	30/7	354	193	22	6,1	37,5	6,0	5,0	5,4	4,2
8	19/6	361	172	13	-	-	-	-	-	-
9	7/7	342	186	21	5,0	7,5	3,6	4,1	6,0	0,3
10	23/5	340	182	32	5,0	10,4	4,8	3,1	6,4	3,8
11	28/5	339	168	16	4,4	19,3	4,0	2,7	4,2	0,7
12	19/6	358	165	21	6,4	12,7	4,6	4,5	5,9	3,5
13	23/6	355	170	27	7,6	13,7	3,7	4,7	7,5	3,1
14	11/7	337	130	12	-	-	-	-	-	-
15	12/7	355	121	21	6,9	26,1	3,3	4,0	6,4	2,3
16	21/7	355	121	28	6,5	4,1	0,9	3,8	3,6	0,4
17	28/7	349	119	29	5,8	5,4	1,9	3,8	4,5	1,2

**TABELA 5.19 – Residuais de turbidez, DQO, SST e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> obtidos nos ensaios de flotação com a unidade FADAT empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios.**

TAS *	TS **	D <sub>ar</sub> ***	SST <sub>af</sub> (mg/L)	Condições do liquor misto ****	Turbidez (uT)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
350 ± 50	120 ± 10 a 250 ± 27	15 a 18	800 a 1100	boas	13 a 35	23 a 69 (89% a 92%)	22 a 63	2,6 a 4,5 (15% a 62%)
350 ± 50	< 120 ± 10	10	< 800	boas	17	42 (94%)	23	0,9 (87%)

\* TAS em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia; \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia; \*\*\* D<sub>ar</sub> em g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente.  
\*\*\*\* condições de biofloculação do afluente à flotação.

### **5.8.3 Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto FADAT, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$**

As FIGURAS 5.31 a 5.35 apresentam as concentrações de turbidez e DQO determinadas nos ensaios de flotação realizados com a unidade FADAT, ao longo do dia. Nessas figuras também são mostrados os residuais de turbidez e DQO apresentados pelo efluente dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, bem como os valores correspondentes às amostras de esgoto bruto.

Nesses ensaios de flotação foram investigados valores de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) em torno de  $250 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) variando de aproximadamente  $320 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  a  $160 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e razão ar/sólidos (A/S) na faixa de 0,013 a 0,033 (ver continuação da FIGURA 4.18, no capítulo Material e métodos). As FIGURAS 5.36 e 5.37 apresentam comparações entre as concentrações residuais de turbidez e DQO determinadas nos ensaios de flotação realizados com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação de TAS e TS investigada. A FIGURA 5.38 apresenta as porcentagens de remoção de SST,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO obtidas nos ensaios de flotação realizados com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação TAS e TS investigada.

Na TABELA 5.20 são mostrados os cálculos dos valores de TAS, TS, A/S, razão de recirculação ( $R = Q_{\text{rec}}/Q_{\text{flot}}$ ), vazões afluente ( $Q_{\text{afl}}$ ), de flotação ( $Q_{\text{flot}}$ ), excedente ( $Q_{\text{exc}}$ ) e de recirculação ( $Q_{\text{rec}}$ ), e tempo de floculação, para as concentrações de SST presentes no afluente de cada ensaio.

**TABELA 5.20 – SST<sub>afi</sub>, Q<sub>afi</sub>, Q<sub>flot</sub>, Q<sub>exc</sub> e Q<sub>rec</sub>, e tempos de floculação, para os ensaios da segunda etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de 250 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e diferentes valores de TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS *	TS **	A/S x 1000	R	SST (mg/L)	Q <sub>flot</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>rec</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>afi</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>exc</sub> (m <sup>3</sup> /h)	T <sub>f</sub> (min)
18	7/4	244	315	13	0,26	1586	12,4	3,2	12,4	0	4,6
19	11/6	252	319	20	0,47	1878	10,6	5,1	10,6	0	5,4
20	21/4	251	325	26	0,76	2285	8,9	6,8	8,9	0	6,5
21	29/5	242	225	15	0,21	1088	12,9	2,6	12,9	0	4,5
22	24/5	250	241	22	0,37	1309	11,5	4,2	11,5	0	5,0
23	8/6	250	249	29	0,56	1555	10,0	5,6	10,0	0	5,8
24	8/7	252	183	21	0,24	905	12,6	3,1	17,5	4,9	3,3
25	13/7	252	175	29	0,35	942	11,6	4,1	17,5	5,9	3,3
26	24/6	251	155	14	0,12	698	13,9	1,7	18,5	4,6	4,1
27	30/6	245	152	23	0,21	731	13,9	2,7	18,5	4,6	3,1
28	14/7	254	163	28	0,30	849	12,0	3,6	17,0	5,0	3,4
29	22/7	249	156	33	0,35	842	11,6	4,1	15,5	3,9	3,0

\* TAS em (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. dia); \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia.

Observando as FIGURAS 5.31 e 5.36 a) e b) vê-se que, nos ensaios em que foram empregados valores de TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, e TS de  $320 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, ao contrário do que se esperava, o aumento do A/S estranhamente promoveu a piora dos resultados. Nesse caso, os resultados mais insatisfatórios foram obtidos no ensaio 20, quando foi empregada a mais alta quantidade de ar, ou seja, A/S em torno de 0,026 e D<sub>ar</sub> de 34,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente. Nesse ensaio ocorreu traspasse de sólidos já na primeira coleta, proporcionando o aumento da concentração de quase todos os parâmetros investigados, menos SST, para o qual obteve-se apenas 47% de remoção, calculada com base no liquor misto do tanque de aeração, afluente ao flotor (ver FIGURA 5.38 a)).

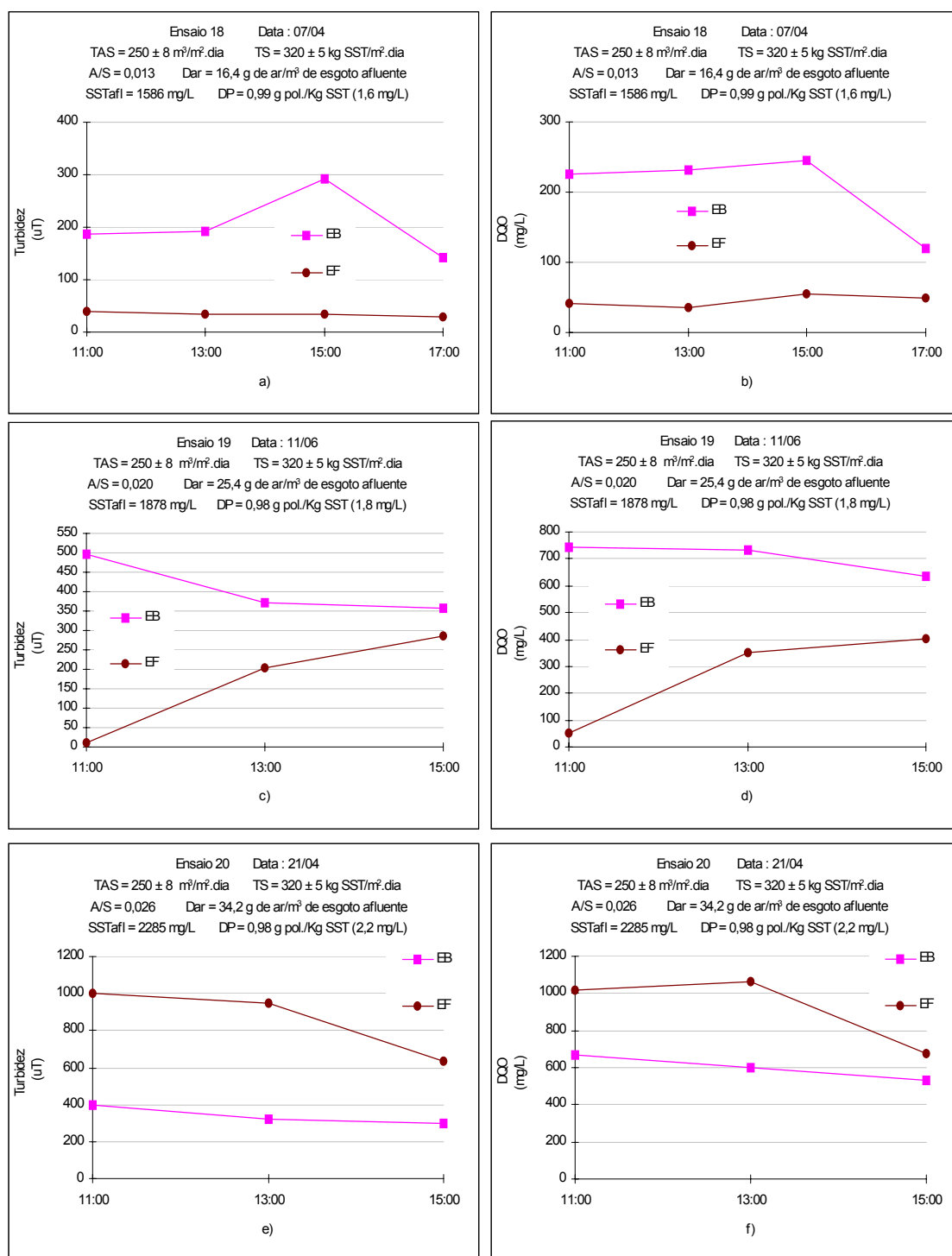
O ensaio 19, realizado com A/S de 0,020 e D<sub>ar</sub> de 25,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente proporcionou resultados melhores, principalmente nas duas primeiras horas de operação, com turbidez efluente de 10 uT (FIGURAS 5.31 c) e d)); porém, às treze horas, o traspasse de sólidos já havia ocorrido (turbidez efluente de 204 uT).

Quando foi empregado A/S em torno de 0,013 (D<sub>ar</sub> de 16,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), foram produzidos resultados excelentes, como mostram as FIGURAS 5.31 a) e b). O efluente do ensaio 18 apresentou as seguintes

concentrações residuais médias: 34 uT de turbidez (83% de remoção), 42 mg/L de DQO (78% de remoção) e 44 mg/L de SST (97% de remoção). Apesar do baixo valor de A/S empregado, a dosagem de ar foi suficiente para proporcionar boa flotação.

Além disso, o ensaio 18 foi realizado em abril de 2004, período em que a ETE – Jardim das Flores operava em condições de relativa normalidade, o que pode ter contribuído para a obtenção dos bons resultados. No entanto, como o ensaio 20 foi realizado nesse mesmo período, especula-se que o emprego de dosagem de ar muito elevada ( $D_{ar}$  de 25,4 e 34,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente) pode ter sido a causa dos resultados insatisfatórios obtidos nos ensaios 19 e 20. Esses valores elevados de  $D_{ar}$  podem ter provocado o aumento da taxa de aglutinação de bolhas, prejudicando, com isso, a taxa de colisão e formação de agregados microbolhas/flocos, ou, quem sabe, até mesmo provocando “expansão” na “manta de flocos” que se forma abaixo da zona de acumulação de lodo, na superfície do flotador, com o conseqüente arraste de partículas em suspensão junto com o efluente.

Da FIGURA 5.31, apenas o ensaio 19 incluiu o dispositivo anti-vórtice na câmara de saturação, conforme explicado no capítulo Material e métodos. Como a razão de recirculação empregada no ensaio 20 foi bastante elevada ( $R$  de 0,76,  $Q_{rec}$  de 5,6 m<sup>3</sup>/h), poder-se-ia supor que tenha ocorrido o arraste de ar não dissolvido para a zona de reação da unidade de flotação, devido à falta do dispositivo. Isso pode ter acarretado a formação de bolhas com tamanhos maiores que o desejado, prejudicando o processo.

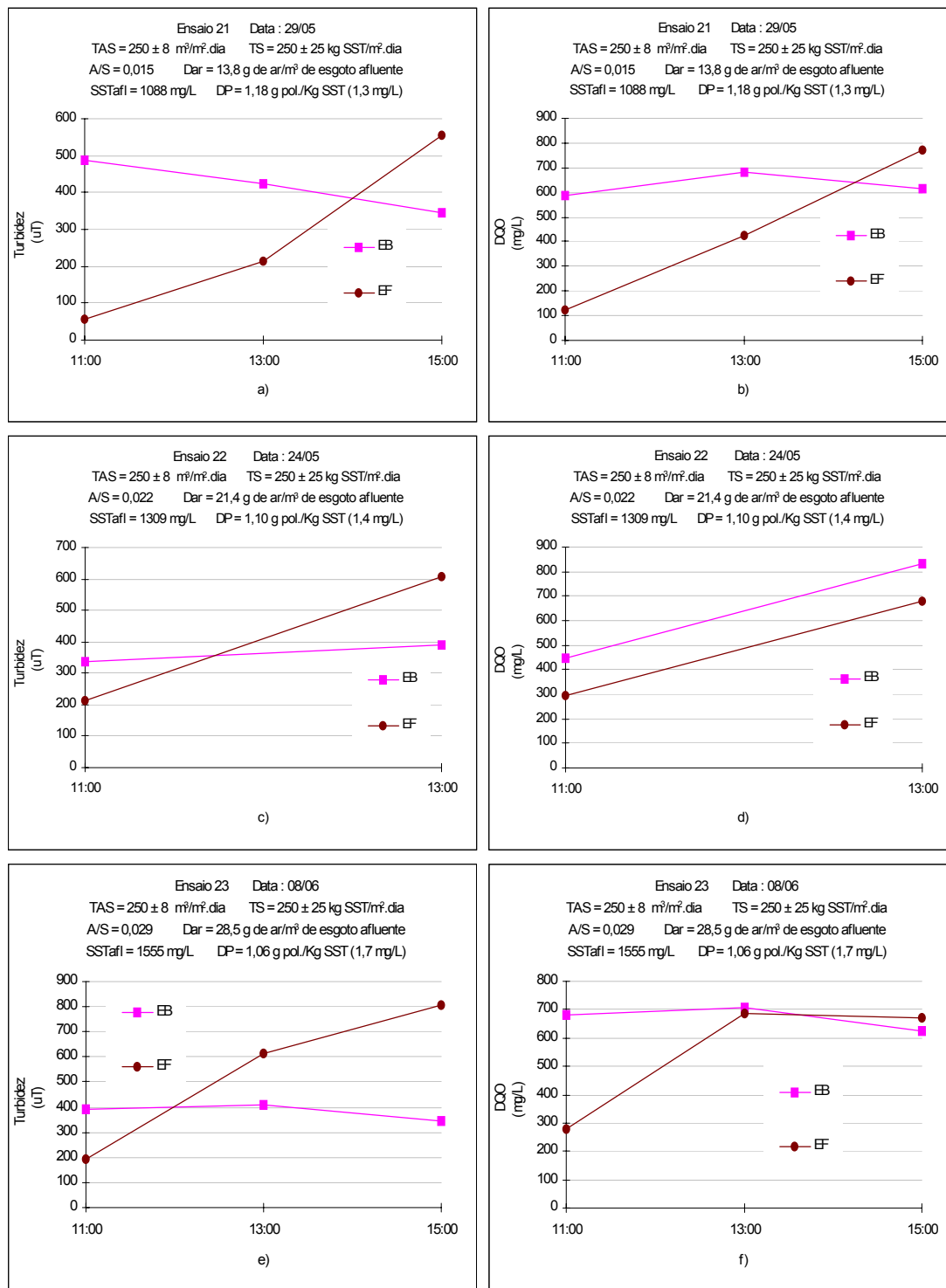


**FIGURA 5.31 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 18 a 20, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $320 \pm 5$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,013, 0,020 e 0,026 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 4,6 min; c) e d) = 5,4 min; e) e f) = 6,5 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,2 – 6,4, EB = 6,2 – 6,3, ED = 6,2 – 6,3; c) e d) EF = 6,5 – 6,6, EB = 6,4 – 6,5, ED = 6,5 – 6,7; e) e f) EF = 7,8 – 7,9, EB = 7,2 – 7,4, ED = 7,7 – 7,9.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,5; c) e d) 4,2; e) e f) = 2,7.

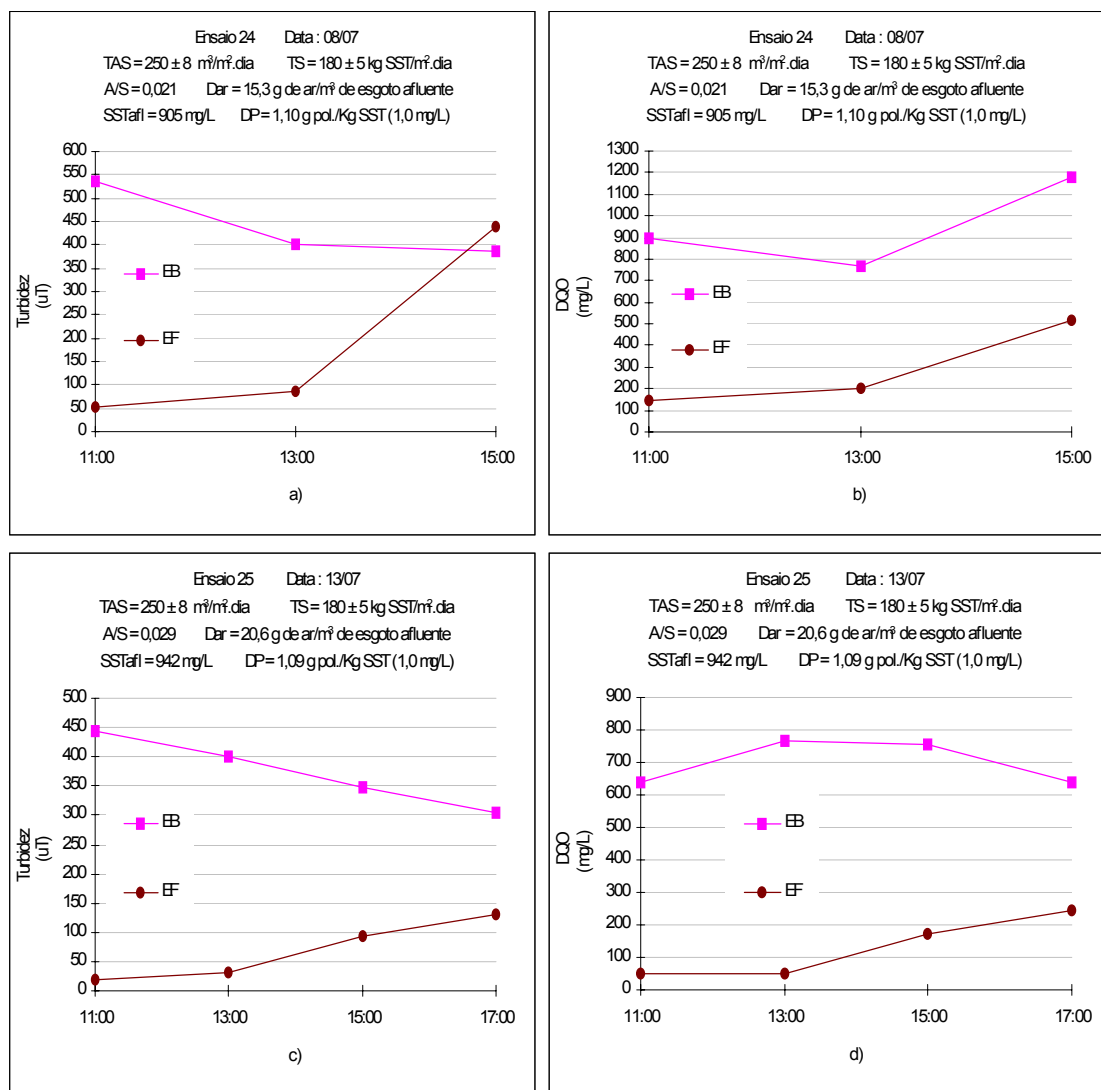


**FIGURA 5.32 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 21 a 23, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $250 \pm 25$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,015, 0,022 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

**Tempos de floculação: a) e b) = 4,5 min; c) e d) = 5,0 min; e) e f) = 5,8 min.**

**Valores de pH: a) e b) EF = 6,7 – 6,8, EB = 6,6 – 6,8, ED = 6,6 – 6,7; c) e d) EF = 6,6 – 6,7, EB = 6,5, ED = 6,5 – 6,6; e) e f) EF = 6,7 – 6,9, EB = 6,5 – 6,7, ED = 6,6 – 6,8.**

**Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 4,3; c) e d) 2,1; e) e f) = 4,1.**



**FIGURA 5.33 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 24 e 25, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $180 \pm 5$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,021 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a), b), c) e d) = 3,3 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,7 – 6,8, EB = 6,4 – 6,5, ED = 6,8; c) e d) EF = 6,5 – 6,6, EB = 6,2 – 6,4, ED = 6,6 – 6,7.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 2,8; c) e d) 3,8.

Observando-se as FIGURAS 5.32 e 5.36 c) e d) nota-se que, quando TAS foi mantida em  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS foi diminuída para  $250 \pm 25$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia (ensaios 21, 22 e 23), para todas as quantidades de ar investigadas (A/S em torno de 0,015; 0,022 e 0,029, D<sub>ar</sub> de 13,8; 21,4 e 28,5 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), as características do efluente flotado mostraram-se inadequadas, considerando-se todos os parâmetros de controle, sendo que



em muitos casos proporcionaram concentrações maiores que as apresentadas pelo esgoto bruto. As concentrações residuais determinadas nesses ensaios foram as seguintes: turbidez entre 273 uT e 538 uT, DQO entre 476 mg/L e 863 mg/L, SST entre 466 mg/L e 645 mg/L e  $P-PO_4^{3-}$  entre 4,6 mg/L e 9,0 mg/L (ver TABELA 5.21).

Mesmo que os três ensaios tenham apresentado resultados insatisfatórios, verifica-se que a piora das características do efluente foi proporcional ao aumento da dosagem de ar, da mesma forma que havia ocorrido nos ensaios 18, 19 e 20, com TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $320 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ .

Nos ensaios 24 e 25, realizados com TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $180 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  (FIGURAS 5.33 e 5.37 a) e b)), a flotação também não foi eficiente. Em ambos ensaios, realizados com  $D_{ar}$  de 15,3 e 20,6 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,021 e 0,029), inicialmente foi obtido efluente com boas características (principalmente no segundo caso), que deterioraram no decorrer do dia.

Ao contrário do que havia ocorrido nos ensaios com valores mais altos de TS ( $320 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $250 \pm 25 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ), as características do efluente, nesses ensaios, foram melhores quando se empregou maior quantidade de ar.

Como mostra a FIGURA 5.38 c), o ensaio 25 apresentou eficiência razoável, considerando as amostras compostas (82% de remoção de turbidez, 80% de DQO, 90% de SST e 39% de  $P-PO_4^{3-}$ ). Análises das FIGURAS 5.33 c) e d) revelam que, após apresentar residuais de turbidez de 19 uT e 31 uT às onze e treze horas, ocorreu escape de lodo dos decantadores, evento muito comum na época da realização do ensaio 25 (julho/04), conforme descrito no item 5.7, o que proporcionou a entrada, no flotador, de afluente com concentração muito elevada de SST, levando ao traspasse súbito de sólidos e à deterioração do processo. No entanto, após manobra dos operadores da ETE que possibilitou aos decantadores voltarem às condições normais, prosseguiu-se com o ensaio, o qual, após

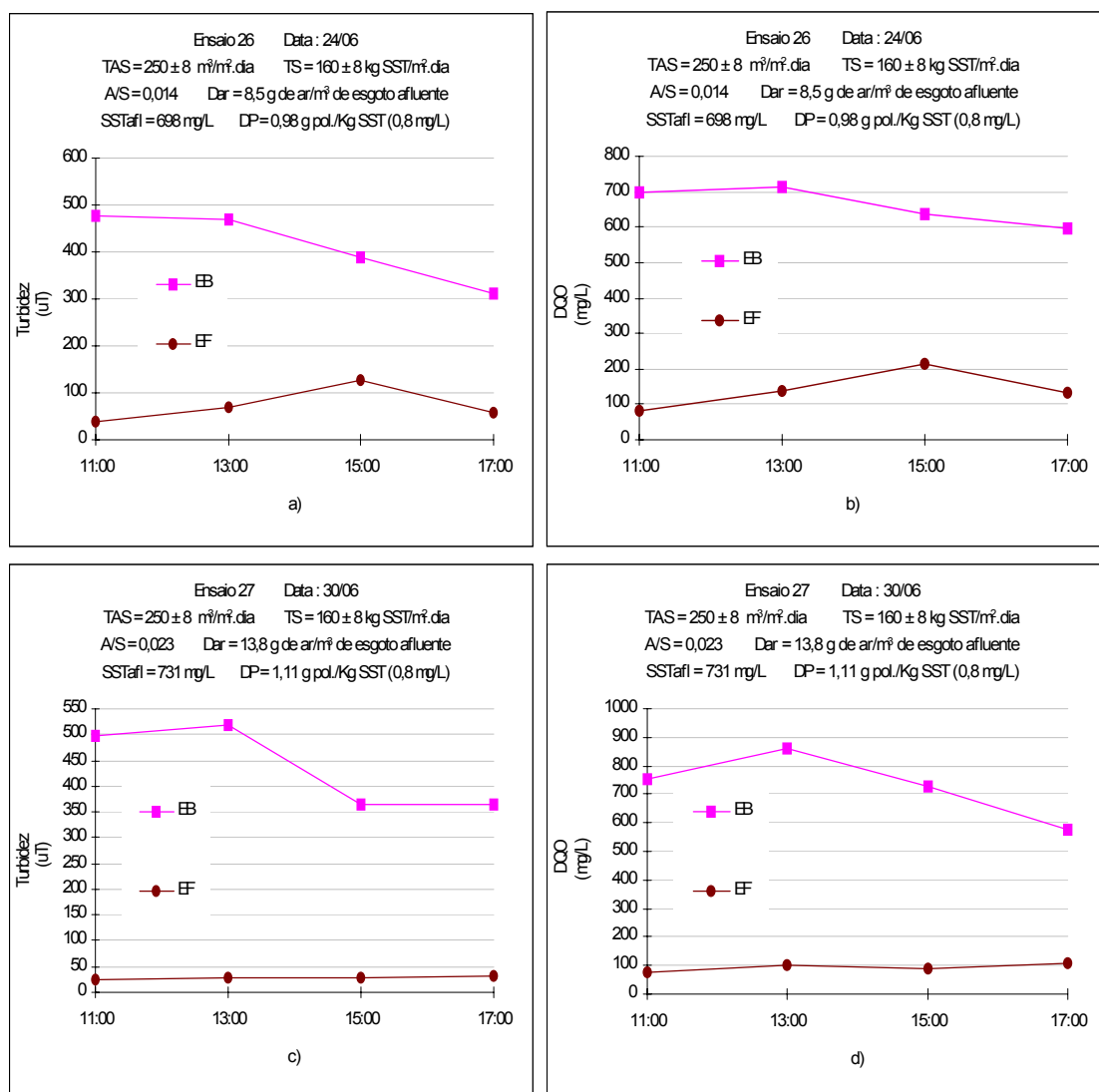
duas horas da ocorrência do traspasse, apresentou turbidez efluente de 92 uT. Porém, na coleta das dezessete horas, a turbidez efluente era de 131 uT.

Apesar de  $D_{ar}$  de 20,6 g de  $ar/m^3$  de afluente ser uma dosagem razoável de ar, nessas condições não há como determinar se seria suficiente para manter bons resultados até o final do ensaio, ou se a combinação de TAS de  $250 \pm 8 m^3/m^2.dia$  e TS de  $180 \pm 5 kg$  de SST/ $m^2.dia$  não foi capaz de proporcionar desempenho satisfatório da flotação.

O ensaio 24 forneceu resultados muito inferiores ao ensaio 25, com turbidez de 437 uT às quinze horas, depois de ocorrido o traspasse de sólidos na unidade.

Quando foi investigada a combinação de TAS de  $250 \pm 8 m^3/m^2.dia$  e TS de  $160 \pm 8 kg$  de SST/ $m^2.dia$  (ensaios 26 a 29, FIGURAS 5.34 e 5.37 c) e d)), foram obtidos resultados bastante satisfatórios, principalmente para os valores de  $D_{ar}$  de 13,8 e 18,3 g de  $ar/m^3$  de afluente (A/S em torno de 0,023 e 0,028).

O ensaio 26 ( $D_{ar}$  de 8,5 g de  $ar/m^3$  de afluente, A/S em torno de 0,014), apesar de fornecer resultados satisfatórios para quantidade de ar tão baixa (considerando-se as amostras compostas, foram obtidos 82% de remoção de turbidez, 79% de DQO, 86% de SST e, principalmente, 65% de  $P-PO_4^{3-}$ ), apresentou instabilidade, proporcionando residual de turbidez de 126 uT às quinze horas. Na coleta da dezessete horas houve pequena recuperação, com residual de turbidez de 58 uT. Teria sido conveniente manter a operação por mais tempo para verificar se essas características se manteriam. Analisando os dados da TABELA 5.16, verifica-se que as características apresentadas pelo efluente dos decantadores foram igualmente insatisfatórias, com residuais de SST e turbidez de 92 mg/L e 57 uT, o que poderia ser reflexo de problemas nas condições de biofloculação do tanque de aeração.



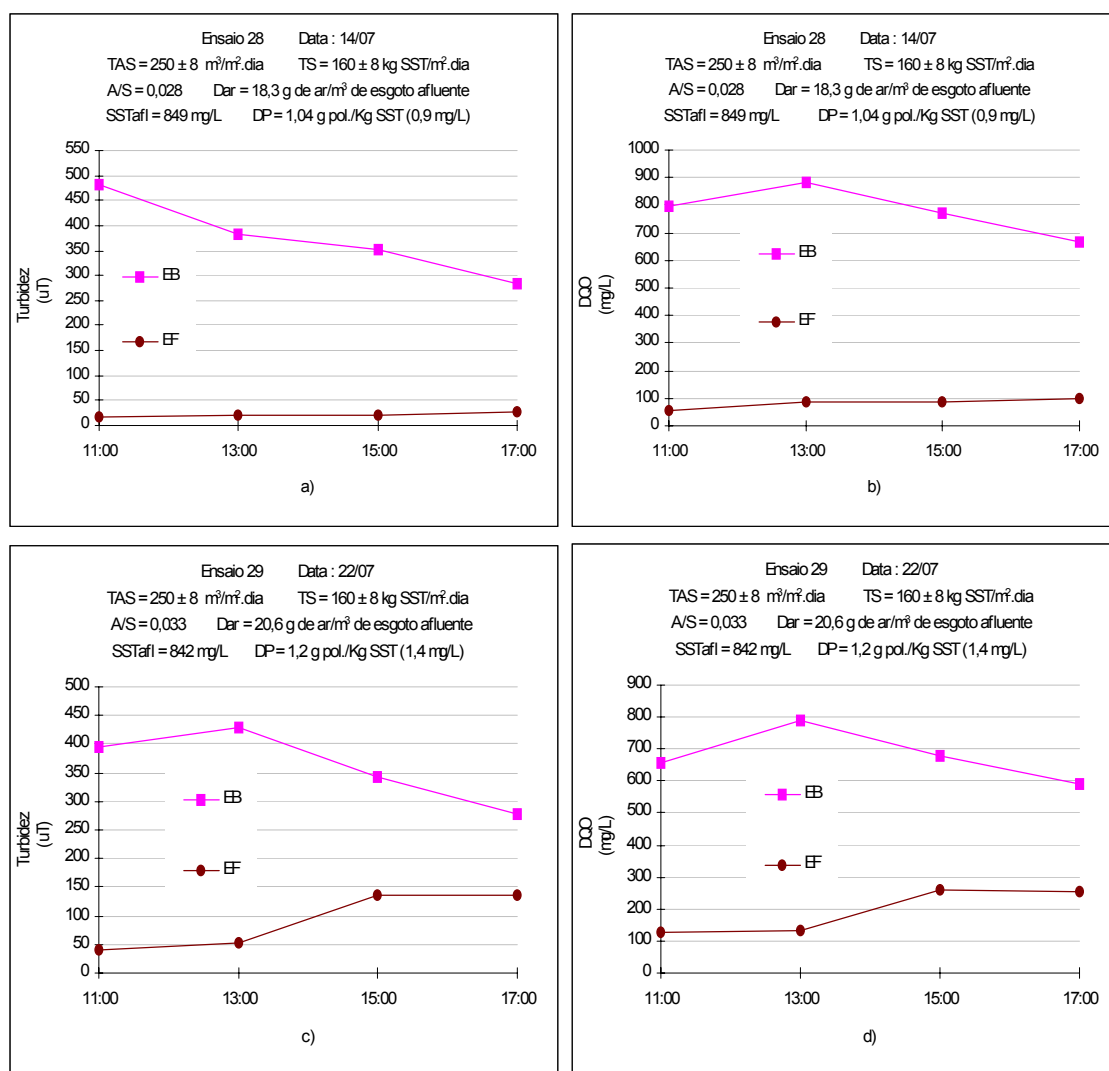
**FIGURA 5.34 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 26 e 27, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $160 \pm 8$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,014 e 0,023 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 4,1 min e c) e d) = 3,1 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,9, EB = 6,6 – 6,8, ED = 6,8 – 6,9; c) e d) EF = 6,7, EB = 6,4 – 6,6, ED = 6,7 – 6,8.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,4; c) e d) 3,7.

As FIGURAS 5.34 c) e d) mostram que o ensaio 27 ( $D_{ar}$  de 13,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluyente) proporcionou resultados muito bons, com concentrações residuais médias no efluente flotado de 28 uT de turbidez (94% de remoção), 77 mg/L de DQO (89% de remoção), 47 mg/L de SST (94% de remoção) e 2,2 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (70% de remoção).



**FIGURA 5.35 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 28 e 29, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $160 \pm 8$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,028 e 0,033 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,4 min e c) e d) = 3,0 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,5, EB = 6,2 – 6,3, ED = 6,5; c) e d) EF = 6,4, EB = 6,1 – 6,2, ED = 6,5.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,8; c) e d) 3,5.

Aumentando-se a dosagem de ar para 18,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (FIGURAS 5.35 a) e b)), a eficiência do processo de flotação foi ainda maior, com residuais médios no efluente flotado de 22 uT de turbidez (94% de remoção), 67 mg/L de DQO (92% de remoção) e 36 mg/L de SST (96% de remoção). A remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> foi ligeiramente menor (65%, residual de 2,8 mg/L), mas ainda assim satisfatória e acima das expectativas, pelo fato

da floculação ser realizada apenas com o emprego de polímero (ver TABELA 5.21).

Apesar desses resultados serem bastante bons, o fornecimento de quantidade maior de ar à flotação não se justifica, visto que os resultados obtidos com 13,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente não foram superados, o que favorece a economia de energia.

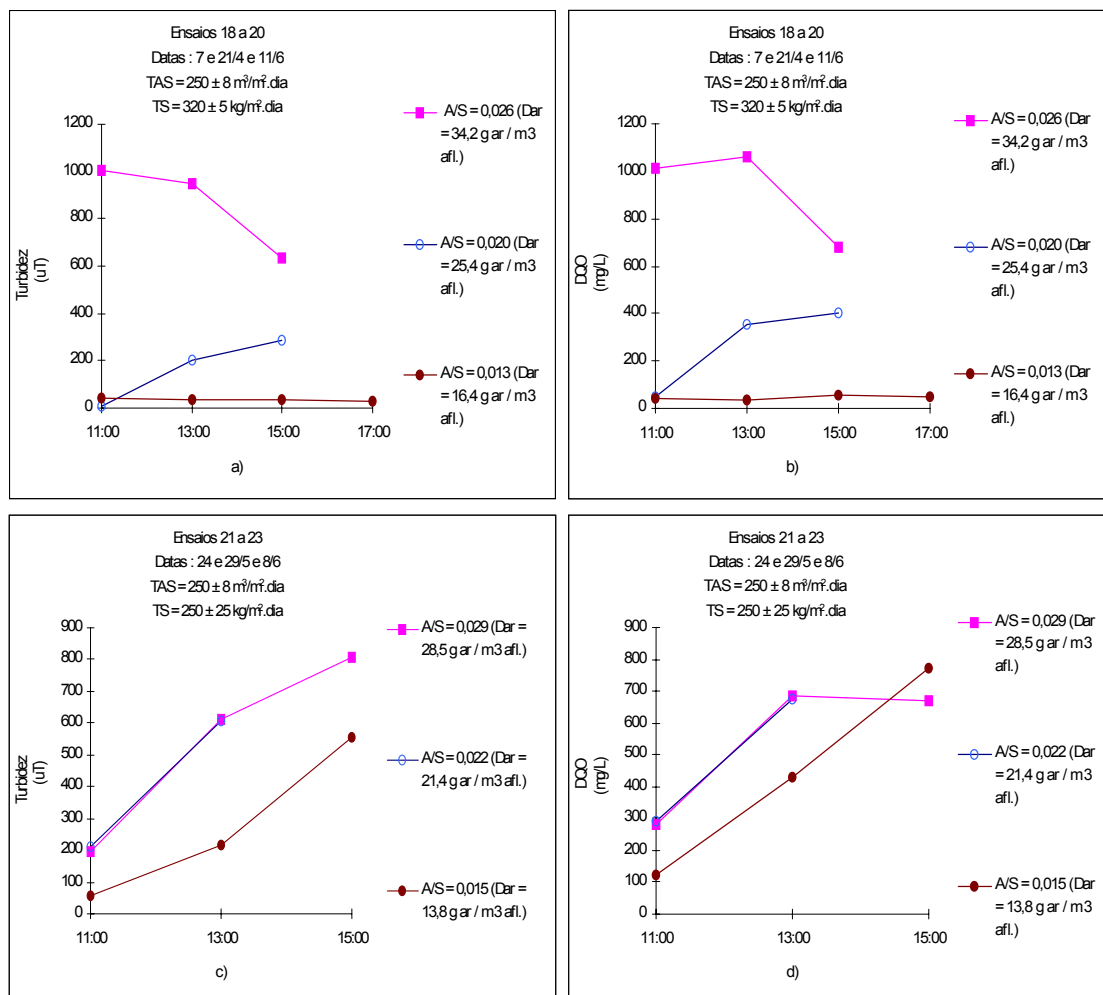
Mais uma vez nota-se que, nos ensaios 27 a 29, apesar dos valores de A/S terem sido elevados, as dosagens de ar em g de ar/m<sup>3</sup> de afluente não resultaram muito altas, devido às baixas concentrações de SST no afluente à flotação.

Como se pode notar nas FIGURAS 5.35 c) e d), o emprego de  $D_{ar}$  de 20,6 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S em torno de 0,033), para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $160 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, parece ter sido prejudicial ao processo de flotação. Assim como no ensaio 26, ocorreu o traspasse súbito de sólidos às quinze horas, apresentando efluente com turbidez residual de 135 uT. Diferentemente do ensaio realizado com menor quantidade de ar, dessa vez não houve recuperação do processo, sendo que o efluente permaneceu com as características deterioradas até a interrupção do ensaio, na coleta das dezessete horas (turbidez de 137 uT).

Não foram realizados ensaios com TAS de 250 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia tendo em vista os bons resultados obtidos com o emprego de TS de  $160 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e  $D_{ar}$  de 13,8 e 18,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S em torno de 0,023 e 0,028).

Comparando-se as FIGURAS 5.36 e 5.37, observa-se que os resultados obtidos nos ensaios com TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $160 \pm 8$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, principalmente para  $D_{ar}$  de 13,8 e 18,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,023 e 0,028), foram muito superiores aos obtidos com os demais valores de TS. Isso permite a suposição de que os valores de TS de  $320 \pm 5$ ,  $250 \pm 25$  e  $180 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia podem ter sido muito elevados para TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, acarretando o traspasse de sólidos devido à formação de camada muito espessa de lodo abaixo do nível d'água.

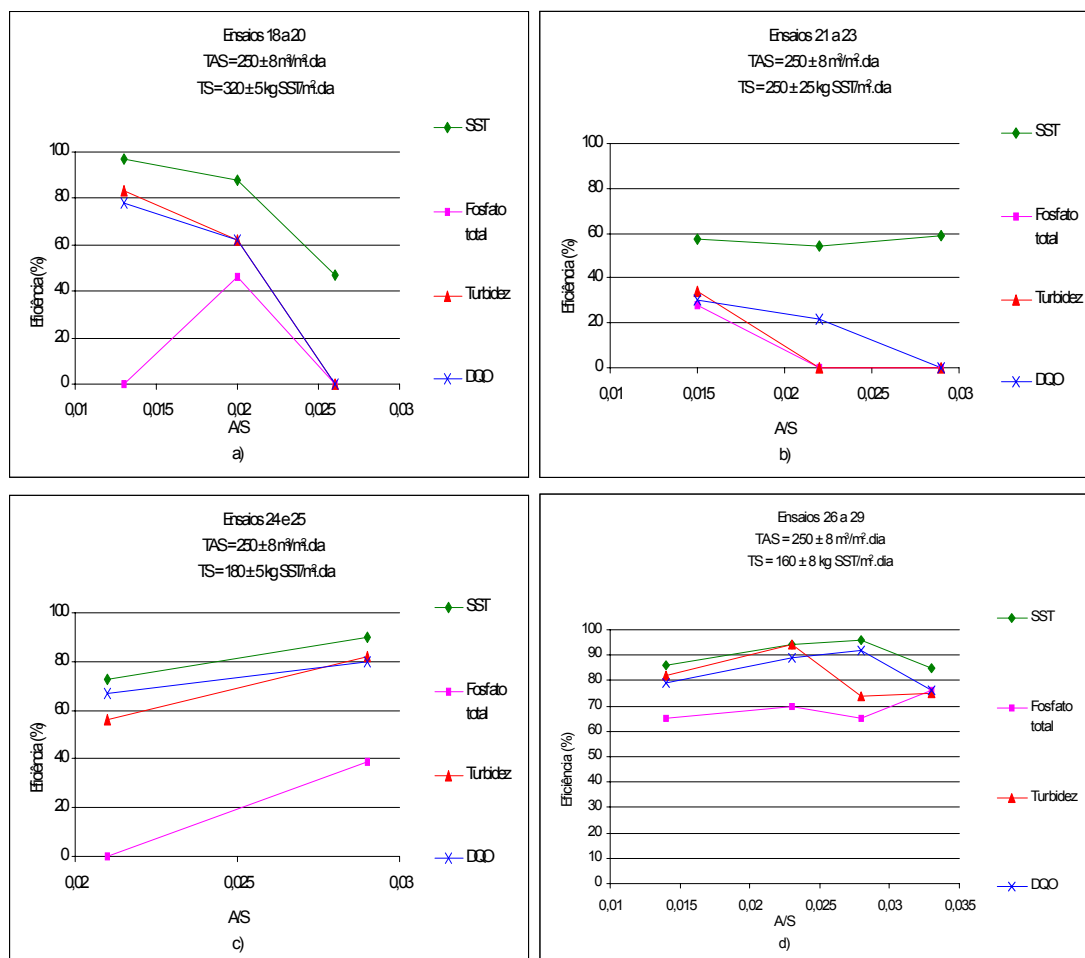
Provavelmente, em casos como estes, uma unidade de flotação com maior altura poderia evitar que os sólidos fossem arrastados juntamente com o efluente, quando empregadas taxas mais elevadas.



**FIGURA 5.36 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 18 a 23, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS ( $\text{kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S.**

No caso deste trabalho, imaginou-se que a presença das placas fosse minimizar esse problema, permitindo que a flotação com taxas mais elevadas pudesse ocorrer de forma satisfatória devido à região sem turbulência próxima às placas, o que de fato pôde ser constatado nos ensaios realizados com TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ . Porém, mesmo com as placas, não foram obtidos bons resultados com TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS acima de  $160 \text{ kg}$  de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , a não ser no caso do ensaio realizado





**FIGURA 5.38 – Porcentagens de remoção de SST,  $P-PO_4^{3-}$ , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 18 a 29, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S.**

Valores de  $D_{ar}$ : a) 16,4 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,013), 25,4 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,020) e 34,2 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,026); b) 13,8 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,015), 21,4 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,022) e 28,5 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,029); c) 15,3 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,021) e 20,6 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,029) e d) 8,5 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,014), 13,8 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,023), 18,3 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,028) e 20,6 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluyente (A/S de 0,033).



**TABELA 5.21 – Residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 250 ± 8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU).**

Ensaio	Data	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	TS kg SST/m <sup>2</sup> .dia	A/S X 1000	Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)			Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		
					Amostras não filtradas			Amostras filtradas		
					EB	EU	EF	EB	EU	EF
18	7/4	244	315	13	3,7	6,3	4,9	1,1	3,9	4,3
19	11/6	252	319	20	7,1	6,3	3,9	4,7	4,9	0,8
20	21/4	251	325	26	6,5	6,1	13,0	3,8	3,7	1,5
21	29/5	242	225	15	6,4	9,4	4,6	3,7	4,6	0,3
22	24/5	250	241	22	6,8	9,3	7,5	4,3	5,0	1,8
23	8/6	250	249	29	7,6	8,4	9,0	4,2	5,5	0,4
24	8/7	252	183	21	7,1	13,1	10,0	4,1	6,6	1,7
25	13/7	252	175	29	7,4	14,1	4,5	4,0	6,3	3,1
26	24/6	251	155	14	8,1	15,2	2,8	4,6	7,0	1,4
27	30/6	245	152	23	7,3	12,3	2,2	3,9	6,5	1,6
28	14/7	254	163	28	7,9	30,2	2,8	4,2	11,2	2,3
29	22/7	249	156	33	6,1	15,4	1,5	3,4	5,0	nd

**TABELA 5.22 – Residuais de turbidez, DQO, SST e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> obtidos nos ensaios de flotação com a unidade FADAT empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios.**

TAS *	TS **	D <sub>ar</sub> ***	SST <sub>af</sub> (mg/L)	Condições do liquor misto ****	Turbidez (uT)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
≤ 250 ± 8	≤ 160 ± 8	> 14	< 850	boas	22 a 28	67 a 77 (89% a 92%)	36 a 47	2,2 a 2,8 (65% a 70%)

\* TAS em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia; \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia; \*\*\* Dar em g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente.  
\*\*\*\* condições de biofloculação do afluyente à flotação.

#### **5.8.4 Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto FADAT, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de 200 ± 6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia**

As FIGURAS 5.39 a 5.44 apresentam as concentrações residuais de turbidez e DQO determinadas nos ensaios de flotação, na unidade FADAT, correspondentes a análises do efluente flotado, ao longo do dia. Nas figuras também são mostradas as concentrações residuais de turbidez e DQO do efluente dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, e do esgoto bruto.

Nesses ensaios de flotação foram investigados valores de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) variando de aproximadamente  $350 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  a  $120 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e razão ar/sólidos na faixa de 0,013 a 0,029 (ver FIGURA 4.19, no capítulo Material e métodos). As FIGURAS 5.45 e 5.46 apresentam comparações entre as concentrações residuais de turbidez e DQO determinadas com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação de TAS e TS investigada. A FIGURA 5.47 apresenta as porcentagens de remoção de SST,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO desses ensaios.

Na TABELA 5.23 são mostrados os cálculos dos valores de TAS, TS, A/S, razão de recirculação ( $R = Q_{\text{rec}}/Q_{\text{flot}}$ ), vazões afluente ( $Q_{\text{afi}}$ ), de flotação ( $Q_{\text{flot}}$ ), excedente ( $Q_{\text{exc}}$ ) e de recirculação ( $Q_{\text{rec}}$ ), e tempo de floculação, para as concentrações de SST presentes no afluente de cada ensaio.

**TABELA 5.23 – SST<sub>afi</sub>, Q<sub>afi</sub>, Q<sub>flot</sub>, Q<sub>exc</sub> e Q<sub>rec</sub>, e tempos de floculação, para os ensaios da segunda etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e diferentes valores de TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS *	TS **	A/S x 1000	R	SST (mg/L)	Q <sub>flot</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>rec</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>afi</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>exc</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Tf (min)
30	15/4	197	348	14	0,44	2499	8,7	3,8	8,7	0	6,6
31	13/4	198	383	19	0,87	3574	6,7	5,8	6,7	0	8,6
32	15/6	199	348	29	1,70	4727	4,6	7,9	4,6	0	12,5
33	20/4	202	327	13	0,35	2199	9,3	3,2	9,3	0	6,2
34	14/4	196	309	21	0,66	2583	7,5	5,0	7,5	0	7,7
35	11/4	198	308	28	1,17	3322	5,8	6,7	9,0	3,2	6,4
36	1/7	206	142	15	0,16	822	10,8	1,7	18,0	7,2	3,2
37	2/7	202	153	22	0,27	973	9,8	2,7	13,0	3,2	4,2
38	11/8	196	121	14	0,12	673	11,2	1,3	18,5	7,3	3,1
39	5/8	202	115	22	0,19	687	10,5	2,0	16,5	6,0	3,5
40	7/8	202	110	23	0,19	654	10,5	2,0	15,5	5,0	3,5
41	8/8	204	124	28	0,28	789	9,6	2,7	15,0	6,4	3,6
42	4/3	182	293	11	0,31	2212	8,3	2,6	14,0	5,7	4,1

\* TAS em ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ); \*\* TS em kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ .

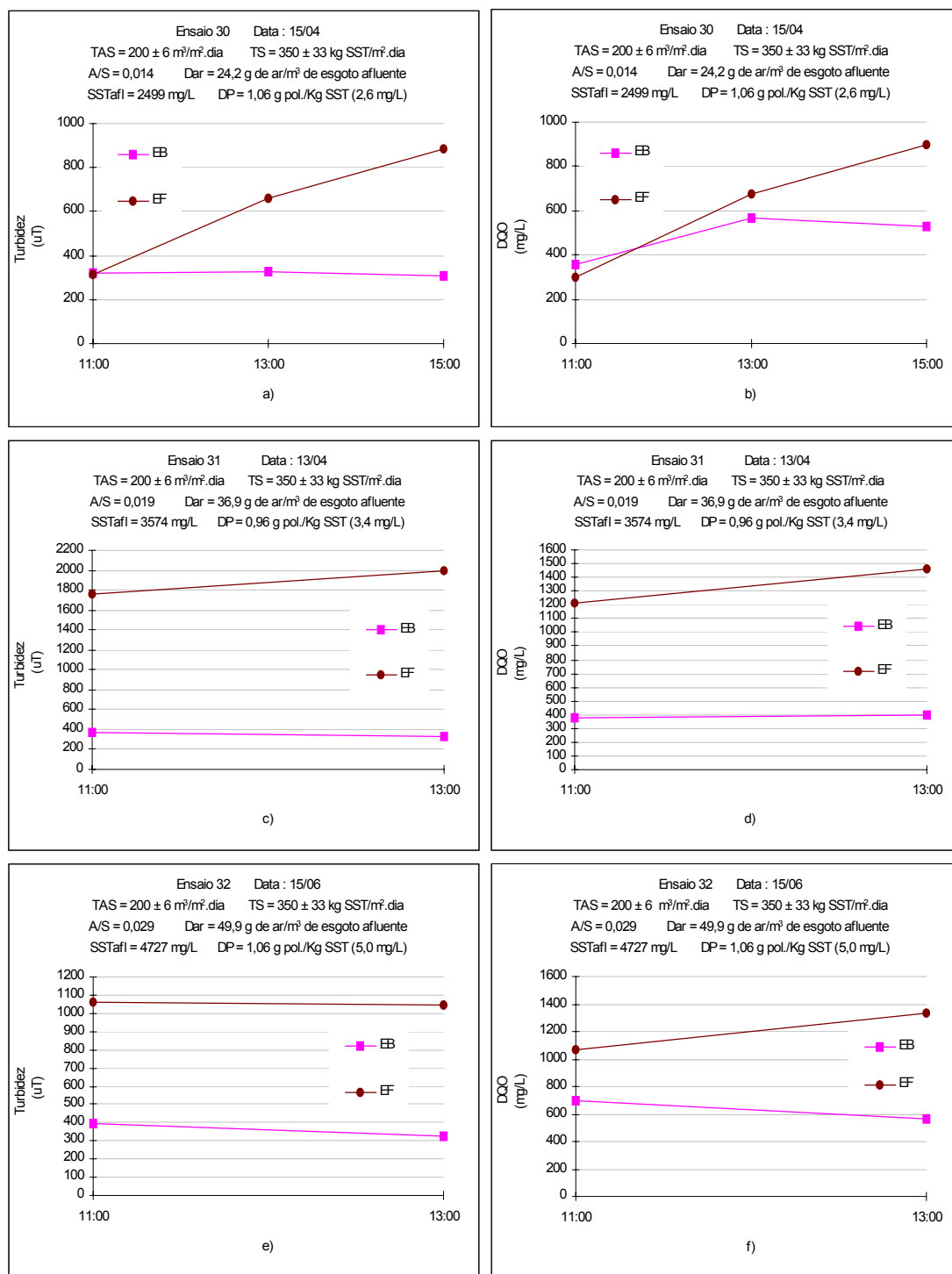
Nas FIGURAS 5.39, 5.45 a) e b) e 5.47 a) são mostrados os resultados bastante inadequados obtidos na flotação, com o módulo de placas e para esse tipo de efluente, quando empregadas TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $350 \pm 33 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , para todos os valores de A/S

investigados (0,014; 0,019 e 0,029,  $D_{ar}$  de 24,2; 36,9 e 49,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente). Nesses ensaios (30, 31 e 32), como mostram as figuras e a TABELA 5.24, houve aumento de DQO, turbidez e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, em relação ao esgoto bruto, e foi conseguida apenas uma pequena remoção de SST, calculada com base na concentração de sólidos do liquor misto do tanque de aeração, afluente à flotação.

Nos ensaios 30, 31 e 32, devido aos valores de taxa de aplicação de sólidos serem muito superiores aos correspondentes de TAS, as concentrações de SST no afluente à flotação, necessárias para a obtenção dos referidos valores de TS, resultaram bastante elevadas, sendo de 2499 mg/L, 3574 mg/L e 4727 mg/L, respectivamente (como mostra a TABELA 5.23). Sendo assim, por menor que fosse o valor de A/S empregado, a razão de recirculação resultante era demasiadamente elevada, como no caso de A/S em torno de 0,014, correspondente a R de 0,44 ( $D_{ar}$  de 24,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente). Nos ensaios realizados com A/S de 0,019 e 0,029, os valores de R eram ainda mais elevados, 0,87 e 1,70 ( $D_{ar}$  de 36,9 e 49,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), respectivamente, o que tornaria o processo bastante dispendioso em termos de consumo de energia, mesmo que os resultados obtidos tivessem sido positivos.

Além disso, apenas o ensaio 32, realizado em 15/06/04, possuía o dispositivo anti-vórtice na câmara de saturação. Nos demais ensaios, a falta do dispositivo, associada às altas taxas na câmara de saturação decorrentes das elevadas vazões de recirculação empregadas (3,8 e 5,8 m<sup>3</sup>/h), pode ter contribuído para o mau funcionamento do processo.

No entanto, analisando os resultados dos três ensaios, parece claro que o fator predominante para o mau desempenho da flotação foi o emprego de valor muito elevado de TS (350 ± 33 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia) associado à TAS de 200 ± 6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, independentemente da quantidade de ar fornecida ao processo.

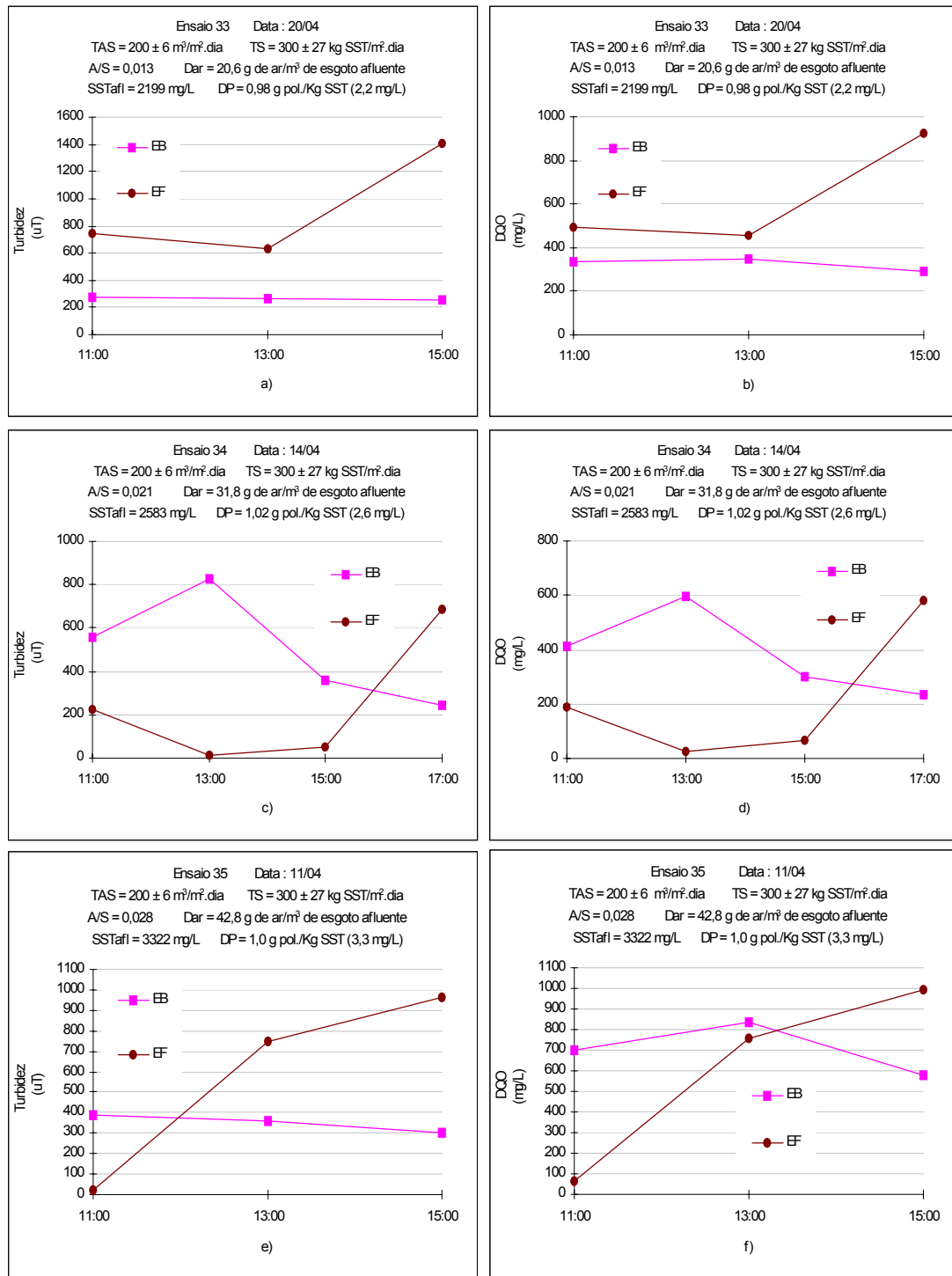


**FIGURA 5.39 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 30 a 32, realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $350 \pm 33 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,014, 0,019 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 6,6 min; c) e d) = 8,6 min; e) e f) = 12,5 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,4, EB = 6,1 – 6,3, ED = 6,4; c) e d) EF = 5,8 – 5,9, EB = 6,1 – 6,2, ED = 6,0; e) e f) EF = 6,7 – 6,8, EB = 6,5 – 6,6, ED = 6,6 – 6,7.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,6; c) e d) 2,5; e) e f) = 3,4.



**FIGURA 5.40 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 33 a 35, realizados com a unidade de pilotagem de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $300 \pm 27$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,013, 0,021 e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 6,2 min; c) e d) = 7,7 min; e) e f) = 6,4 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 7,7 – 7,8, EB = 7,2 – 7,5, ED = 7,6 – 7,8; c) e d) EF = 6,2 – 6,4, EB = 6,1 – 6,2, ED = 6,2 – 6,3; e) e f) EF = 5,8, EB = 6,1 – 6,3, ED = 5,9 – 6,0.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,3; c) e d) 2,7; e) e f) = 2,8.

Este valor de TS é bastante inferior aos empregados por BENNOIT & SCHUSTER (2001), em estudo sobre a aplicação da FAD para a separação e espessamento de lodo ativado. De acordo com os autores, sem o uso de floculantes, as concentrações de SST no efluente da flotação variaram de 4 mg/L a 20 mg/L para TAS entre 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e 84 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS entre 144 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e 528 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia. Com o emprego de floculantes catiônicos, em dosagens de 0,5 g/m<sup>3</sup> a 1 g/m<sup>3</sup>, elevou-se TAS para a faixa de 84 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia a 144 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS para 528 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e 840 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia. Deve-se atentar para o fato de que os autores não mencionam a razão A/S correspondente a cada ensaio e tampouco a altura do flotador utilizado. Além disso, trata-se de uma unidade de flotação sem o módulo de placas.

Comparando as FIGURAS 5.39 a) e 5.40 a) e b), nota-se que o ensaio 33, realizado com TAS de 200 ± 6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 300 ± 27 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,013, apresentou resultados piores do que o ensaio 30, realizado com TAS de 200 ± 6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 350 ± 33 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,014. Em ambos ocorreu o traspasse de sólidos já nas primeiras duas horas de operação; no entanto, na coleta das onze horas o primeiro apresentou turbidez residual efluente de 747 uT, enquanto o segundo, de 312 uT. Esse fato pode ser decorrente da diferença entre as dosagens de ar empregadas, que foram de 24,2 e 20,6 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente para os ensaios 30 e 33, respectivamente.

Observando-se as FIGURAS 5.40 c) a f) e 5.45 c) e d), nota-se que o ensaio 34, realizado com A/S em torno de 0,021 (D<sub>ar</sub> de 31,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente) apresentou um início ruim, com turbidez residual de 226 uT. Às treze horas houve uma recuperação bastante pronunciada, com diminuição da turbidez para 11 uT. No entanto, a amostra coletada duas horas depois já apresentava 52 uT, predizendo o traspasse de sólidos que finalmente ocorreu às dezessete horas (turbidez efluente de 684 uT). Quando A/S foi aumentado para um valor em torno de 0,028 (D<sub>ar</sub> de 42,8 g de ar/m<sup>3</sup> de

afluente), o traspasse de sólidos ocorreu mais cedo, com turbidez residual de 19 uT, às onze horas, e 750 uT, duas horas depois.

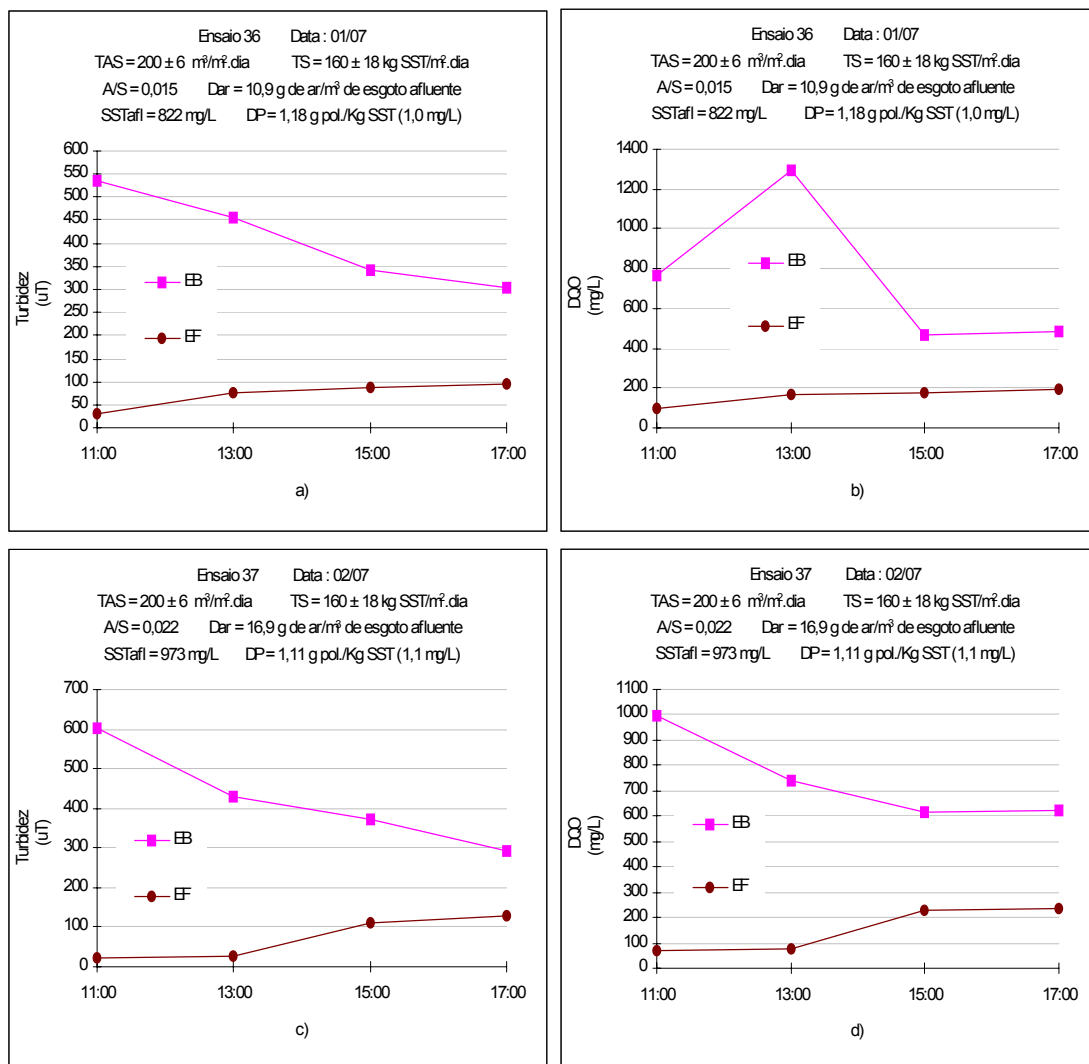
É importante salientar que na data da realização dos ensaios 33, 34 e 35 ainda não havia sido instalado o dispositivo anti-vórtice. Vê-se, mais uma vez, que esse fato coincide com as altas razões de recirculação empregadas (0,35; 0,67 e 0,76, respectivamente) e com os resultados ruins obtidos nos ensaios.

A especulação de que a dosagem de ar em excesso tenha prejudicado o desempenho dos ensaios 19 e 20, devido a um possível aumento na taxa de aglutinação de bolhas, com conseqüente prejuízo na taxa de colisão microbolhas/flocos, talvez possa ser válida também como explicação para os resultados insatisfatórios obtidos nos ensaios 30 a 35.

Frente aos resultados bastante ruins obtidos com a combinação de TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $300 \pm 27 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foi decidido diminuir drasticamente o valor de TS para aproximadamente metade. Como mostram as FIGURAS 5.41 a) e b) e 5.46 a) e b), o ensaio 36, realizado com TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 18 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $D_{\text{ar}}$  de 10,9 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,015) forneceu resultados muito melhores que os obtidos com TS em torno de 300 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ . No entanto, o ensaio apresentou comportamento instável, com residual de turbidez de 30 uT na primeira coleta e progressiva deterioração ao longo do dia, aumentando para 76 uT, 87 uT e 95 uT nas demais coletas.

Considerando-se que, desta vez, o problema não tivesse sido causado pelo valor excessivo de TS e sim pela baixa dosagem de ar empregada, decidiu-se aumentar A/S. As FIGURAS 5.41 c) e d) e 5.46 a) e b) mostram que o ensaio 37, realizado com  $D_{\text{ar}}$  de 16,9 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,022) proporcionou ótimos resultados nas quatro primeiras horas de operação (turbidez efluente de 24 e 25 uT); no entanto, mais uma vez ocorreu o traspasse súbito de sólidos, elevando a turbidez efluente para 109 uT às quinze horas. Ao contrário do que se havia

inicialmente imaginado, TS de  $160 \pm 18$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia ainda parecia ser um valor demasiadamente elevado para TAS em torno de 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia.



**FIGURA 5.41 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $160 \pm 18$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,015 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,2 min e c) e d) = 4,2 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,7 – 6,9, EB = 6,4 – 6,6, ED = 6,8 – 7,0; c) e d) EF = 6,7 – 6,8, EB = 6,4 – 6,5, ED = 6,7 – 6,8.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,7; c) e d) 3,8.

Os ensaios com a associação de TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia (ensaios 38 a 41) foram todos realizados no mês de agosto de 2004, período em que os reatores UASB já recebiam quase a totalidade do lodo descartado dos decantadores secundários, ou seja,



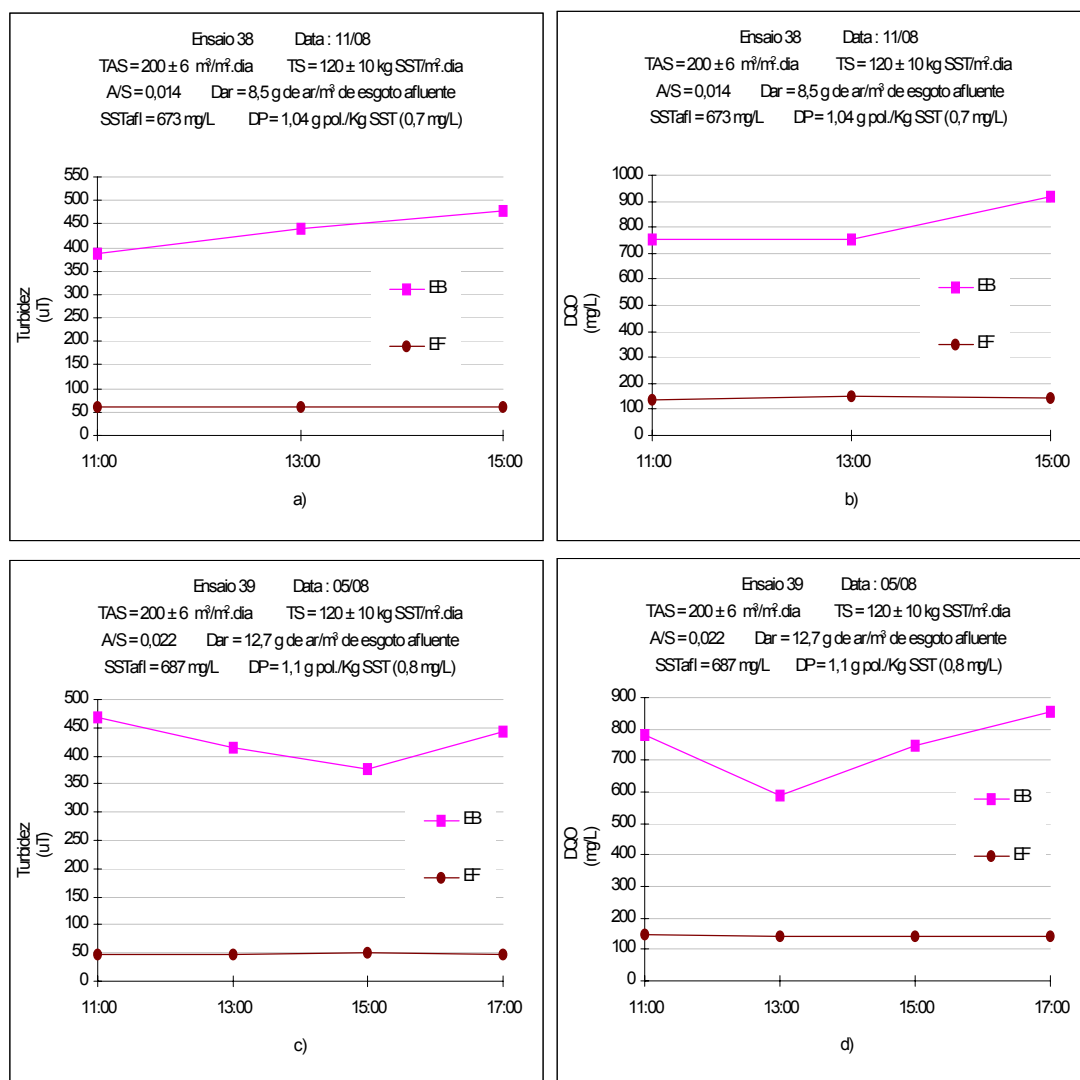
apenas pequena parcela era encaminhada para o tanque de aeração, como mencionado no item 5.7. Sendo assim, a operação da ETE – Jardim das Flores era completamente atípica nesse período, com os reatores UASB praticamente transformados em tanques para armazenamento de lodo, cujo excesso, a centrífuga não era capaz de desaguar, mesmo operando 24 horas por dia. O tanque de aeração, além de apresentar concentração altíssima de SST (4294 mg/L de SST, como mostra a FIGURA 5.17, do item 5.7), apresentava coloração preta, denotando o recebimento de grande parcela de lodo proveniente dos UASBs.

Observando os resultados apresentados nas FIGURAS 5.22 a 5.41, correspondentes aos ensaios realizados antes desse período, pode-se notar que na maioria absoluta, a qualidade do efluente dos decantadores era superior ou semelhante à do efluente da flotação. No entanto, já no início de agosto, os decantadores da ETE produziam efluente com turbidez residual média de 78 uT, chegando a ultrapassar 100 uT em determinadas coletas. Deve-se lembrar que, meses antes, este chegou a apresentar residual de 8 uT.

Essa piora nas características do efluente dos decantadores ocorreu, provavelmente, como consequência de problemas nas condições de biofloculação no liquor misto do tanque de aeração. Nesse período observava-se a presença de uma grande quantidade de partículas isoladas (*“pinpoint flocs”*), que não formavam flocos e que eram de difícil remoção.

Observando as FIGURAS 5.42 a) e b), 5.46 c) e d) e 5.47 d), nota-se que no ensaio 38, realizado com TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e  $D_{ar}$  de 8,5 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,014) as porcentagens de remoção da maioria dos parâmetros analisados foram baixas, apenas a concentração de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  caiu 74% (em relação ao esgoto bruto), remoção bastante alta, incompatível com o uso de polímero como único auxiliar de flotação.

Além da eficiente remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , o ensaio 38 produziu lodo com teor de sólidos de 3,4%, maior que o obtido nos ensaios 39 e 41 (2,8% e 3,1%), e semelhante ao 41.



**FIGURA 5.42 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 38 e 39, realizados com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,014 e 0,022 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

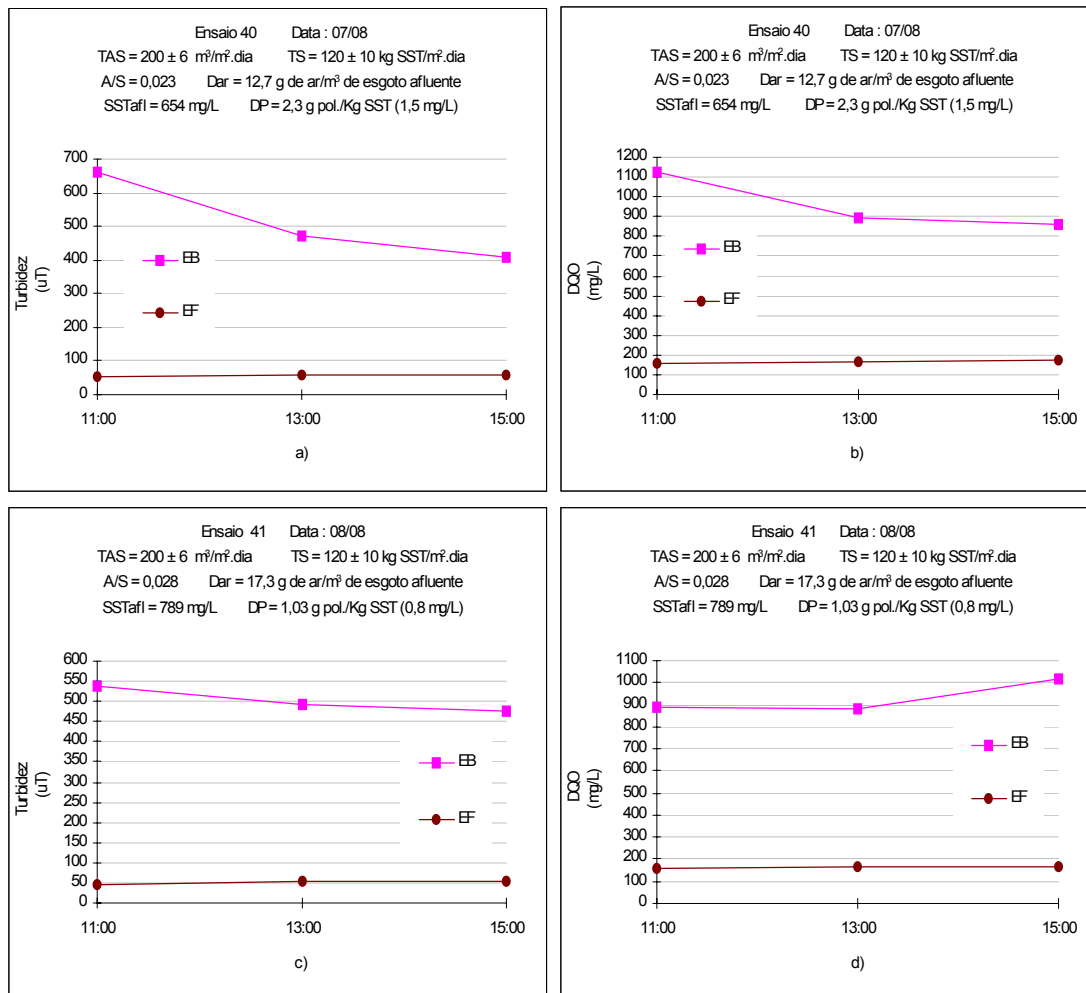
Tempos de floculação: a) e b) = 3,1 min e c) e d) = 3,5 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 7,0, EB = 6,5 – 6,7, ED = 7,1 – 7,2; c) e d) EF = 7,0 – 7,1, EB = 6,5 – 6,6, ED = 7,0 – 7,1.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,4; c) e d) 2,8.

O aumento da dosagem de ar para  $12,7 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,022), promoveu ligeira melhora dos resultados, conforme mostram as FIGURAS 5.42 c) e d), 5.46 c) e d) e 5.47 d), diminuindo a

turbidez média efluente de 60 uT para 49 uT e aumentando a remoção de DQO de 78% para 82%. A remoção de  $P-PO_4^{3-}$  também foi aumentada (TABELA 5.24), atingindo eficiência de 78% (residual de 2,0 mg/L).



**FIGURA 5.43 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 40 e 41, realizados com a unidade de pilotagem de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,023 (com o dobro da dosagem de polímero) e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,5 min e c) e d) = 3,6 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,9 - 7,0, EB = 6,6, ED = 6,9 - 7,0; c) e d) EF = 7,0, EB = 6,4 - 6,8, ED = 7,0.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,1; c) e d) 3,4.

As FIGURAS 5.43 a) e b), 5.46 c) e d) e 5.47 d) mostram o ensaio 40, realizado com quantidade de ar semelhante à do ensaio 39, e empregando o dobro da dosagem de polímero (DP de 2,3 g pol./kg SST). Observa-se que o

emprego de maior quantidade de floculante não influenciou a eficiência da flotação, pois as porcentagens de remoção de DQO e turbidez obtidas foram bastante semelhantes às do ensaio anterior, enquanto as de SST e  $P-PO_4^{3-}$  foram mais baixas.

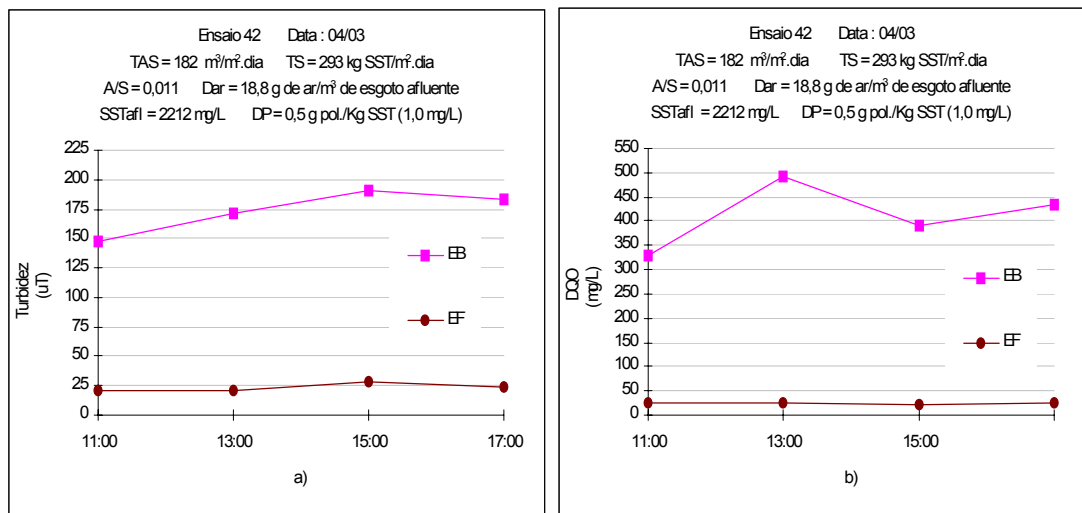
Da mesma forma, o aumento da quantidade de ar fornecida à flotação, ou seja, o aumento de  $D_{ar}$  para 17,3 g de ar/ $m^3$  de afluente (A/S em torno de 0,028), também não trouxe benefício ao processo quando foi empregada a mesma combinação de TAS e TS (ver FIGURAS 5.43 c) e d), 5.46 c) e d) e 5.47 d)). No ensaio 41, as porcentagens de remoção foram muito semelhantes às fornecidas pelo ensaio 39, exceto para  $P-PO_4^{3-}$ , cuja remoção foi bastante inferior à obtida com menor quantidade de ar (49%, residual de 4,7 mg/L).

Analisando as FIGURAS 5.42 e 5.43, nota-se que, apesar dos resultados fornecidos pelos ensaios com TAS de  $200 \pm 6 m^3/m^2.dia$  e TS de  $120 \pm 10 kg$  de SST/ $m^2.dia$  terem sido satisfatórios e, principalmente, estáveis durante toda a operação, não foi possível obter residual de turbidez inferior a 44 uT, para qualquer dos valores de A/S investigados. Esse fato, assim como o mau desempenho dos decantadores da ETE, pode ser atribuído, conforme mencionado anteriormente, a problemas na biofloculação do tanque de aeração e à presença de partículas minúsculas e discretas, que não floculavam.

A presença dessas micropartículas em suspensão no afluente acarretou queda significativa na eficiência de clarificação por flotação. Tal comportamento, provavelmente, deve-se a características de tamanho e de superfície não adequadas à flotação (e também à sedimentação). De acordo com REALI & CAMPOS (2002), as características de superfície (preponderantemente a hidrofobicidade) dos flocos (nesse caso, micropartículas) influenciam a eficiência de aderência das microbolhas aos flocos, após a colisão, e, conseqüentemente, a velocidade ascensional resultante do conjunto “microbolhas de ar + floco”. Segundo os autores, o tamanho do aglomerado “microbolhas de ar + floco” influencia

marcadamente a velocidade ascensional do referido conjunto, de acordo com a Lei de Stokes.

Assim como no ensaio 18, realizado com TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $320 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e A/S em torno de 0,013 ( $D_{\text{ar}}$  de 16,4 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente), foi obtida excelente qualidade do efluente no ensaio 42, onde foram empregados TAS de  $182 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de 293 Kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e A/S em torno de 0,011 ( $D_{\text{ar}}$  de 18,8 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente), como mostra a FIGURA 5.44. Neste ensaio foram obtidos residuais efluentes médios de 24 uT de turbidez, 22 mg/L de DQO e 38 mg/L de SST (porcentagens de remoção de 86%, 91% e 98%, respectivamente).



**FIGURA 5.44 – Residuais de turbidez e DQO determinados no ensaio 42, realizado com a unidade de piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $182 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de 293 kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,011 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempo de floculação: a) e b) = 4,1 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 5,9 – 6,4, EB = 7,4 – 7,6, ED = 6,2 – 6,7.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 4,0.

O bom desempenho da flotação nos ensaios 18 e 42 é contrário a uma possível especulação de que o mau desempenho da flotação, em determinados casos, estivesse relacionado ao emprego de baixos valores de TAS associados a valores elevados de TS (como os ensaios 30 e 33). Se o ensaio 42 também tivesse apresentado resultados ruins, poderíamos estipular TAS em torno de  $250 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  como o limite mínimo para taxas de

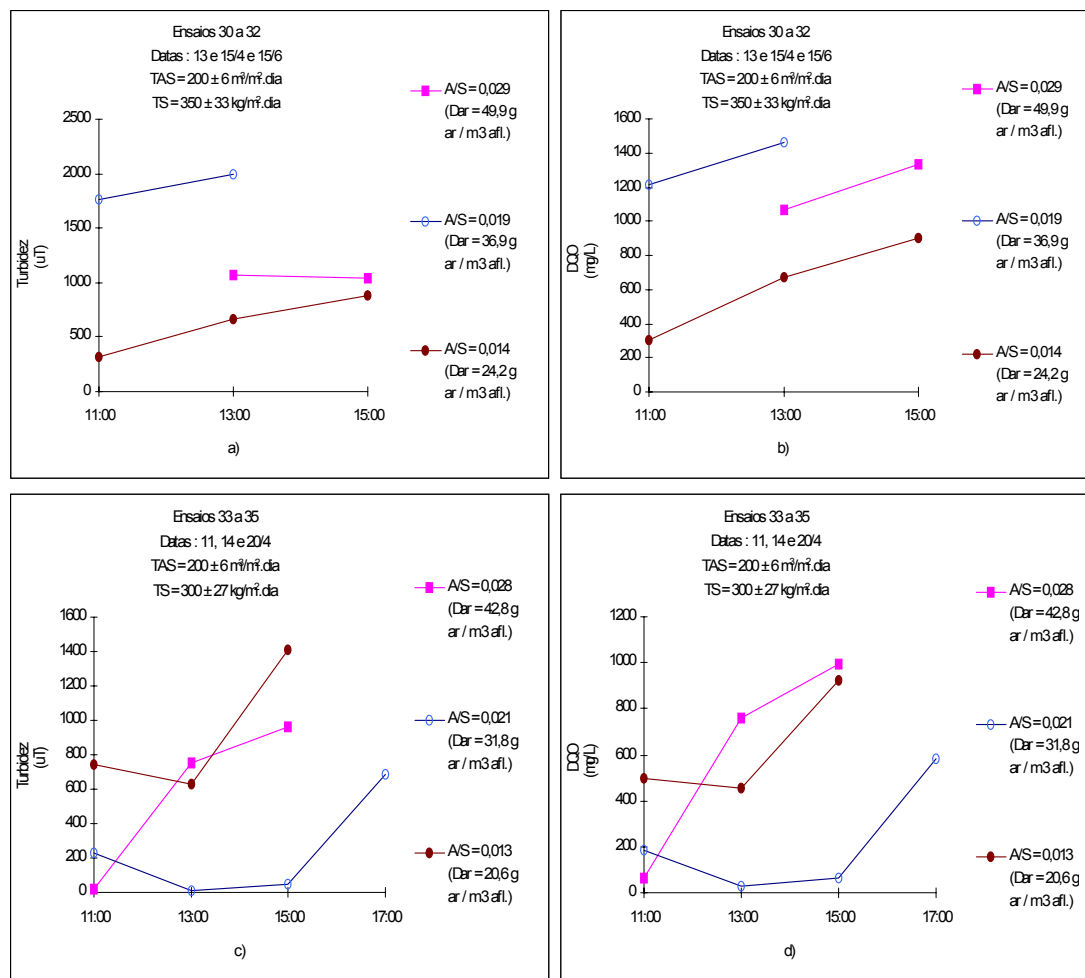
aplicação superficial associadas a valores de TS em torno de 300 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia.

**TABELA 5.24 – Residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 200 ± 6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU).**

Ensaio	Data	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	TS kg SST/m <sup>2</sup> .dia	A/S X 1000	Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) Amostras não filtradas			Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) Amostras filtradas		
					EB	EU	EF	EB	EU	EF
30	15/4	197	348	13	6,7	4,9	9,9	4,0	4,3	2,8
31	13/4	198	383	18	5,9	5,8	25,8	4,5	4,7	3,2
32	15/6	199	348	27	6,6	6,5	17,8	3,6	4,4	0,3
33	20/4	202	327	12	4,6	5,4	10,4	3,3	4,4	2,1
34	14/4	196	309	19	3,0	5,3	3,5	2,9	4,4	2,6
35	11/4	198	308	26	6,3	5,1	11,2	3,7	4,2	3,3
36	1/7	206	142	15	7,1	8,0	2,1	5,1	5,8	1,0
37	2/7	202	153	21	7,0	11,7	1,3	3,7	6,1	0,1
38	11/8	196	121	13	8,7	43,5	2,2	4,9	9,8	1,2
39	5/8	202	115	21	8,8	27,9	2,0	5,8	9,1	2,0
40	7/8	202	110	22	9,4	52,0	4,3	6,1	10,1	3,5
41	8/8	204	124	27	9,3	51,9	4,7	5,5	9,5	4,1
42	4/3	182	293	11	5,2	4,7	4,4	4,7	4,5	4,0

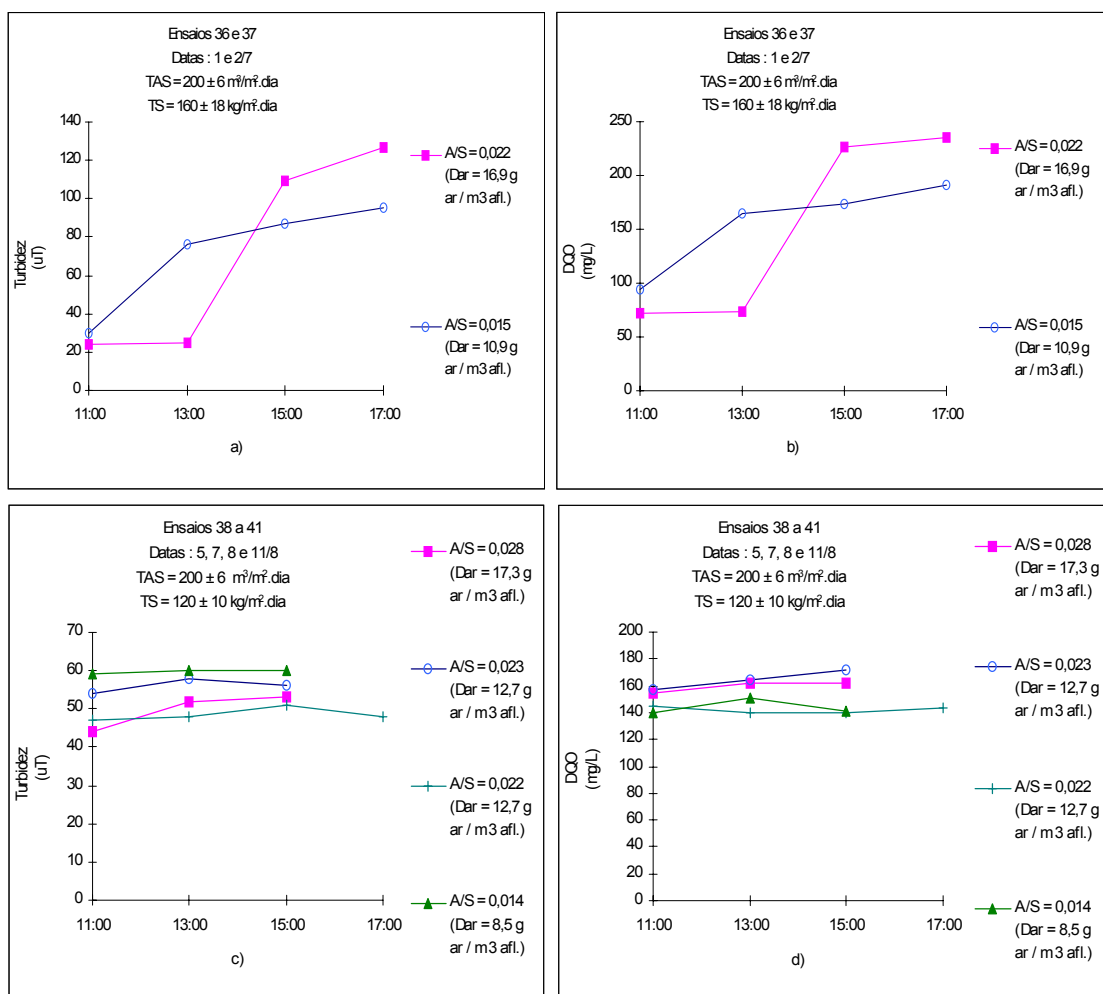
A diferença de comportamento apresentada por ensaios com condições semelhantes pode advir do fato de que a grade de ensaios não era realizada em uma sequência lógica, mas dependia das concentrações de SST presentes no tanque de aeração, que, por apresentarem grandes variações, não permitiam a obtenção de algumas das concentrações de SST no afluente ao flotador previstas na grade de ensaios inicialmente programada.

Ensaio semelhante realizados em épocas diferentes eram alimentados com afluentes com características bastante distintas. Essa alteração não ocorria apenas para as amostras provenientes do tanque de aeração, que variaram bastante durante todo o trabalho, mas também para o esgoto bruto, que recebia lançamentos eventuais de efluentes industriais, principalmente de uma indústria têxtil, com corantes, grande quantidade de fibras têxteis e valores de pH diferentes da média apresentada pelo esgoto doméstico.



**FIGURA 5.45 – Residuais de turbidez e DCO determinados nos ensaios 30 a 35, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg de SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.**

Outro procedimento realizado pelos operadores da ETE, que alterava bastante as características do esgoto bruto, era a adição de grande quantidade de cal na estação elevatória. Conforme descrito no item 5.7, o produto sólido era adicionado diretamente na caixa de areia da elevatória, sem nenhum controle de quantidade, nem frequência das dosagens. Em determinadas ocasiões foram adicionados três a quatro sacos de cal por turno de quatro horas. Esse procedimento, intermitente, era utilizado nas ocasiões em que maus odores aumentavam. Essa descontinuidade da adição de cal pode ter causado alterações importantes na hidrofobicidade dos bioflocos presentes no liquor misto do tanque de aeração, com conseqüente alteração na eficiência da flotação ao longo dos ensaios.

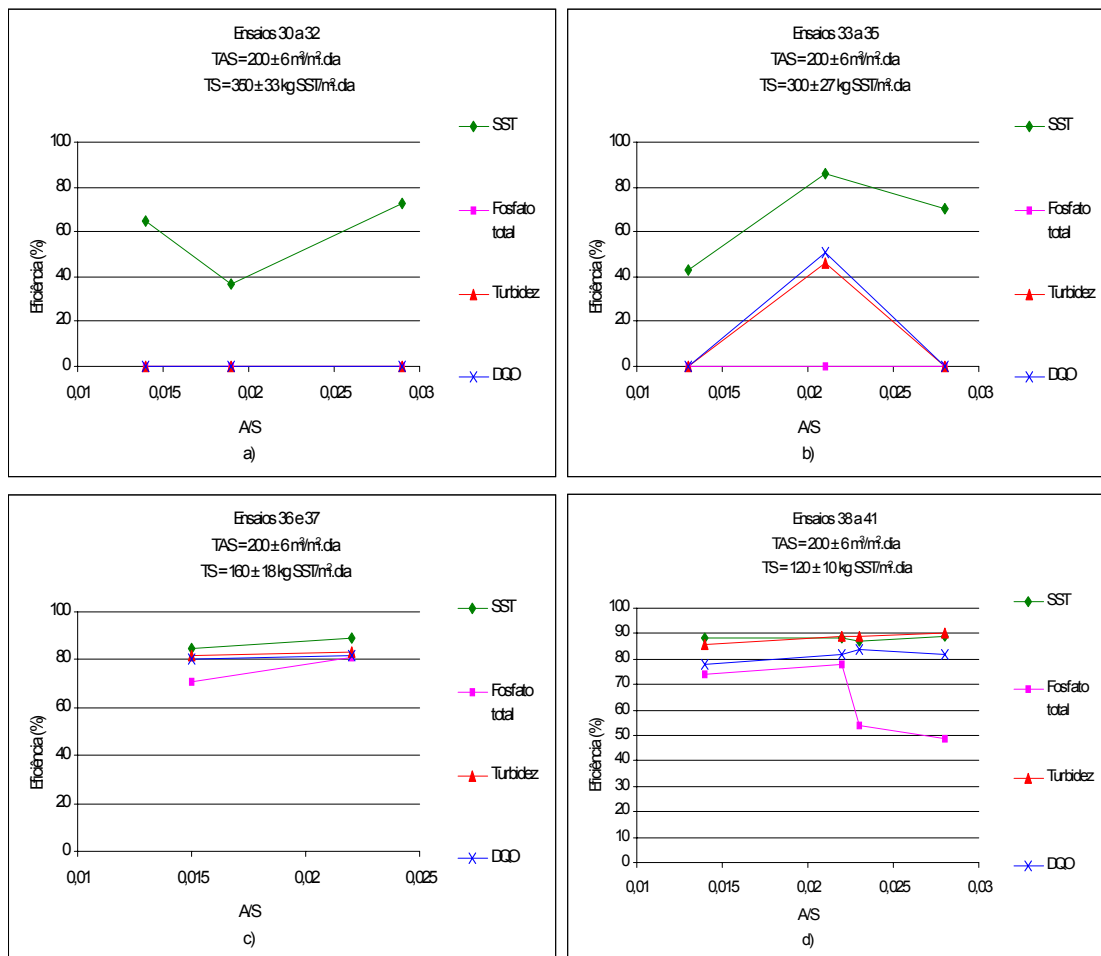


**FIGURA 5.46 – Residuais de turbidez e DCO determinados nos ensaios 36 a 41, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS ( $\text{kg}$  de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S.**

\* em c) e d) no ensaio 40 (A/S em torno de 0,023) empregou-se o dobro da dosagem de polímero (em torno de 2,32 g pol./kg SST).

Diante desses resultados é possível afirmar que a flotação por ar dissolvido lamelar, empregada na clarificação do liquor misto de tanque de aeração com boas características de biofloculação, foi capaz de fornecer bons resultados com o emprego de TAS em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a TS menor que  $290 \text{ kg}$  de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , uma vez fornecido valor de A/S em torno de 0,011, para SST<sub>afl</sub> acima de 2000 mg/L.





**FIGURA 5.47 – Porcentagens de remoção de SST, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 30 a 41, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 200 ± 6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.**

Valores de  $D_{ar}$ : a) 24,2 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,014), 36,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,019) e 49,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,029); b) 20,6 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,013), 31,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,021) e 42,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,028); c) 10,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,015) e 16,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,022) e d) 8,5 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,014), 12,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,022 e 0,023) e 17,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,028).

No entanto, no caso de condições ruins de biofloculação do liquor misto do tanque de aeração, com a presença de partículas minúsculas e isoladas, e que não formavam flocos, a flotação lamelar só foi capaz de fornecer resultados satisfatórios com o emprego de valores mais conservadores de Taxa de Carregamento de Sólidos (TS em torno de 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia), desde que fosse fornecido valor de  $D_{ar}$  em torno de 13,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, para SST<sub>af</sub> inferior a 800 mg/L.

**TABELA 5.25 – Residuais de turbidez, DQO, SST e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> obtidos nos ensaios de flotação com a unidade FADAT empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios.**

TAS *	TS **	D <sub>ar</sub> ***	A/S X 1000	SST <sub>af</sub> (mg/L)	Condições do liquor misto ****	Turbidez (uT)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
200	< 290	19	11	> 2000	boas	24	22 (91%)	38	4,4 (15%)
200	120	> 13	-	< 800	pobres	49	147 (82%)	50	2,0 (78%)

\* TAS em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia; \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia; \*\*\* Dar em g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente.  
\*\*\*\* condições de biofloculação do afluyente à flotação.

### 5.8.5 Comparação entre os resultados obtidos com a operação da unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT), para diferentes valores de TAS, TS e quantidade de ar fornecido à flotação

Os ensaios da segunda etapa do trabalho, realizados com a unidade piloto de flotação lamelar de alta taxa (FADAT), devem ser comparados levando-se em conta duas situações diversas. A primeira corresponde aos ensaios realizados no período em que a ETE era operada em condições próximas àquelas estabelecidas em projeto. A segunda corresponde aos ensaios realizados durante instabilidade operacional, em que o afluyente à flotação apresentava características bastante distintas das normais.

Os ensaios realizados para investigação de TAS em torno de 350 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia foram alimentados com liquor misto apresentando condições de biofloculação boas ou regulares. Dentre esses, os resultados mais favoráveis foram obtidos com TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 250 ± 27 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e D<sub>ar</sub> entre 15,0 e 18,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluyente (para SST<sub>af</sub> entre 800 e 1100 mg/L), apresentando as seguintes faixas de residuais: 13 a 35 uT de turbidez, 23 a 69 mg/L de DQO, 22 a 63 mg/L de SST e 2,6 a 4,5 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

Nos ensaios realizados com TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia associada a TS de 180 ± 8 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e 160 ± 10 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foram também obtidos resultados satisfatórios mediante o emprego de D<sub>ar</sub> acima

de 13,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (para SST<sub>afi</sub> menor que 800 mg/L). Nesses ensaios foram obtidas as seguintes faixas de residuais: 14 a 34 uT de turbidez, 39 a 113 mg/L de DQO, 30 a 35 mg/L de SST e 3,7 a 4,8 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

Os ensaios com a associação de TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de 200 ± 7 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, resultaram em mau desempenho da flotação, pois foram realizados com quantidade de ar insatisfatória (D<sub>ar</sub> de 12,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente).

Para TAS de 350 ± 50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia associada a TS de 120 ± 10 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, o valor de D<sub>ar</sub> em torno de 10 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente foi suficiente para produzir efluente com os seguintes residuais: turbidez, 17 uT; DQO, 42 mg/L; SST, 23 mg/L e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 0,9 mg/L.

Portanto, para TAS de 350 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia associada a valores de TS maiores que 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e menores ou iguais a 250 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foi possível obter bons resultados na flotação lamelar, mediante o fornecimento de D<sub>ar</sub> de 15,0 a 18,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, para SST<sub>afi</sub> entre 800 e 1100 mg/L. Para TAS de 350 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia associada a TS menor ou igual a 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, o emprego D<sub>ar</sub> em torno de 10,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente (para SST<sub>afi</sub> menor que 800 mg/L) foi suficiente para fornecer resultados satisfatórios.

Na maioria dos ensaios realizados com TAS de 250 ± 8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, as condições de biofloculação apresentadas pelo liquor misto do tanque de aeração também eram boas ou regulares. Nesses ensaios foram obtidos resultados favoráveis apenas para TAS de 250 ± 8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia associada a TS de 160 ± 8 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e D<sub>ar</sub> entre 13,8 e 18,3 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (para SST<sub>afi</sub> menor que 850 mg/L), apresentando as seguintes faixas de residuais: 22 a 28 uT de turbidez, 67 a 77 mg/L de DQO, 36 a 47 mg/L de SST e 2,2 a 2,8 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

Portanto, para valores de TAS menores ou iguais a 250 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, associados valores de TS menores ou iguais a 160 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, foi possível obter resultados satisfatórios na flotação lamelar mediante o

fornecimento de  $D_{ar}$  maior que 14,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente, para  $SST_{afl}$  menor que 850 mg/L. Nota-se que essas recomendações são bastante conservadoras, quando são observados os excelentes resultados fornecidos pelo ensaio 18 (34 uT de turbidez, 42 mg/L de DQO e 44 mg/L de SST), no qual foram empregados TAS de 244 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 315 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,013 ( $D_{ar}$  de 16,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluyente), para  $SST_{afl}$  em torno de 1500 mg/L. No entanto deve-se lembrar que o ensaio 18 foi realizado em abril de 2004, período no qual ainda não se havia caracterizado o acúmulo extremado de lodo no tratamento como um todo.

Como mostra a TABELA 5.21, os valores de  $Q_{afl}$  e  $SST_{afl}$ , utilizados nos ensaios 30 a 35 (TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia associado a TS de  $350 \pm 33$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e  $300 \pm 27$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia), resultaram em tempos de floculação ( $T_f$  de 6,2 min a 12,5 min) e razões de recirculação (R de 0,35 a 1,7) muito elevados. Isso, associado ao fato de que nesses ensaios ainda não havia sido instalado o dispositivo anti-vórtice no interior da câmara de saturação, assim como o tempo excessivo de floculação que pode ter conduzido à erosão acentuada dos bioflocos presentes no afluyente à flotação, possivelmente contribuíram para o mau desempenho da flotação nesses casos.

Como os ensaios 36 e 37, realizados com TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $160 \pm 6$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, independente da quantidade de ar empregada, também não forneceram resultados satisfatórios, desta vez com a presença do dispositivo anti-vórtice e com baixos valores de  $T_f$  (3,2 min e 4,2 min) e de razões de recirculação (0,16 e 0,27), pode-se inferir que os resultados desfavoráveis provavelmente deveram-se mais marcadamente a problemas relacionados às taxas aplicadas na unidade FADAT, ou seja, é provável que os valores de TS tenham sido excessivos para TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia.

Resultados favoráveis foram obtidos apenas quando TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia foi empregado em associação a TS de  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, para  $D_{ar}$  de 12,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluyente (para  $SST_{afl}$  menor que 800 mg/L),

apresentando os seguintes residuais: 49 uT de turbidez, 147 mg/L de DQO, 50 mg/L de SST e 2,0 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Esses residuais são superiores aos esperados, visto que as condições operacionais da ETE, no período de realização dos ensaios 38 a 41, eram atípicas, conforme descrito no item 5.7, sendo pobres as características de biofloculação do liquor misto do tanque de aeração.

Considerando que os resultados obtidos com TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia foram tão favoráveis ou até superiores aos fornecidos pelos valores mais baixos de TAS investigados, supõe-se que a presença das placas favoreceu a utilização de taxas de aplicação superficial mais elevadas. Da mesma forma, a flotação lamelar também possibilitou o emprego de maiores valores de TS, já que, dos ensaios realizados com TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, o melhor desempenho foi obtido com TS de  $250 \pm 27$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, ou seja, o mais alto valor investigado.

Observando os resultados dos itens 5.8.2, 5.8.3 e 5.8.4, referentes à flotação lamelar, percebe-se que os resultados mais satisfatórios foram obtidos nos ensaios em que a combinação de TAS e TS conduziu a baixos valores de SST<sub>afil</sub>, como a maioria dos ensaios realizados com TAS de  $350 \pm 50$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Dentre estes, notam-se algumas exceções, como, por exemplo, os ensaios 6 a 9, 11 e 12 e 14 e 15, nos quais os resultados insatisfatórios provavelmente se devem às baixas dosagens de ar empregadas.

Nos ensaios realizados com TAS de  $250 \pm 8$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, onde a associação a TS de  $320 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e  $250 \pm 25$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia conduziu a elevados valores de SST<sub>afil</sub>, foram obtidos resultados insatisfatórios na flotação (com exceção do ensaio 18). O mesmo comportamento pôde ser observado nos ensaios com TAS de  $200 \pm 6$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia associada a TS de  $350 \pm 33$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e  $300 \pm 27$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia. A partir desses resultados, observa-se que a obtenção de resultados favoráveis na flotação lamelar do liquor misto de tanque de

aeração esteve diretamente associada a um afluente com baixa concentração de SST.

## **5.9 Ensaios de flotação da terceira etapa, utilizando unidade piloto de flotação sem o módulo de placas**

### **5.9.1 Considerações iniciais**

Nos itens 5.9.2, 5.9.3 e 5.9.4 são apresentados os resultados dos ensaios de flotação realizados com a unidade piloto de FAD convencional, para os valores de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de  $200 \pm 4$   $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ,  $160 \pm 4$   $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $120 \pm 13$   $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , respectivamente, empregando diferentes valores de Taxa de Carregamento de Sólidos (TS) e quantidade de ar fornecida ao processo de flotação, expressa tanto na forma da razão ar/sólidos (A/S) quanto em dosagem de ar ( $D_{ar}$ ), em g de ar/ $\text{m}^3$  de esgoto afluente. A TABELA 5.26 apresenta os parâmetros empregados nesses ensaios, bem como um resumo dos resultados obtidos.

**TABELA 5.26 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto sem placas, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabilidade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluente à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan tador	Condição de bioflo culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa)	DP (g de pol./Kg SST)	Tf (min)	
43	4/10	200 ± 4	250 ± 25	23	0,50	26,4	não (traspasse em 4 horas)	4700	1692	220	27	++	0,49	5,0	1,16	4,8	
44	5/10			28	0,82	35,7	sim (boa)	4700	2314	44	29	++	0,49	5,0	1,04	6,8	
45	28/9		200 ± 19		13	0,21	13,8	não (traspasse em 6 horas)	5700	1331	99	53	++	0,49	5,0	0,95	3,8
46	24/9				20	0,36	21,0	<b>sim (boa, ligeira queda em 8 horas)</b>	<b>5400</b>	<b>1423</b>	<b>83</b>	<b>42</b>	<b>++</b>	<b>0,49</b>	<b>5,0</b>	<b>1,0</b>	<b>4,4</b>
47	25/9				28	0,56	28,5	não (traspasse em 6 horas)	5400	1561	97	49	++	0,49	5,0	1,03	5,0
48	23/9		160 ± 15		14	0,16	10,9	não (trasp. em 4 horas)	5400	925	278	33	++	0,49	5,0	1,05	3,5
49	21/9				19	0,27	16,9	<b>sim (boa, ligeira queda em 8 horas)</b>	<b>5400</b>	<b>1115</b>	<b>86</b>	<b>71</b>	<b>+</b>	<b>0,49</b>	<b>5,0</b>	<b>0,84</b>	<b>3,6</b>
50	23/9				26	0,40	22,7	sim (boa)	5400	1212	89	33	++	0,49	5,0	0,80	3,5
51	27/9		120 ± 10		15	0,12	8,5	não (trasp. em 2 horas)	5700	628	353	58	++	0,49	5,0	1,14	3,3
52	14/9				23	0,19	12,7	<b>sim (boa)</b>	<b>5400</b>	<b>656</b>	<b>76</b>	<b>80</b>	<b>+</b>	<b>0,49</b>	<b>5,0</b>	<b>1,12</b>	<b>3,4</b>
53	15/9				31	0,28	17,3	sim (boa)	5400	715	74	78	+	0,49	5,0	1,11	3,4

**Continuação TABELA 5.26 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto sem placas, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, e operando com diferentes valores de TAS, TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabilidade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluente à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan tador	Condição de bioflo culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa )	DP (g de pol./Kg SST)	Tf (min )	
54	24/8	160 ± 4	160 ± 3	21	0,36	21,0	sim (boa)	4300	1373	86	80	+	0,39	5,0	1,04	5,0	
55	25/8			29	0,56	28,5	sim (boa, ligeira queda em 6 horas)	4300	1528	92	79	+	0,39	5,0	1,07	5,2	
56	26/8		120 ± 5	120 ± 5	21	0,25	15,9	sim (boa, ligeira queda em 6 horas)	4300	962	93	99	+	0,39	5,0	1,04	3,6
57	1/9				27	0,37	21,4	sim (boa)	4300	1074	58	83	+	0,39	5,0	0,99	3,8
58	16/9	120 ± 13	160 ± 9	21	0,55	28,1	não (trasp. em 6 horas)	5400	2062	132	86	+	0,29	5,0	1,06	7,2	
59	18/9			27	0,92	38,0	não (trasp. em 6 horas)	5400	2723	93	85	+	0,29	5,0	0,99	8,9	
60	28/8		120 ± 19	120 ± 19	18	0,36	21,0	sim (boa)	4300	1579	85	88	+	0,29	5,0	0,91	5,0
61	30/8				21	0,36	21,0	sim (boa, ligeira queda em 6 horas)	4300	1383	84	92	+	0,29	5,0	1,04	5,0
62	17/8				35	0,59	29,4	sim (boa)	4300	1344	41	55	++	0,29	5,0	1,07	7,2
63	18/8				100 ± 7	39	0,97	39,0	sim (boa)	4300	1966	43	143	+	0,26	5,0	1,02

\*\* Condição de biofloculação no tanque de aeração: + pobre ++ regular +++ boa

Obs.: todos os ensaios da TABELA 5.23 foram realizados com a presença do dispositivo anti-vórtice na câmara de saturação.



### **5.9.2 Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto de flotação sem placas, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$**

As FIGURAS 5.48 a 5.51 apresentam as concentrações residuais de turbidez e DQO atingidas nos ensaios de flotação realizados com a unidade piloto de FAD convencional, correspondentes a coletas do efluente flotado, ao longo do dia. Nessas figuras também são mostradas as concentrações residuais de turbidez e DQO do efluente dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, bem como os valores correspondentes às amostras de esgoto bruto.

Nesses ensaios de flotação foram investigados valores de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) variando de aproximadamente  $250 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  a  $120 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e razão ar/sólidos na faixa de 0,013 a 0,031 (ver FIGURA 4.19, no capítulo Material e métodos)

As FIGURAS 5.52 e 5.53 apresentam comparações entre as concentrações residuais de turbidez e DQO atingidas nos ensaios de flotação realizados com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação de TAS e TS investigada. A FIGURA 5.54 apresenta as porcentagens de remoção de SST,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO atingidas nos ensaios de flotação realizados com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação TAS e TS investigada.

Na TABELA 5.27 são mostrados os cálculos dos valores de TAS, TS, A/S, razão de recirculação ( $R = Q_{\text{rec}}/Q_{\text{flot}}$ ), vazões afluente ( $Q_{\text{afl}}$ ), de flotação ( $Q_{\text{flot}}$ ), excedente ( $Q_{\text{exc}}$ ) e de recirculação ( $Q_{\text{rec}}$ ), e tempo de floculação, para as concentrações de SST presentes no afluente de cada ensaio.

**TABELA 5.27 – SST<sub>afi</sub>, Q<sub>afi</sub>, Q<sub>flot</sub>, Q<sub>exc</sub> e Q<sub>rec</sub>, e tempos de floculação, para os ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e diferentes valores de TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS *	TS **	A/S x 1000	R	SST (mg/L)	Q <sub>flot</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>rec</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>afi</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>exc</sub> (m <sup>3</sup> /h)	T <sub>f</sub> (min)
43	4/10	198	225	23	0,50	1692	8,3	4,2	12,0	3,7	4,8
44	5/10	204	256	28	0,82	2314	6,9	5,6	8,5	1,6	6,8
45	28/9	204	219	13	0,21	1331	10,3	2,2	15,0	4,7	3,8
46	24/9	200	209	20	0,36	1442	9,2	3,3	13,0	3,8	4,4
47	25/9	201	200	28	0,56	1561	8,0	4,5	11,5	3,5	5,0
48	23/9	201	160	14	0,16	1100	10,8	1,7	16,5	5,7	3,5
49	21/9	198	175	19	0,27	1115	9,8	2,7	16,0	6,2	3,6
50	23/9	202	173	26	0,40	1212	8,9	3,6	16,5	7,6	3,5
51	27/9	197	113	15	0,12	628	11,2	1,3	17,5	6,3	3,3
52	14/9	202	110	23	0,19	656	10,5	2,0	17,0	6,5	3,4
53	15/9	198	112	31	0,28	715	9,8	2,7	17,0	7,2	3,4

\* TAS em (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. dia); \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia.

Nota-se, nas FIGURAS 5.48 a) a d), 5.52 a) e b) e 5.54 a), que a associação de TAS de  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $250 \pm 25$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, para a FAD convencional, requisitou quantidade de ar maior que a fornecida por A/S em torno de 0,023 (D<sub>ar</sub> de 26,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), para que o processo fosse satisfatório. O ensaio 43 forneceu turbidez de 28 uT na coleta das onze horas; porém, duas horas depois, ocorreu o fenômeno de traspasse de sólidos, com turbidez residual efluente de 176 uT. Por sua vez, o aumento de A/S para valor em torno de 0,028 (D<sub>ar</sub> de 35,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), proporcionou resultados muito melhores, com residuais médios no efluente de 34 uT de turbidez (91% de remoção), 71 mg/L de DQO (89% de remoção) e 44 mg/L de SST (98% de remoção), além de 79% de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, com residual de 1,5 mg/L (ver TABELA 5.28).

Apesar desses bons resultados, o residual de turbidez atingido no início do ensaio 44, 12 uT, às dezessete horas já alcançava 53 uT. Portanto, não se sabe se o prosseguimento do ensaio, por mais tempo, causaria a deterioração do processo.

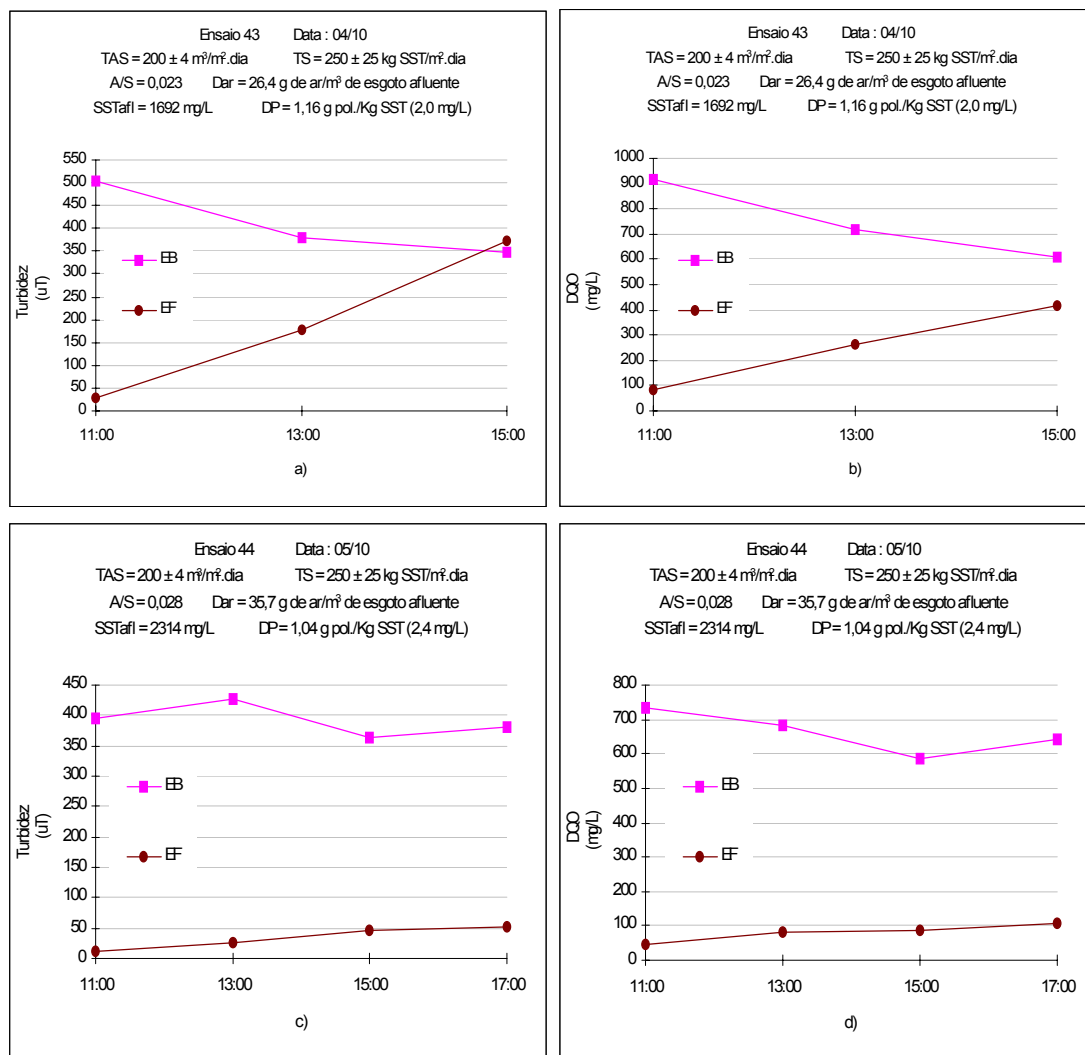
Além disso, observando a TABELA 5.27, nota-se que, apesar do ensaio 44 ter apresentado resultados satisfatórios, a dosagem de ar empregada foi bastante elevada, correspondendo à razão de recirculação de 0,82, o que pode tornar o processo oneroso em termos de consumo de energia.

Em outubro, data da realização desses ensaios, já havia sido realizado o descarte de lodo a partir dos reatores UASB e dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, conforme descrito no item 5.7. O liquor misto do tanque de aeração, independente da alta concentração de SST ainda apresentada (aproximadamente 4700 mg/L), não mostrava mais a coloração enegrecida e, considerando os baixos residuais de SST obtidos no efluente dos decantadores, voltava a apresentar boas condições de biofloculação, não mais se notando a presença das micropartículas que escapavam à sedimentação.

Os teores de sólidos obtidos no lodo removido durante os ensaios 43 e 44, 4,9% e 5,5%, respectivamente, foram bastante superiores aos apresentados pelos ensaios da segunda etapa do trabalho, com unidade de flotação lamelar. Na segunda etapa, a faixa de teor de sólidos obtida foi de 2,1% a 4,1% (desconsiderando o ensaio 6, que apresentou lodo com teor de sólidos de apenas 0,5%).

Diminuindo-se TS para  $200 \pm 19$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e mantendo-se TAS em  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, a flotação não forneceu bons resultados para os três valores de A/S investigados (ver FIGURAS 5.49 e 5.52 c) e d)). Apesar de apresentarem porcentagens razoavelmente boas de remoção dos parâmetros estudados, principalmente nos ensaios 46 e 47, quando foram empregados valores de A/S em torno de 0,020 e 0,028, como mostra a FIGURA 5.54 b), os ensaios se mostraram instáveis, com deterioração da qualidade do efluente após algumas horas de operação. No ensaio 45, para A/S em torno de 0,013 ( $D_{ar}$  de 13,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), a concentração residual inicial de turbidez atingida foi de 44 uT e, às quinze horas, de 107 uT; no ensaio 46, realizado com A/S em torno de 0,020 ( $D_{ar}$  de 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), a concentração residual inicial era de 37 uT, após seis horas de operação atingiu 70 uT; até mesmo no ensaio 47, realizado com A/S em torno de 0,028, correspondendo a uma quantidade bastante alta de ar ( $D_{ar}$  de 28,5 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, R de 0,56), às quinze horas, a turbidez residual havia alcançado 112 uT, tendo iniciado com 29 uT (ver FIGURA 5.49).

Apesar dos resultados insatisfatórios, nesses ensaios foram atingidos valores de teor de sólidos também muito bons, sendo de 4,3% e 4,1% para os ensaios 45 e 46, respectivamente, e 5,7% para o ensaio 47 (ver FIGURA 5.49).

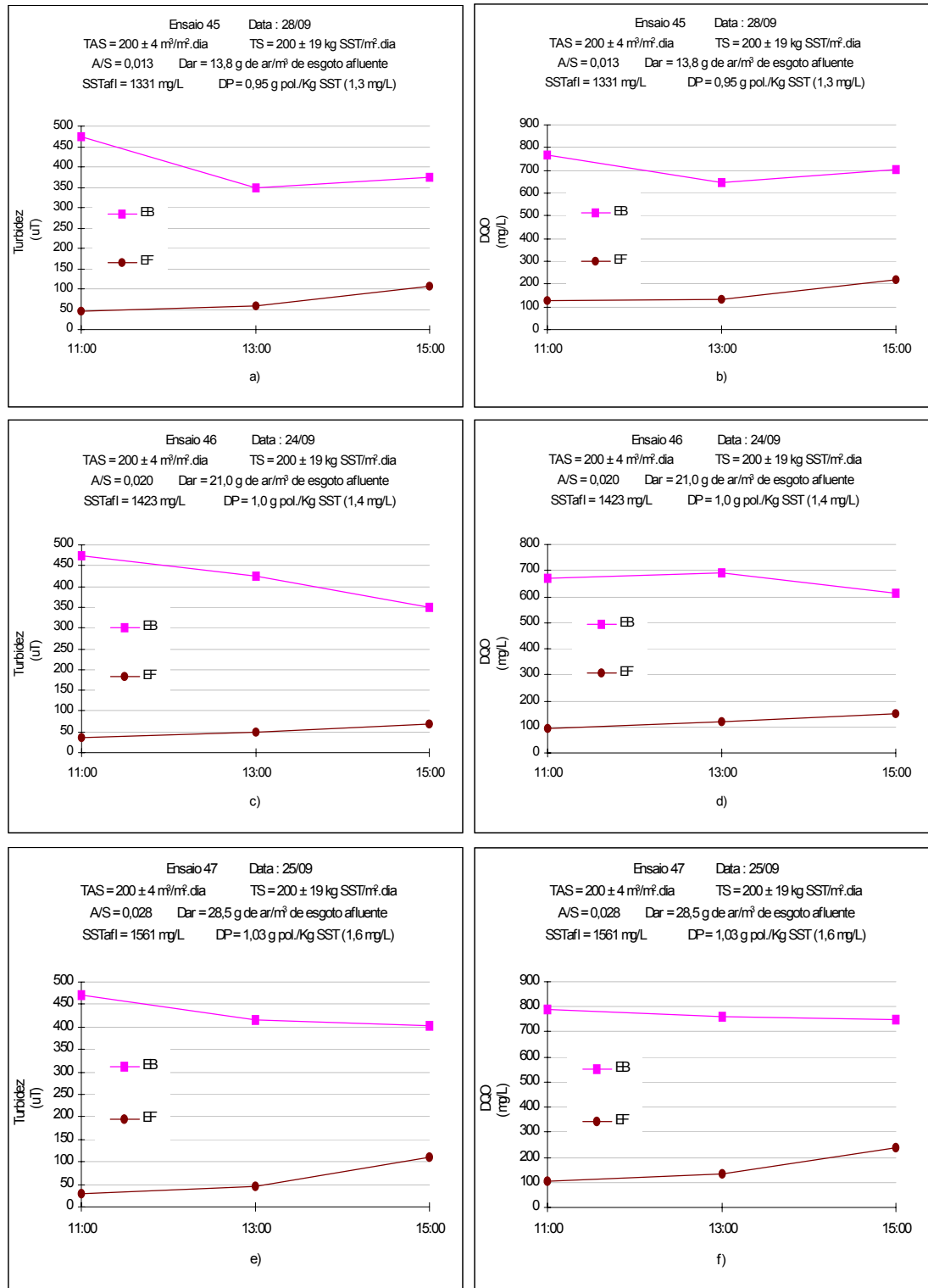


**FIGURA 5.48 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 43 e 44, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $250 \pm 25 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,023 e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 4,8 min e c) e d) = 6,8 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 7,1, EB = 6,6 – 6,7, ED = 7,1; c) e d) EF = 7,2, EB = 6,7 – 7,6, ED = 7,2 – 7,3.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 4,9; c) e d) 5,5.

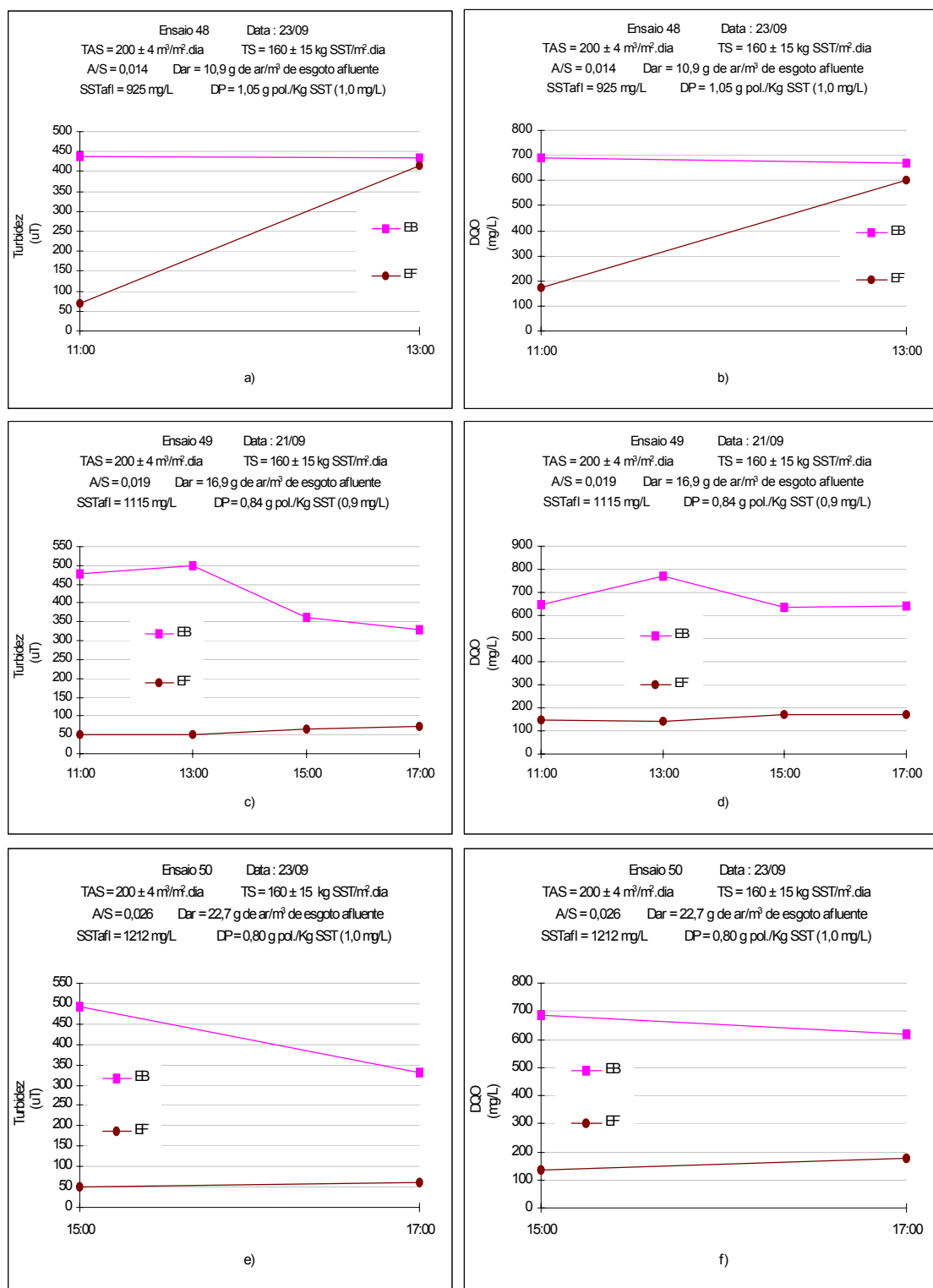


**FIGURA 5.49 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 45 a 47, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $200 \pm 19 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,013, 0,020 e 0,028 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,8 min, c) e d) = 4,4 min e e) e f) = 5,0 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 7,1 – 7,2, EB = 6,5 – 6,8, ED = 7,1 – 7,2; c) e d) EF = 7,1, EB = 6,4 – 6,5, ED = 7,0 – 7,1; e) e f) EF = 7,1, EB = 6,4 – 6,6, ED = 7,0 – 7,1.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 4,3; c) e d) 4,4; e) e f) = 5,7.

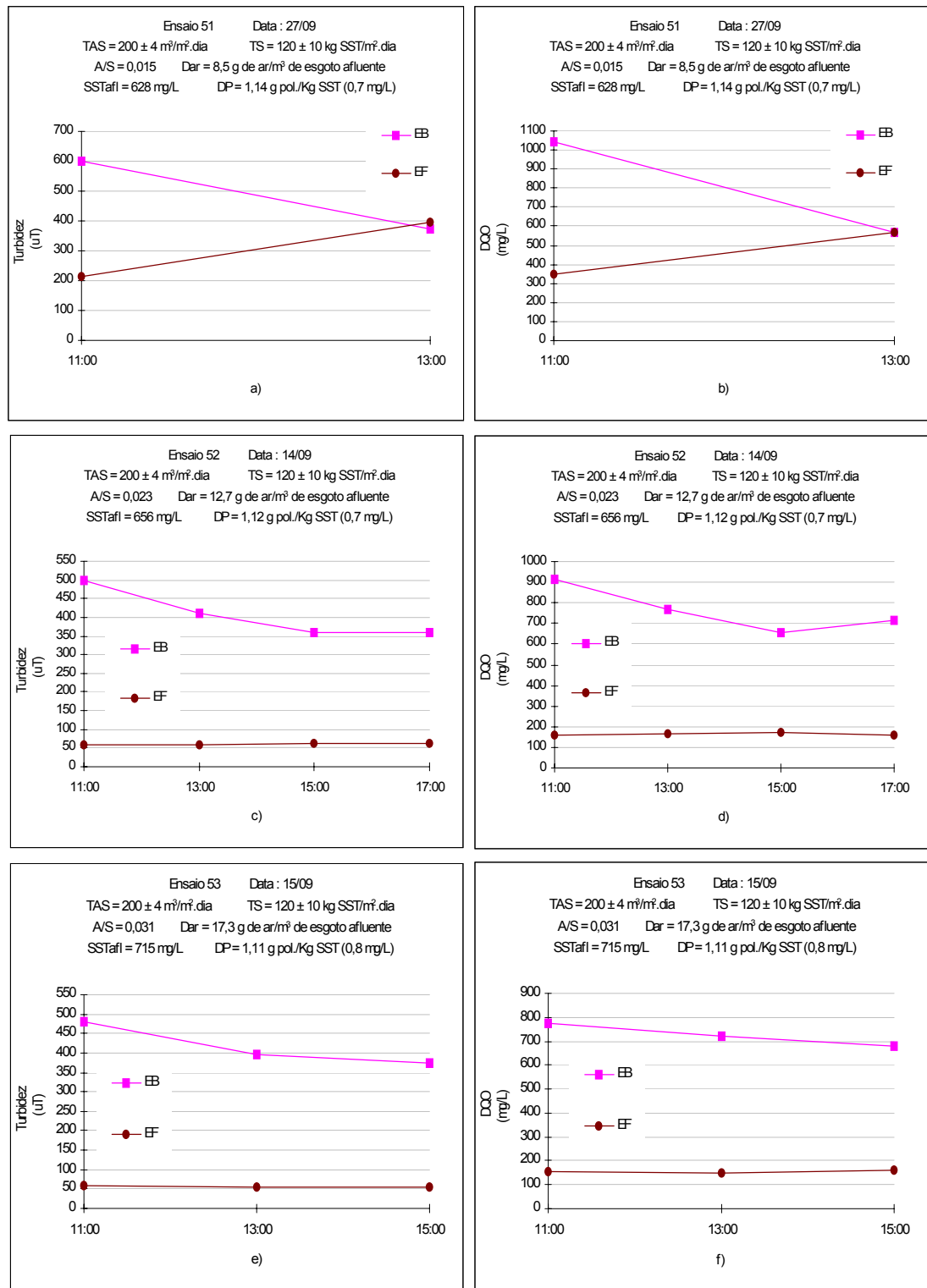


**FIGURA 5.50 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 48 a 50, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 15 \text{ kg T}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,014, 0,019 e 0,026 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,5 min, c) e d) = 3,6 min e e) e f) = 3,5 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,9 – 7,0, EB = 6,4 – 6,6, ED = 6,9; c) e d) EF = 6,8 – 6,9, EB = 6,3 – 6,6, ED = 6,8 – 6,9; e) e f) EF = 6,9 – 7,0, EB = 6,5 – 8,8, ED = 7,0.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,8; c) e d) 4,2; e) e f) = 4,3.



**FIGURA 5.51 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 51 a 53, realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10 \text{ kg T}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,015, 0,023 e 0,031 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,3 min, c) e d) = 3,4 min e e) e f) = 3,4 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 7,2 – 7,3, EB = 6,5 – 7,0, ED = 7,1; c) e d) EF = 6,9 – 7,1, EB = 6,4 – 6,5, ED = 6,9 – 7,0; e) e f) EF = 6,8 – 6,9, EB = 6,2 – 6,4, ED = 6,8 – 6,9.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,4; c) e d) 3,9; e) e f) = 4,2.

Comparando os ensaios 44 e 47, nota-se que, mesmo tendo sido realizados com o mesmo valor de A/S (em torno de 0,028), o primeiro apresentou melhor desempenho, apesar do valor de TS mais elevado. Isso pode ter ocorrido devido à maior dosagem de ar empregada no ensaio 44 ( $D_{ar}$  de 35,7 e 28,5 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, para os ensaios de 44 e 47, respectivamente) ou por este ter sido realizado em outubro/04, após o descarte de lodo a partir dos reatores UASB e dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, conforme procedimento descrito no item 5.7.

Além disso, outros fatores poderiam estar interferindo no desempenho do processo. No período da realização dos ensaios 45 a 47 (com TS de  $200 \pm 19$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia), estavam sendo adicionados dois sacos de cal por turno, ou seja, oito sacos de cal por dia, também diretamente na caixa de areia da estação elevatória. Somado a isso, os reatores UASB ainda recebiam a totalidade do lodo descartado dos decantadores, e o liquor misto do tanque de aeração ainda possuía a coloração enegrecida atípica, conforme descrito no item 5.7.

No caso dos ensaios 43 e 44, realizados em outubro/04 (com TS de  $250 \pm 25$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia), o grande volume de lodo retirado dos reatores UASB possibilitou que estes, bem como o tanque de aeração, apresentassem características próximas às normais. Esse fato pode ter colaborado para os melhores resultados obtidos no ensaio 44, com aplicação de maior valor de TS.

Ao diminuir-se TS para  $160 \pm 15$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia (ver FIGURAS 5.50 a) e b), 5.53 a) e b) e 5.54 c)), foi realizado o ensaio 48, com A/S em torno de 0,014 ( $D_{ar}$  de 10,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), com resultados ainda piores que os atingidos no ensaio 45, com o mesmo valor de TAS, mas com TS de  $200 \pm 19$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e A/S em torno de 0,013. Nesse caso, a turbidez residual atingiu 413 uT, quatro horas após o ensaio ter sido iniciado.

Nesse caso, não se pode relacionar essa piora nos resultados aos problemas operacionais da ETE, pois os dois ensaios foram realizados em datas muito próximas (23 e 28/09/04). Devido à diferença nos valores de TS empregados nesses ensaios, apesar das razões A/S terem sido muito



semelhantes (0,013 e 0,014), as dosagens de ar empregadas nos ensaios foram distintas, sendo de 10,9 e 13,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, para os ensaios 48 e 45, respectivamente, conforme mostra a TABELA 5.27. Essa pequena diferença no suprimento de ar pode ter sido suficiente para proporcionar os melhores resultados no ensaio 45 (com valor mais elevado de TS).

Frente aos resultados indesejáveis obtidos no ensaio 48, imediatamente foram alteradas as condições operacionais da flotação, elevando-se a quantidade de ar para valor correspondente a A/S em torno de 0,026 (ver FIGURAS 5.50 e) e f), 5.53 a) e b) e 5.54 c)). Com essa nova configuração (ensaio 50), resultados muito melhores foram obtidos: turbidez média de 57 uT nas duas coletas realizadas (86% de remoção), DQO de 153 mg/L e SST de 89 mg/L (81% e 93%, respectivamente), além ter sido obtida remoção de 77% de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, com residual de 1,6 mg/L (TABELA 5.28).

É interessante notar que, apesar de melhores, esses resultados não foram compatíveis com o emprego dessa quantidade de ar ( $D_{ar}$  de 22,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, R de 0,40). As concentrações residuais de turbidez, DQO e SST, apresentadas pelo efluente desse ensaio, foram muito altas quando são considerados os padrões de lançamento em corpos d'água. No entanto, é bom lembrar novamente das condições em que se encontrava a ETE – Jardim das Flores nesse período, e que, tanto o efluente flotado, quanto o proveniente dos decantadores da estação, apresentavam partículas minúsculas que não floculavam, e, portanto, não eram removidas durante o processo. Não apenas a flotação apresentou resultados piores nesse período; comparando-se as figuras relativas às segunda e terceira etapas do trabalho, pode-se notar a diferença de qualidade do efluente final da ETE.

A combinação de TAS de  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $160 \pm 15$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e A/S em torno de 0,019 ( $D_{ar}$  de 16,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente) proporcionou resultados semelhantes aos obtidos no ensaio 46, com TS de  $200 \pm 19$  Kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,020 (comparar FIGURAS 5.49 e 5.50 c) e d)). Nos ensaios 46 e 49, as concentrações residuais de turbidez obtidas durante o dia foram baixas, mas no final da operação já se aproximavam de 70 uT. No entanto, quando se analisam os resultados das

FIGURAS 5.54 b) e c), observa-se que, no ensaio 46, as porcentagens de remoção de todos os parâmetros investigados foram superiores, principalmente quanto ao  $P-PO_4^{3-}$  (residuais de 1,3 mg/L e 2,5 mg/L para TS de  $200 \pm 19$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e  $160 \pm 15$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, respectivamente, conforme mostra a TABELA 5.28).

As FIGURAS 5.51, 5.53 c) e d) e 5.54 d) mostram os resultados dos ensaios 51 a 53, realizados quando TS foi diminuída para  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, empregando TAS de  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, e A/S em torno de 0,015, 0,023 e 0,031.

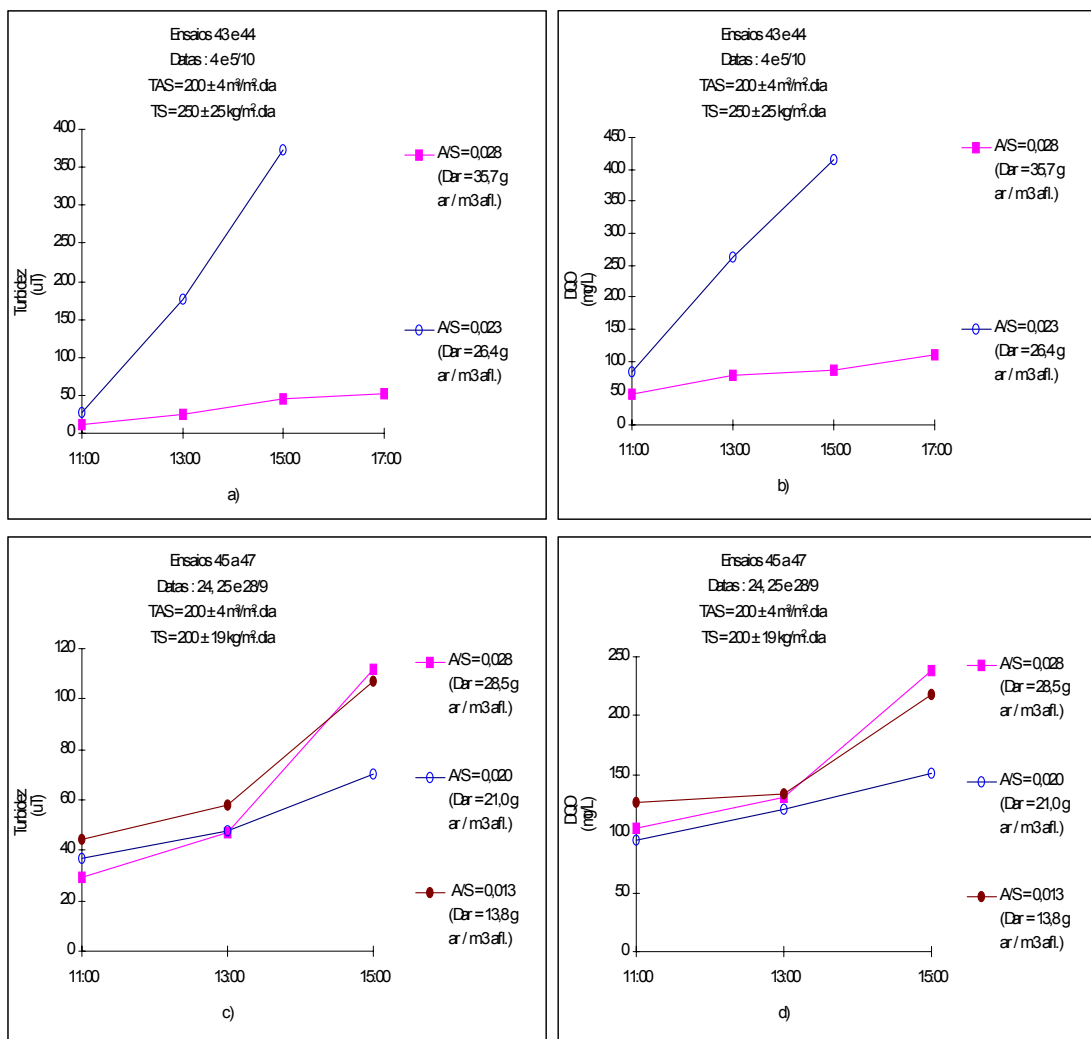
No ensaio 51, realizado com  $D_{ar}$  de apenas 8,5 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (R de 0,12), a quantidade de ar parece ter sido insuficiente, a ponto de não fornecer bons resultados nem mesmo na primeira coleta, duas horas após o início da operação, com turbidez de 215 uT.

Aumentando-se  $D_{ar}$  para 12,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (R de 0,19), conforme mostram as FIGURAS 5.51 e 5.53 c) e d) e 5.54 d), o processo atingiu resultados favoráveis, com turbidez média no efluente de 62 uT (85% de remoção). Quanto aos demais parâmetros, as porcentagens de remoção foram um pouco baixas, com apenas 77% de remoção de DQO, 88% de SST e 60% de  $P-PO_4^{3-}$ .

Apesar dos resultados estarem aquém dos esperados, para valor de TS tão baixo e razoável quantidade de ar, observa-se que o ensaio permaneceu estável durante todo o dia. Além disso, era possível notar que o efluente, no vertedor de saída do flotador, apesar de parecer bastante clarificado, apresentava partículas acinzentadas, minúsculas e dispersas, as quais estiveram sempre presentes nos ensaios realizados nesse período (setembro de 2004), como mencionado.

Quando a quantidade de ar foi aumentada para valor de A/S em torno 0,031 (ver FIGURAS 5.51 e 5.53 e) e f) e 5.54 d), correspondente a  $D_{ar}$  de 17,3 g de ar/ $m^3$  de afluente (R de 0,28), a turbidez média do efluente diminuiu para 56 uT (86% de remoção). Analisando-se os demais parâmetros, observa-se que houve remoção de 81% de DQO, 90% de SST e 66% de  $P-PO_4^{3-}$ , sendo assim, melhora não tão acentuada a ponto de justificar tal incremento na quantidade de ar fornecida à flotação.

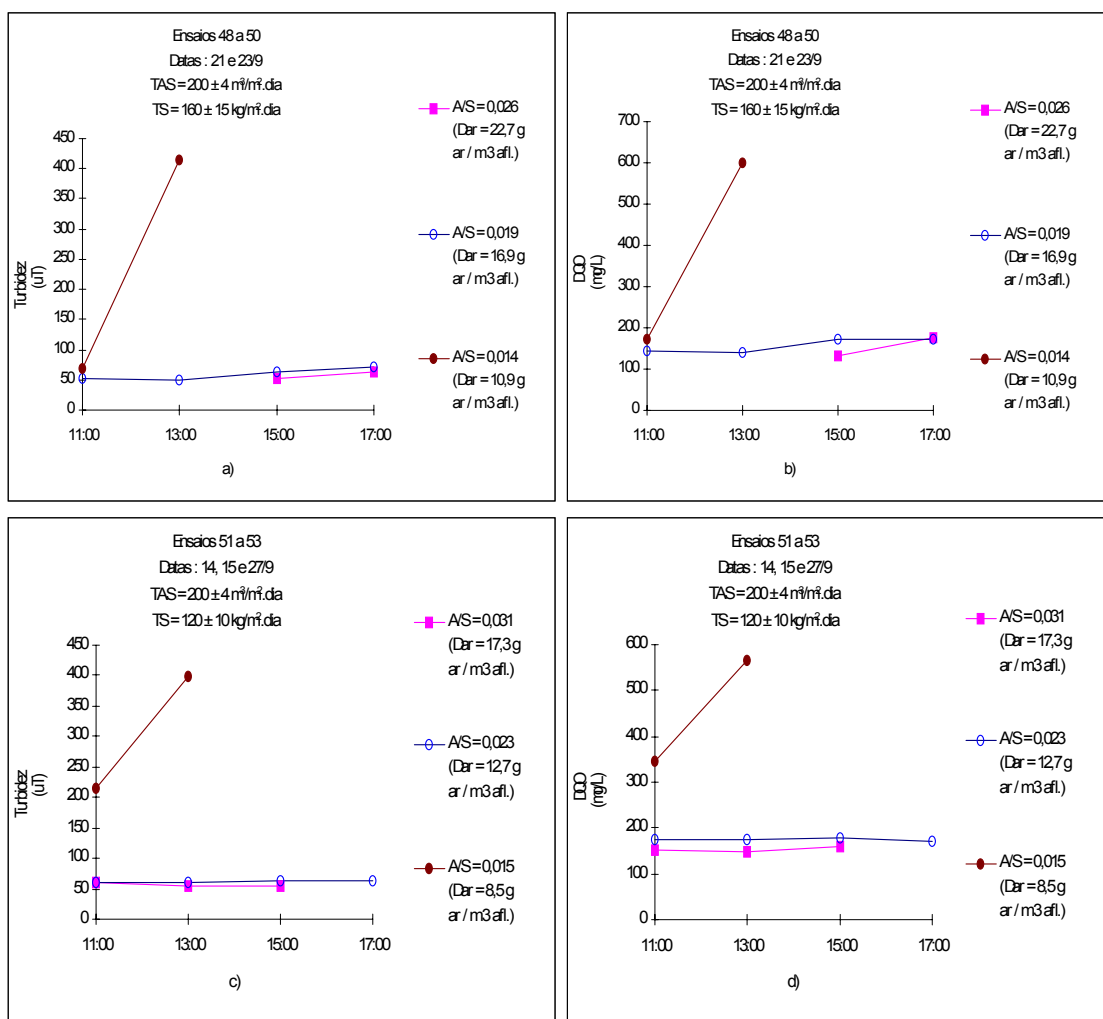
**FIGURA 5.52 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 43 a 47,**



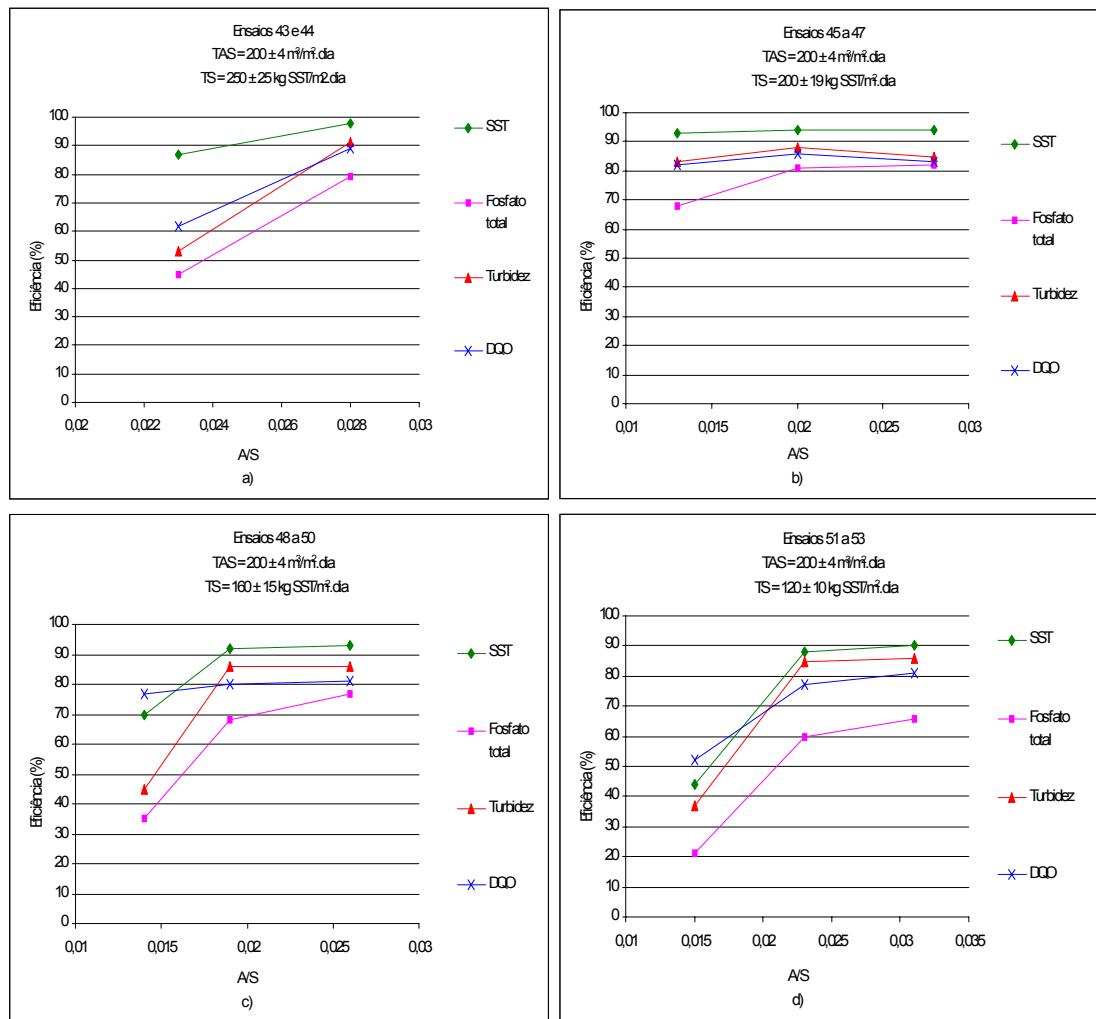
realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.

Analisando os resultados desses ensaios, mais uma vez se confirma que o parâmetro “dosagem de ar” ( $D_{ar}$ ), expresso em g de ar/ $m^3$  de afluente, foi mais representativo que a razão A/S nos ensaios com baixa concentração

de SST<sub>afli</sub>. Nota-se, nos ensaios 51 e 52 que, apesar dos elevados valores de A/S aplicados, as dosagens de ar resultantes foram muito baixas (D<sub>ar</sub> de 8,5 e 12,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente) e, em determinados casos, insuficientes para promover boas condições de flotação.



**FIGURA 5.53 – Residuais de turbidez e DQO determinadas nos ensaios 48 a 53, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.**



**FIGURA 5.54** – Porcentagens de remoção de SST,  $P-PO_4^{3-}$ , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 43 a 53, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS (kg SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S.

Valores de  $D_{ar}$ : a) 35,7 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,028) e 26,4 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,023); b) 13,8 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,013), 21,0 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,020) e 28,5 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,028); c) 10,9 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,014), 16,9 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,019) e 22,7 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,026) e d) 8,5 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,015), 12,7 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,023) e 17,3 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,031).

Diante desses resultados é possível afirmar que a flotação realizada em unidade convencional, empregada na clarificação do liquor misto de tanque de aeração com problemas nas condições de biofloculação, foi capaz de fornecer resultados satisfatórios com o emprego de TAS em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a TS menor que  $200 \text{ kg}$  de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,020 ( $D_{ar}$  de 21,0 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente), para  $SST_{afl}$  em torno de 1400 mg/L. Resultados melhores e mais estáveis puderam ser obtidos com o

mesmo valor de TAS associado a TS de 160 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e D<sub>ar</sub> de 17,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, e a TS de 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e D<sub>ar</sub> de 13,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, para SST<sub>af</sub> inferior a 1100 mg/L.

**TABELA 5.28 – Residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 200 ± 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU).**

Ensaio	Data	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	TS kg SST/m <sup>2</sup> .dia	A/S X 1000	Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)			Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)		
					Amostras não filtradas			Amostras filtradas		
					EB	EU	EF	EB	EU	EF
43	4/10	198	225	22	7,5	8,4	4,2	4,6	6,2	0,4
44	5/10	204	256	27	7,0	10,2	1,5	3,8	8,8	0,7
45	28/9	204	219	12	8,8	35,2	2,8	4,7	13,0	1,3
46	24/9	200	209	19	6,9	16,7	1,3	4,2	11,2	0,3
47	25/9	201	200	27	7,9	24,9	1,4	4,3	11,4	0,2
48	23/9	201	160	13	6,8	26,6	4,4	3,6	11,8	0,3
49	21/9	198	175	18	7,7	22,7	2,5	3,7	14,7	1,2
50	23/9	202	173	25	6,8	26,6	1,6	3,6	11,8	0,3
51	27/9	197	113	14	9,3	30,6	7,3	5,0	10,0	1,4
52	14/9	202	110	22	7,4	57,5	2,9	4,3	16,3	1,7
53	15/9	198	112	29	7,5	56,3	2,6	4,3	15,9	1,3

### 5.9.3 Ensaios de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto de flotação sem placas, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de 160 ± 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia

Nas FIGURAS 5.55 e 5.56 são apresentados os resultados dos ensaios de flotação para investigação dos valores de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) em torno de 160 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, Taxas de Aplicação de Sólidos (TS) de aproximadamente 160 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e razão ar/sólidos na faixa de 0,021 a 0,029 (ver FIGURA 4.19, do capítulo Material e métodos). A FIGURA 5.57 apresenta comparação entre as concentrações residuais de turbidez e DQO atingidas nos ensaios de flotação com diferentes valores de A/S, para cada combinação de TAS e TS investigada. A FIGURA 5.58 apresenta as porcentagens de remoção de SST, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, turbidez e DQO determinadas nos ensaios de flotação realizados com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação TAS e TS investigada.

Na TABELA 5.29 são mostrados os cálculos dos valores de TAS, TS, A/S, razão de recirculação ( $R = Q_{rec}/Q_{flot}$ ), vazões afluente ( $Q_{afi}$ ), de flotação ( $Q_{flot}$ ), excedente ( $Q_{exc}$ ) e de recirculação ( $Q_{rec}$ ), e tempo de floculação, para as concentrações de SST presentes no afluente de cada ensaio.

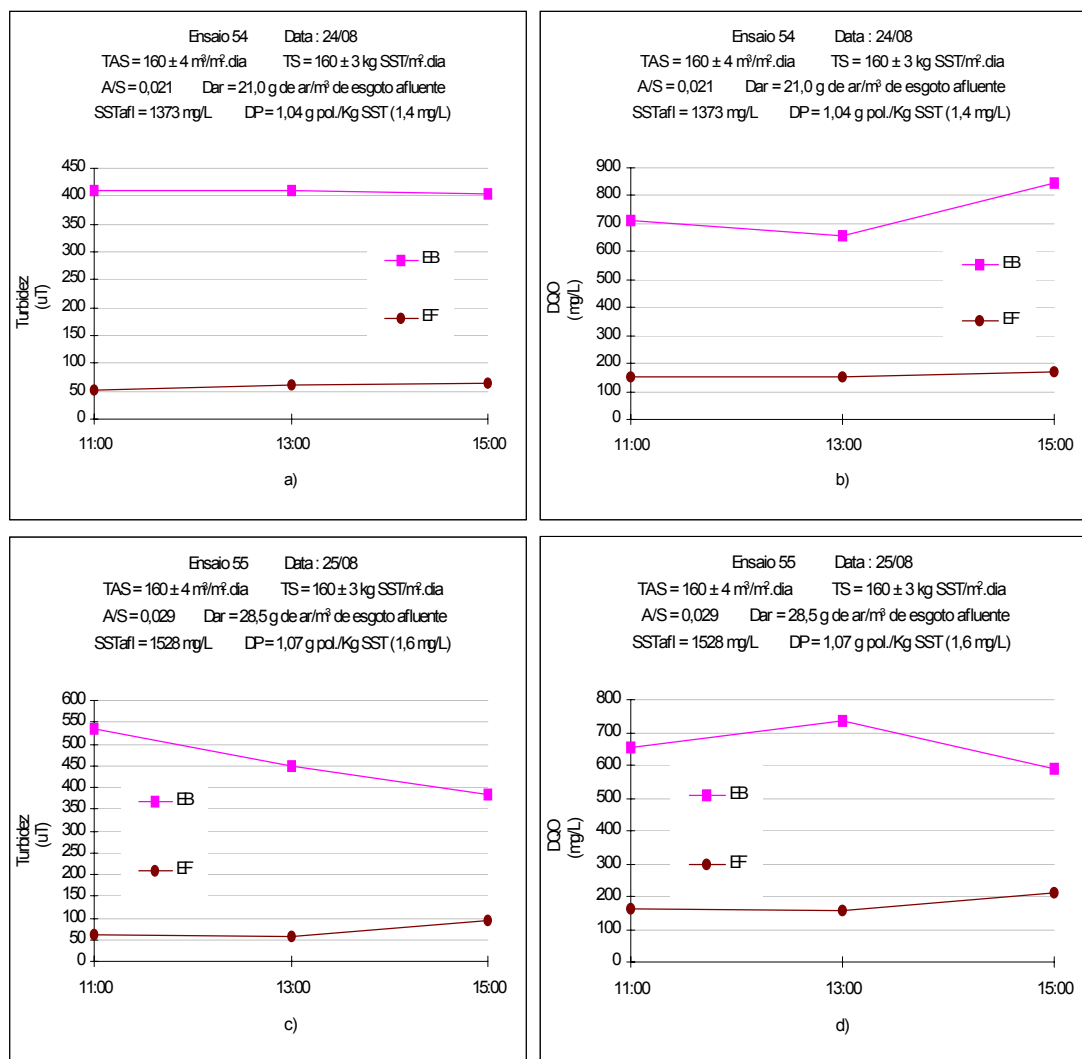
**TABELA 5.29 – SST<sub>afi</sub>, Q<sub>afi</sub>, Q<sub>flot</sub>, Q<sub>exc</sub> e Q<sub>rec</sub>, e tempos de floculação, para os ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de 160 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e diferentes valores de TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS *	TS **	A/S x 1000	R	SST (mg/L)	Q <sub>flot</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>rec</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>afi</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>exc</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Tf (min)
54	24/8	162	160	21	0,36	1373	7,3	2,7	11,5	4,2	5,0
55	25/8	157	157	29	0,56	1528	6,4	3,6	11,0	4,6	5,2
56	26/8	156	123	21	0,25	962	8,0	2,0	16,0	8,0	3,6
57	1/9	161	125	27	0,37	1074	7,3	2,7	15,0	7,7	3,8

\* TAS em (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. dia); \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia.

Nas FIGURAS 5.55, 5.57 a) e b) e 5.58 a) podem ser vistos os resultados dos ensaios 54 e 55, realizados com TAS de  $160 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $160 \pm 3$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia. No primeiro deles, para A/S em torno de 0,021 ( $D_{ar}$  de 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), nota-se que as concentrações residuais de turbidez e SST atingidas foram iguais às fornecidas pelo ensaio 49, realizado com TAS de  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $160 \pm 15$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e A/S de 0,019 (FIGURAS 5.50 c) e d)).

Quanto à remoção de DQO, observa-se que o ensaio 49 apresentou maior porcentagem de remoção (80% e 77%, para os ensaios 49 e 54, respectivamente); porém, a DQO residual também foi maior, com 171 mg/L e 158 mg/L, para os ensaios 49 e 54, respectivamente. No entanto, como ambos os residuais são elevados, conclui-se que não houve vantagem em se diminuir TAS para  $160 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, para esse valor de A/S. Além disso, a dosagem de ar empregada no ensaio 54 foi de 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, enquanto no ensaio 49 empregou-se 16,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, como mostra a TABELA 5.26. Apenas a remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> foi claramente maior no ensaio 54, com 76% de remoção e residual de 1,7 mg/L (ver TABELAS 5.28 e 5.30).



**FIGURA 5.55 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 54 e 55, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $160 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $160 \pm 3$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,021 e 0,029 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 5,0 min e c) e d) = 5,2 min.

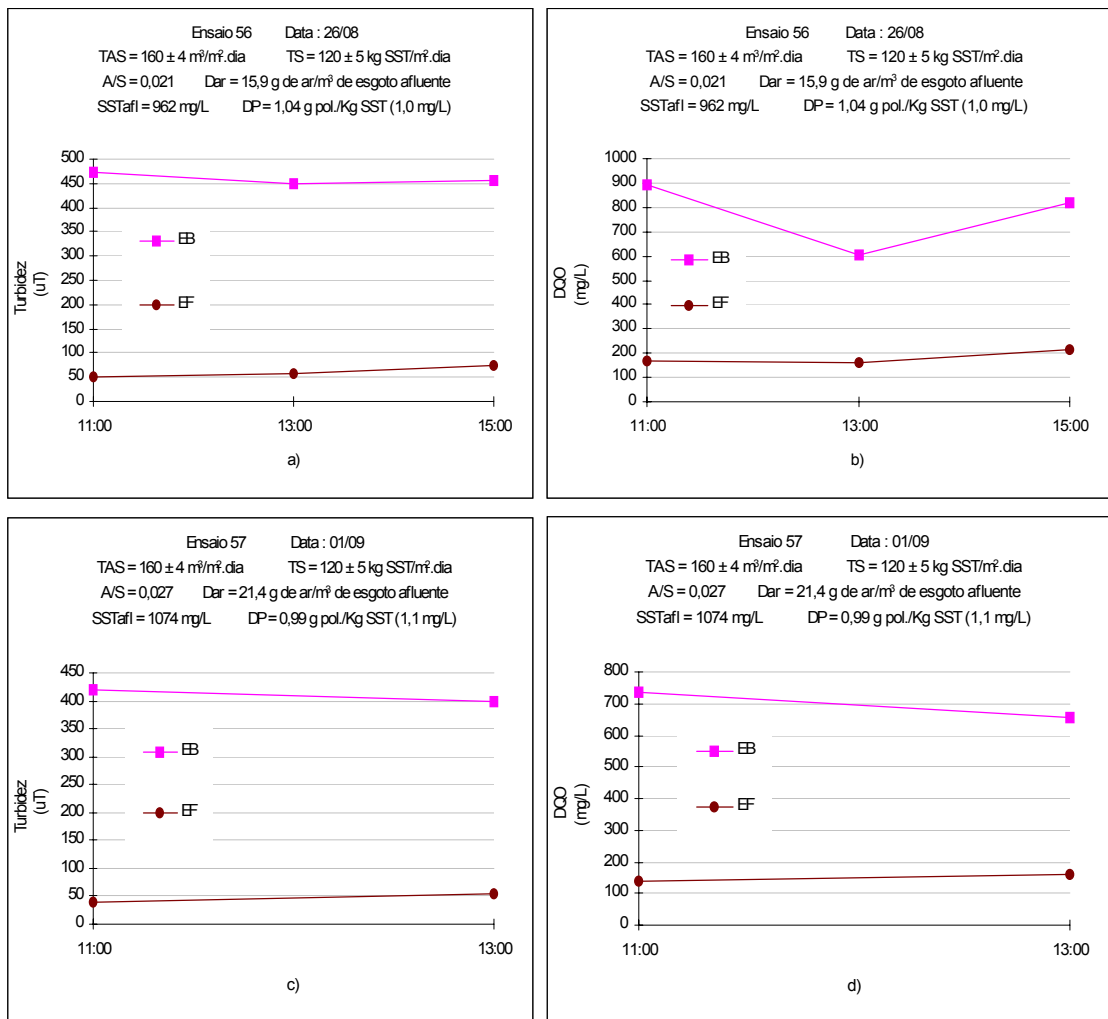
Valores de pH: a) e b) EF = 7,0, EB = 6,4 – 6,5, ED = 6,9 - 7,0; c) e d) EF = 6,8 – 6,9, EB = 6,4 – 6,6, ED = 6,9.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,9; c) e d) 3,6.

Uma singularidade que ocorreu no período de realização do ensaio 54 (24/08/04) foi a incorporação de chorume ao esgoto bruto, para que fosse tratado na ETE – Jardim das Flores. Esse chorume foi colocado em um tanque na estação elevatória e despejado aos poucos no esgoto bruto, no período de 17 a 24 de agosto. Apesar da DQO média do esgoto bruto ter aumentado para 852 mg/L nesse período, no dia 24/08, a DQO da amostra composta foi de apenas 691 mg/L. Durante todo o mês de setembro a média



de DQO do esgoto bruto foi excepcionalmente elevada, sendo de 855 mg/L no dia 21/09, data do ensaio 49, o que justifica o residual de DQO mais elevado que o do ensaio 54, apesar da percentagem de remoção também ter sido mais elevada.



**FIGURA 5.56 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 56 e 57, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 5 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,021 e 0,027 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 3,6 min e c) e d) = 3,8 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,8 – 6,9, EB = 6,3 – 7,0, ED = 6,8; c) e d) EF = 6,8 – 6,9, EB = 6,3 – 6,4, ED = 6,4 – 7,0.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 4,1; c) e d) 3,4.

Como mostram as FIGURAS 5.55 c) e d), 5.57 a) e b) e 5.58 a), o aumento de A/S para valor em torno de 0,029 ( $D_{ar}$  de 28,5 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluyente) não proporcionou vantagem ao processo, pois não houve aumento

na remoção dos parâmetros investigados, exceto P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, com eficiência de remoção de 82%, e residual de 1,3 mg/L (TABELA 5.30).

Observando-se as FIGURAS 5.56 a) e b), 5.57 c) e d) e 5.58 b), nota-se que a diminuição de TS para  $120 \pm 5$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, mantendo TAS em  $160 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (ensaios 56 e 57), não proporcionou melhora dos resultados quando foi empregado valor de A/S em torno de 0,021 (D<sub>ar</sub> de 15,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente). As concentrações residuais de turbidez, SST e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, atingidas no ensaio 56, foram superiores às obtidas no ensaio 54, com os mesmos valores de TAS e A/S associados à TS de 160 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, enquanto o residual de DQO foi apenas ligeiramente inferior, o que indica que não houve vantagem em utilizar-se o valor menor de TS.

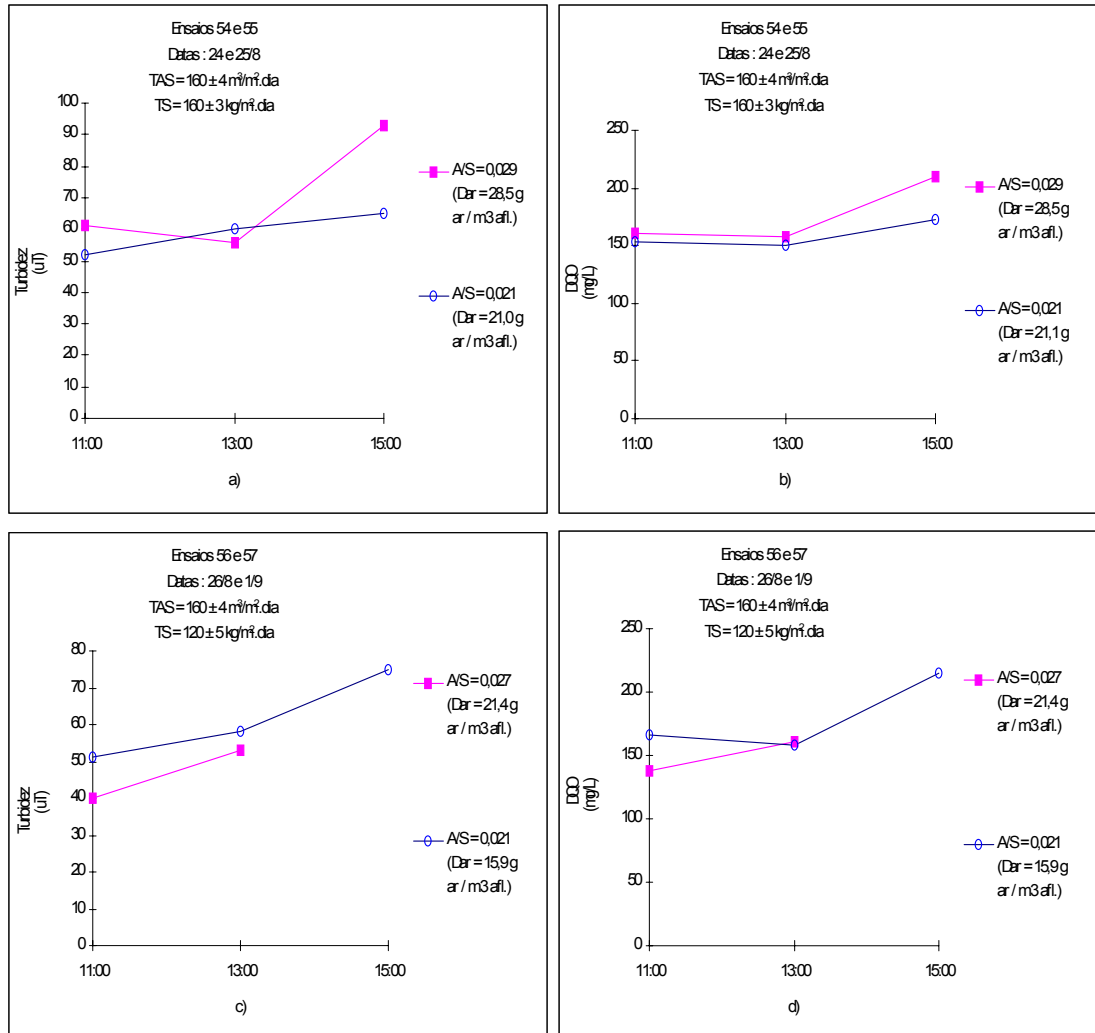
No entanto, observa-se na TABELA 5.26 que o ensaio 54, apesar de ser realizado com maior valor de TS, necessitou de D<sub>ar</sub> igual a 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente para fornecer os melhores resultados, enquanto o ensaio 56 foi realizado com D<sub>ar</sub> de 15,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente.

No ensaio 57, quando a quantidade de ar foi aumentada para valor de A/S em torno de 0,027 e D<sub>ar</sub> de 21,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (ver FIGURAS 5.56 c) e d), 5.57 c) e d) e 5.58 b) e TABELA 5.30), os resultados obtidos finalmente se mostraram melhores, com residuais efluentes médios de 47 uT de turbidez (remoção de 89%), 146 mg/L de DQO (81%), 58 mg/L de SST (95%) e 2,6 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (66%).

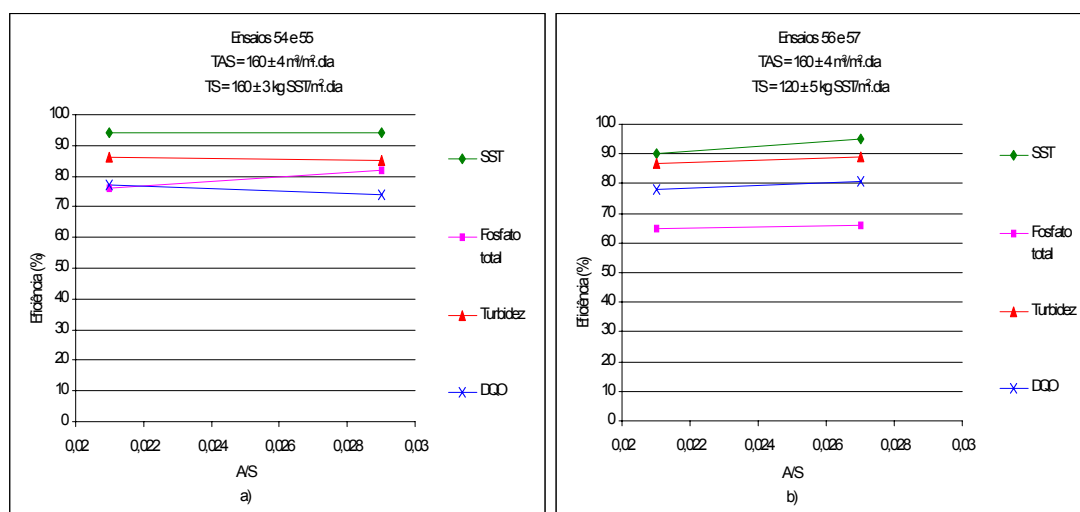
No entanto, nota-se que esse ensaio apresenta apenas dois pontos de coleta, pois houve escape de lodo no módulo dos decantadores que alimentava a unidade de flotação, arruinando o processo. Após a entrada de parcela tão grande de lodo no flotador, não havia como proceder a recuperação do ensaio; a solução seria esvaziar a unidade piloto, enchê-la novamente após a recuperação dos decantadores (o que demoraria algumas horas), e recomeçar o processo do início.

O prosseguimento da operação, conforme foi feito no ensaio 25 (13/07/04), deixaria dúvidas, no caso da obtenção de maus resultados após a recuperação do afluente, se estes seriam decorrentes do excesso de sólidos provenientes dos decantadores, ou se, após determinado tempo de

operação, o mau desempenho da flotação inevitavelmente ocorreria, causado pela combinação inadequada de TAS, TS e A/S.



**FIGURA 5.57** – Residuais de turbidez e DCO determinados nos ensaios 54 a 57, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS ( $\text{kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S.



**FIGURA 5.58 – Porcentagens de remoção de SST, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 54 a 57, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de 160 ± 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.**

Valores de D<sub>ar</sub>: a) 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,021) e 28,5 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,029); b) 15,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,021) e 21,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S de 0,027).

Diante desses resultados é possível afirmar que TAS em torno de 160 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, aplicada na FAD convencional para clarificação do liquor misto de tanque de aeração com más características de biofloculação, proporcionou resultados satisfatórios apenas quando associada a TS de 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e D<sub>ar</sub> de 21,4 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, para SST<sub>af</sub> menor que 1100 mg/L.

**TABELA 5.30 – Residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 160 ± 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU).**

Ensaio	Data	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	TS kg SST/m <sup>2</sup> .dia	A/S X 1000	Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) Amostras não filtradas			Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) Amostras filtradas		
					EB	EU	EF	EB	EU	EF
54	24/8	162	160	20	7,0	48,2	1,7	4,2	9,3	0,5
55	25/8	157	157	27	6,9	45,7	1,3	4,3	5,9	0,2
56	26/8	156	123	19	6,7	47,4	2,3	4,1	8,3	1,2
57	1/9	161	125	26	7,5	40,2	2,6	4,8	10,4	1,8
52	14/9	202	110	22	7,4	57,5	2,9	4,3	16,3	1,7
53	15/9	198	112	29	7,5	56,3	2,6	4,3	15,9	1,3

#### 5.9.4 Ensaio de flotação do efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, com emprego de unidade piloto de flotação sem placas, operando com Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$

Nas FIGURAS 5.59 a 5.61 podem ser vistos os resultados dos ensaios de flotação realizados para investigação dos valores de Taxa de Aplicação Superficial (TAS) em torno de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , Taxa de Aplicação de Sólidos (TS) de aproximadamente  $160 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  a  $100 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e razão ar/sólidos na faixa de 0,018 a 0,039 (ver FIGURA 4.19, no capítulo Material e métodos). A FIGURA 5.62 apresenta comparações entre as concentrações residuais de turbidez e DQO atingidas nos ensaios de flotação com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação de TAS e TS investigada. A FIGURA 5.63 apresenta as porcentagens de remoção de SST,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , turbidez e DQO atingidas nos ensaios de flotação realizados com os diferentes valores de A/S empregados para cada combinação TAS e TS investigada.

Na TABELA 5.31 são mostrados os cálculos dos valores de TAS, TS, A/S, razão de recirculação ( $R = Q_{\text{rec}}/Q_{\text{flot}}$ ), vazões afluente ( $Q_{\text{afl}}$ ), de flotação ( $Q_{\text{flot}}$ ), excedente ( $Q_{\text{exc}}$ ) e de recirculação ( $Q_{\text{rec}}$ ), e tempo de floculação, para as concentrações de SST presentes no afluente de cada ensaio.

**TABELA 5.31 – SST<sub>afl</sub>, Q<sub>afl</sub>, Q<sub>flot</sub>, Q<sub>exc</sub> e Q<sub>rec</sub>, e tempos de floculação, para os ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados com TAS em torno de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e diferentes valores de TS e A/S.**

Ensaio	Data	TAS *	TS **	A/S x 1000	R	SST (mg/L)	Q <sub>flot</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>rec</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>afl</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>exc</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Tf (min)
58	16/9	119	158	21	0,55	2062	4,8	2,7	8,0	3,2	7,2
59	18/9	118	169	27	0,91	2723	3,9	3,6	6,5	2,6	8,9
60	28/8	119	139	18	0,36	1579	5,5	2,0	11,5	6,0	5,0
61	30/8	123	122	21	0,36	1383	5,5	2,0	11,5	6,0	5,0
62	17/8	119	99	35	0,58	1344	4,6	2,7	8,0	3,4	7,2
63	18/8	107	107	39	1,03	1966	3,4	3,3	6,5	3,1	8,9

\* TAS em ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ); \*\* TS em  $\text{kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ .

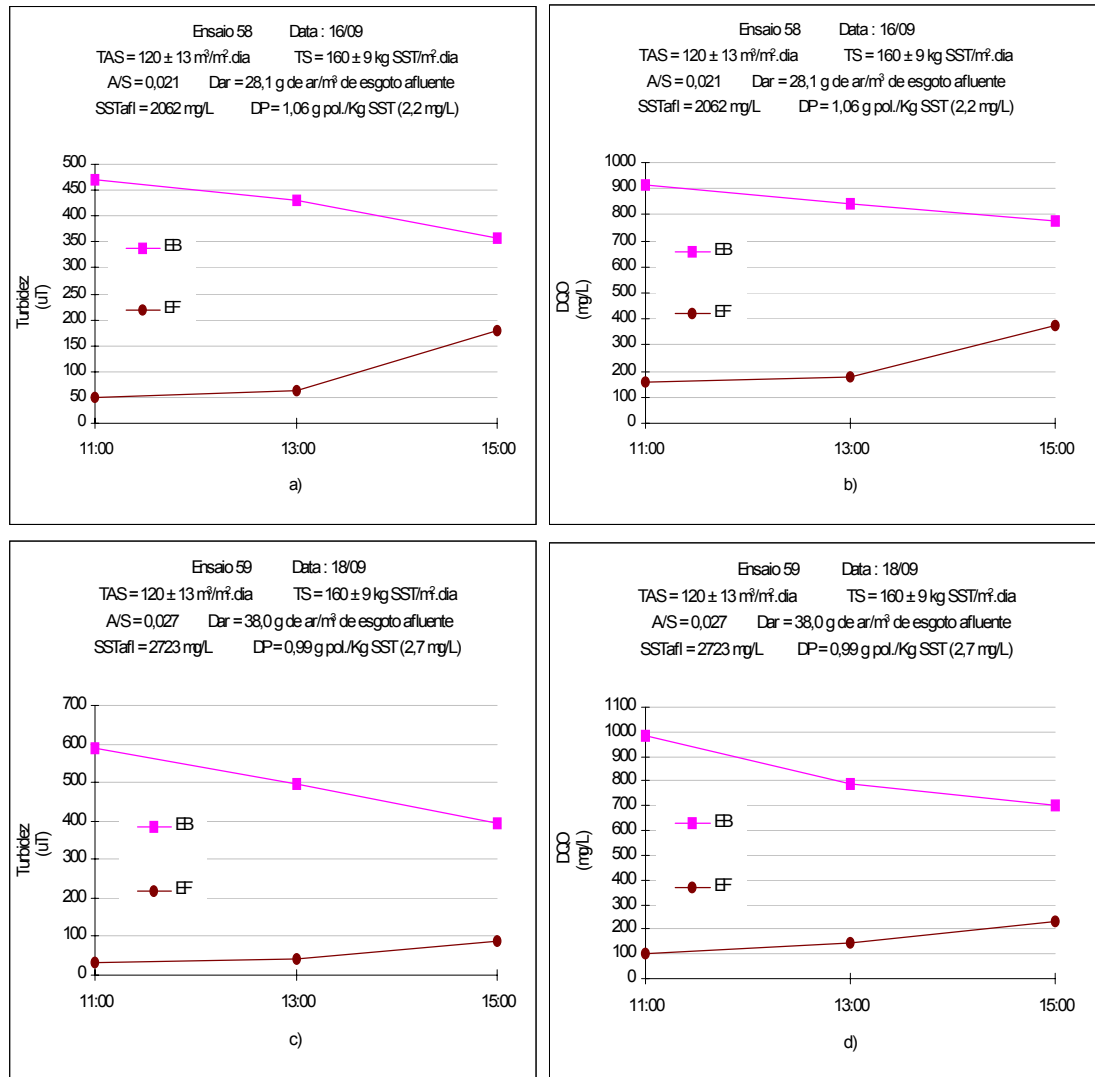
As FIGURAS 5.59, 5.62 a) e b) e 5.63 a) apresentam os resultados dos ensaios 58 e 59, onde foi investigado o emprego de TAS de  $120 \pm 2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  em associação a TS de  $160 \pm 9 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ . Observa-se

que a qualidade do efluente não se manteve até o final dos dois ensaios, apesar das elevadas dosagens de ar empregadas em ambos (A/S em torno de 0,021 e 0,027, com  $D_{ar}$  de 28,1 e 38,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, para os ensaios 58 e 59, respectivamente).

O ensaio 59, realizado com A/S em torno de 0,027, apresentou remoções razoáveis de todos os parâmetros analisados, principalmente de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (86%, residual de 1,2 mg/L), conforme mostram a FIGURA 5.63 a) e a TABELA 5.32; porém, após seis horas de operação, a turbidez residual era de 90 uT. Somado a esta instabilidade, havia o fato de ser um ensaio dispendioso em termos do consumo de energia, pois foi realizado com razão de recirculação de 0,92 ( $D_{ar}$  de 38 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente).

A perda de eficiência após seis horas de operação, ocorrida nos ensaios 58 e 59, ambos realizados com baixos valores de TAS e TS, pode ter sido acarretada, talvez, pelas condições ruins de biofloculação do liquor misto do tanque de aeração (problema comum a todos os ensaios realizados em setembro/04), ou ainda devido à baixa altura da zona de acumulação de lodo da unidade de FAD utilizada no estudo, conforme será comentado com mais propriedade no item 6. Esse fato pode ter causado o arraste de flocos acumulados na “manta de flocos”, possivelmente expandida devido à já mencionada má qualidade do afluente vindo do tanque de aeração. Além disso, conforme especulação anteriormente feita a partir dos resultados dos ensaios 19 e 20, o escape de partículas em suspensão juntamente com o efluente pode ter sido acentuado pelo emprego de dosagens de ar muito elevadas ( $D_{ar}$  de 28,1 e 38,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, para os ensaios 58 e 59, respectivamente), que podem ter provocado o aumento da taxa de aglutinação de bolhas, com conseqüente prejuízo na taxa de colisão e formação de agregados microbolhas/flocos.

É importante atentar para o fato de que no caso do ensaio 59 ocorreu situação inversa à dos ensaios com baixa concentração de SST<sub>af1</sub>, nos quais é comum ocorrer subdimensionamento da dosagem de ar por esta ser estimada (antes do ensaio) tomando por base o parâmetro A/S (ensaios 9 e 12, por exemplo).

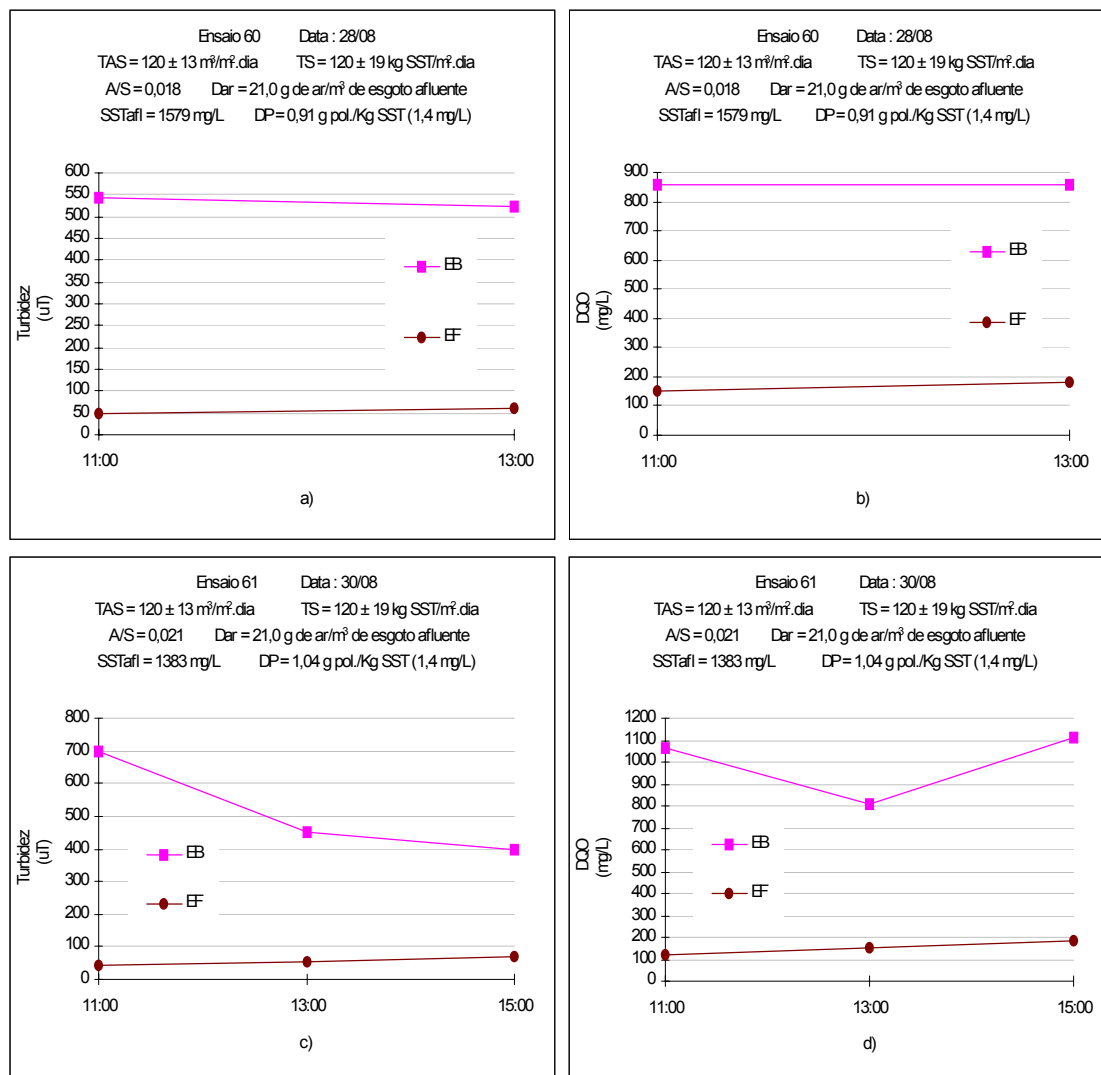


**FIGURA 5.59 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 58 e 59, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 9 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,021 e 0,027 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 7,2 min e c) e d) = 8,9 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,9, EB = 6,3 – 6,4, ED = 6,8 – 6,9; c) e d) EF = 6,7 – 6,9, EB = 6,3 – 6,4, ED = 6,8 – 6,9.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 4,1; c) e d) 4,9.



**FIGURA 5.60 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 60 e 61, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 19 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,018 (com cal) e 0,0210 (sem cal) (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a), b), c) e d) = 5,0 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 6,9, EB = 6,4 – 7,6, ED = 6,9; c) e d) EF = 6,9, EB = 6,4 – 6,5, ED = 6,9 – 7,0.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) = 3,8; c) e d) 3,8.

No ensaio 59, onde foi empregado SST<sub>afl</sub> de 2723 mg/L, A/S em torno de 0,027 resultou em  $D_{ar}$  de  $38,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente, valor bastante elevado. Assim nota-se a importância do parâmetro  $D_{ar}$  para as situações em que se tenham suspensões mais diluídas (SST<sub>afl</sub> menor que aproximadamente 1100 mg/L no presente estudo). No caso de suspensões mais concentradas, a razão A/S passa a ser o parâmetro mais significativo



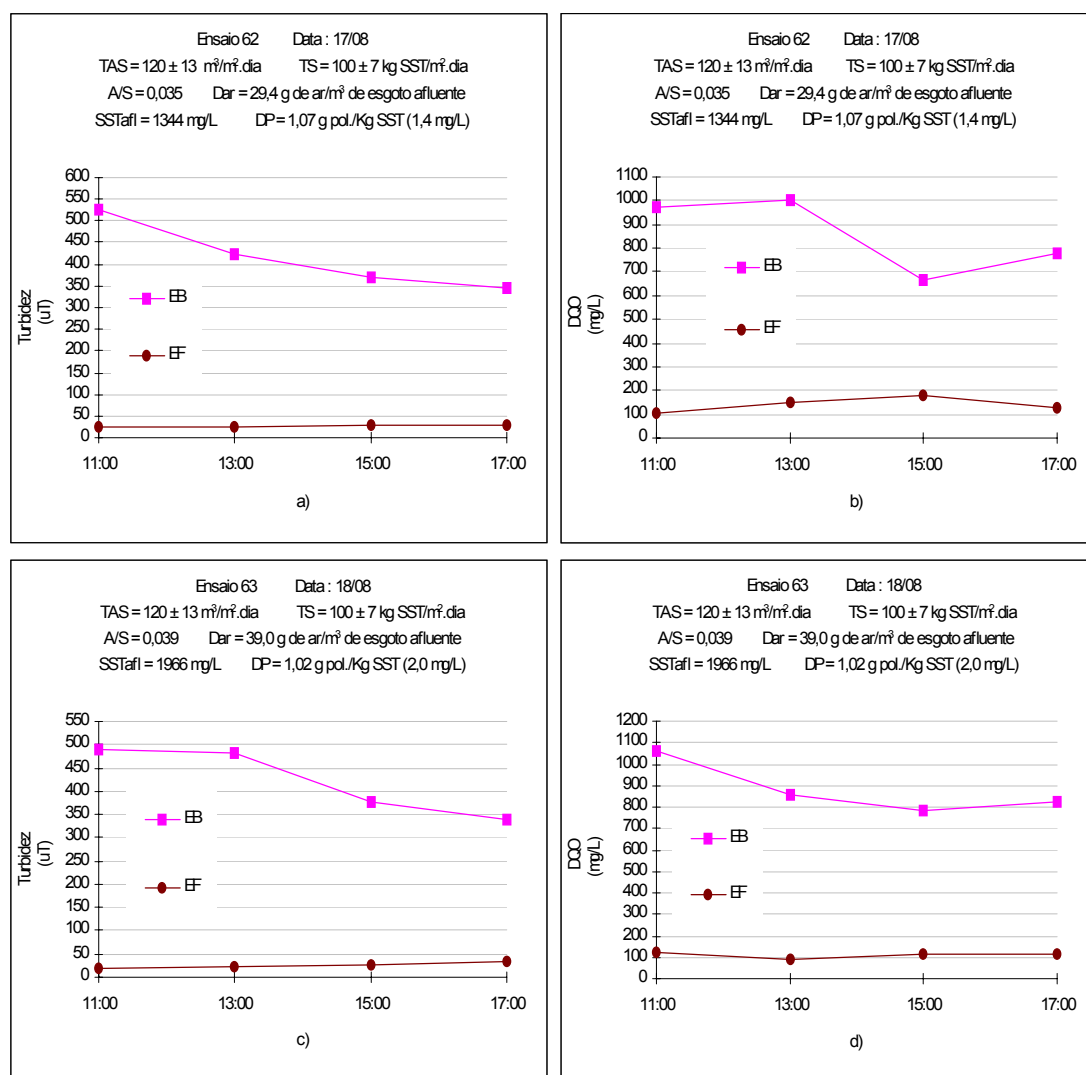
para o processo de flotação, no que concerne à quantidade de microbolhas de ar fornecida ao processo.

No caso de suspensões concentradas, o parâmetro A/S se torna representativo, pois a quantidade de ar a ser fornecida ao processo é calculada com base na concentração de sólidos e, como estes estão presentes em grande quantidade, pode-se inferir que quase todas as bolhas serão “capturadas” pelos flocos. Quando se utiliza a razão A/S para suspensões diluídas, a quantidade de ar, calculada com base na concentração de sólidos, que nesse caso estão presentes em pequena quantidade, estará dispersa (na forma de microbolhas de ar) em uma grande quantidade de água. Assim, as chances de colisão entre as bolhas e os flocos serão menores, resultando em baixa eficiência da flotação. Dessa forma, como já foi dito, vê-se que a razão A/S não é representativa para a flotação em condições de baixo  $SST_{\text{af}}$ , nas quais é mais interessante o emprego do parâmetro  $D_{\text{ar}}$ , utilizado na flotação de águas para abastecimento, o qual informa indiretamente a concentração média de microbolhas introduzidas no flotador, independente da concentração de SST, fornecendo melhores informações a respeito da taxa de colisões entre microbolhas e flocos para suspensões diluídas.

As FIGURAS 5.60, 5.62 c) e d) e 5.63 b) mostram os resultados dos ensaios 60 e 61, realizados com TS de  $120 \pm 19$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,018 e 0,021 ( $D_{\text{ar}}$  de 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente para ambos), para TAS de  $120 \pm 13$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. No primeiro deles adicionavam-se quatro sacos de cal por dia ao esgoto bruto, enquanto no segundo, o produto não foi adicionado, para avaliar seu efeito no processo de flotação. Pode-se observar que não houve grande diferença entre os resultados obtidos nas duas situações. As concentrações residuais e porcentagens de remoção apresentados pelos ensaios 60 e 61, respectivamente, foram os seguintes: turbidez, 56 uT (90%); DQO, 148 mg/L (81%); SST, 85 mg/L (95%) e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 1,3 mg/L (84%) e turbidez, 56 uT (89%); DQO, 168 mg/L (82%); SST, 84 mg/L (94%) e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 2,0 mg/L (77%). Nota-se, inclusive, que as

remoções foram ligeiramente superiores no ensaio realizado com aplicação de cal, principalmente quanto ao  $P-PO_4^{3-}$  (ver FIGURA 5.63 b)).

Observa-se também na FIGURA 5.60, que a unidade de flotação apresentou resultados superiores aos do sistema de decantação laminar existente na ETE, tanto em termos de remoção de turbidez quanto de DQO.



**FIGURA 5.61 – Residuais de turbidez e DQO determinados nos ensaios 62 e 63, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $120 \pm 13$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $100 \pm 7$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,035 e 0,039 (EF). Também são indicados os valores de turbidez e DQO no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: a) e b) = 7,2 min e c) e d) = 8,9 min.

Valores de pH: a) e b) EF = 7,0, EB = 6,5 – 6,6, ED = 7,0; c) e d) EF = 6,9 – 7,0, EB = 6,4 – 6,6, ED = 6,8 – 6,9.

Teor de sólidos no lodo (%): a) e b) 3,9; c) e d) 4,4.

Os ensaios 62 e 63, realizados com TAS de  $120 \pm 13$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $100 \pm 7$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia apresentaram resultados muito bons,

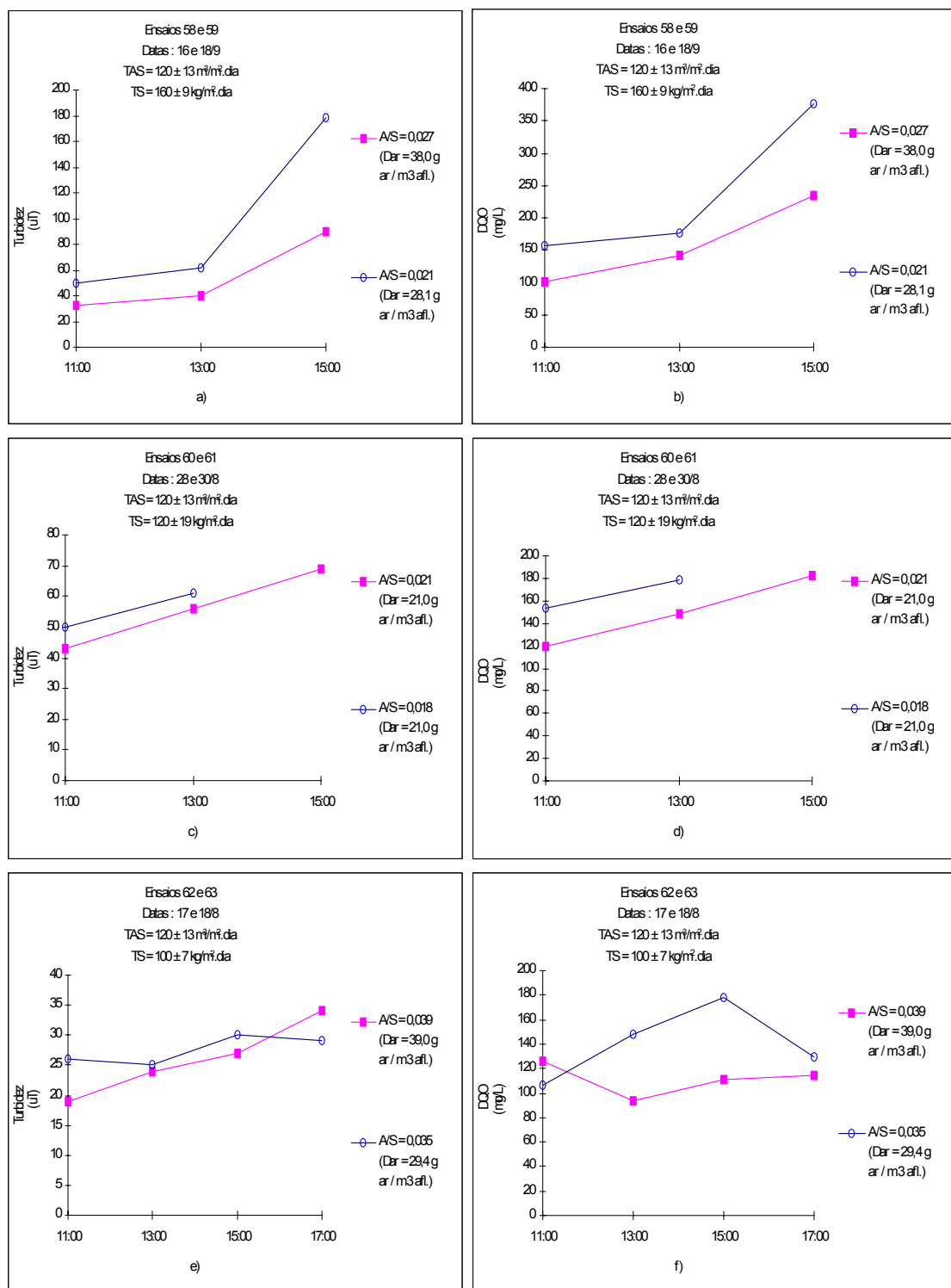
principalmente quanto à remoção de turbidez e SST, porém deve-se considerar que, além dos baixos valores de taxas utilizados, as quantidades de ar empregadas nesses ensaios foram bastante elevadas (A/S de 0,035 e 0,039,  $D_{ar}$  de 29,4 e 39,0 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, R de 0,58 e 1,03, respectivamente), o que pode tornar o processo pouco atraente em termos de economia de energia e de área.

As FIGURAS 5.61, 5.62 e) e f) e 5.63 c) e a TABELA 5.32 mostram as concentrações residuais e porcentagens de remoção atingidas nos ensaios 62 e 63, respectivamente: turbidez, 28 uT (93%); DQO, 124 mg/L (87%); SST, 41 mg/L (93%) e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 1,4 mg/L (81%) e turbidez, 26 uT (94%); DQO, 111 mg/L (88%); SST, 43 mg/L (95%) e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 1,4 mg/L (82%).

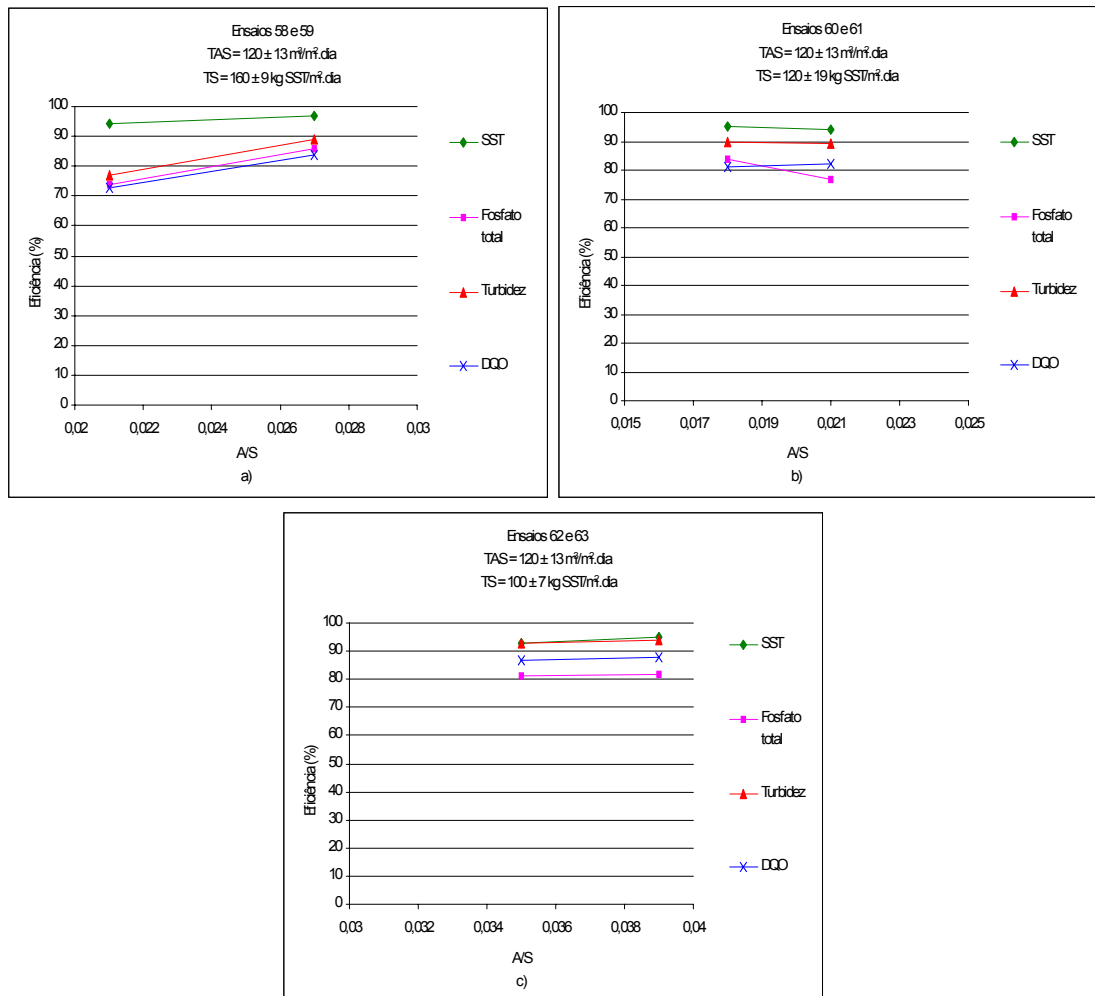
É interessante lembrar que nas datas de realização desses ensaios a ETE – Jardim das Flores estava recebendo dosagem regular de chorume proveniente de aterro sanitário municipal. Esse chorume era dosado junto à entrada da ETE, no esgoto bruto. Apesar de terem sido obtidas boas porcentagens de remoção de DQO nesses ensaios (87% e 88%), os residuais ainda se mostraram relativamente elevados, devido à alta concentração de DQO apresentada pelo esgoto bruto (944 mg/L e 922 mg/L). No período em que foi adicionado o chorume, a DQO média do esgoto bruto foi de 852 mg/L; antes disso apresentava média de 634 mg/L.

**TABELA 5.32 – Residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> determinados nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação sem placas, para TAS de 120 ± 13 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS e A/S. Também são indicados os residuais de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU).**

Ensaio	Data	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	TS kg SST/m <sup>2</sup> .dia	A/S X 1000	Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) Amostras não filtradas			Residual de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) Amostras filtradas		
					EB	EU	EF	EB	EU	EF
58	16/9	119	158	20	7,3	54,9	1,9	4,3	16,9	1,3
59	18/9	118	169	25	8,4	69,3	1,2	4,4	18,1	n.d.
60	28/8	119	139	17	8,0	34,8	1,3	4,6	5,8	0,5
61	30/8	123	122	20	8,5	38,1	2,0	5,5	7,4	0,8
62	17/8	119	99	33	7,2	39,3	1,4	4,1	8,8	0,9
63	18/8	107	107	38	7,9	29,6	1,4	3,9	8,2	0,7



**FIGURA 5.62 – Residuais de turbidez e DCO determinados nos ensaios 58 a 63, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS de  $120 \pm 13$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregando diferentes valores de TS (kg SST/m<sup>2</sup>.dia) e A/S.**



**FIGURA 5.63 – Porcentagens de remoção de SST,  $P-PO_4^{3-}$ , turbidez e DQO, determinadas nos ensaios 58 a 63, realizados com a unidade piloto de flotação de alta taxa, para TAS em torno de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , empregando diferentes valores de TS ( $\text{kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ) e A/S.**

Valores de  $D_{ar}$ : a)  $28,1 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,021) e  $38,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,027); b)  $21,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,018) e  $29,4 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,021) e c)  $29,4 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,035) e  $39,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S de 0,039).

Diante desses resultados é possível afirmar que o emprego de TAS em torno de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  em unidade de flotação convencional, para clarificação do liquor misto de tanque de aeração apresentando más condições de biofloculação, não foi vantajoso, pois proporcionou resultados superiores aos fornecidos por TAS de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $160 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  apenas quando associada a TS em torno de  $100 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e A/S em torno de 0,035.

**TABELA 5.33 – Residuais de turbidez, DQO, SST e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> obtidos nos ensaios de flotação com a unidade de FAD convencional, empregando as condições que forneceram os desempenhos mais satisfatórios.**

TAS *	TS **	D <sub>ar</sub> ***	A/S X 1000	SST <sub>af</sub> (mg/L)	Condições do liquor misto ****	Turbidez (uT)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
200	< 200	21	20	1400	pobres	52	114 (86%)	83	1,3 (81%)
200	160	17	-	< 1100	pobres	59	171 (80%)	86	2,5 (68%)
200	120	13	-	< 1100	pobres	62	163 (77%)	76	2,9 (60%)

\* TAS em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia; \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia; \*\*\* Dar em g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente.  
\*\*\*\* condições de biofloculação do afluente à flotação.

### 5.9.5 Comparação entre os resultados obtidos com a operação da unidade piloto de flotação sem placas, com diferentes valores de TAS, TS e quantidade de ar fornecido à flotação

Avaliando os resultados obtidos na terceira etapa do trabalho, torna-se difícil determinar com precisão qual a combinação de taxas e quantidade de ar que proporcionou o melhor desempenho da flotação. Convém lembrar que, nesse período, excetuando-se os ensaios 43 e 44, realizados em outubro, por mais que o processo se mostrasse estável, os resultados não eram condizentes com o que se esperava obter - para os mesmos valores de TAS, TS e A/S - se a ETE estivesse operando em condições normais. Diante dos problemas na biofloculação do liquor misto do tanque de aeração, comprovados também pelas características ruins do efluente dos decantadores da ETE, os residuais de todos os parâmetros investigados nos ensaios dessa etapa se mostraram elevados.

Nos ensaios 43 e 44, onde se utilizou TAS de  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e TS de  $250 \pm 25$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia, foram obtidos bons resultados apenas quando foi empregado A/S de 0,028 (D<sub>ar</sub> de 35,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente), o que resulta em configuração dispendiosa em termos de consumo de energia, pois envolveu a aplicação de razão de recirculação bastante elevada (R de 0,82).

No emprego de TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $200 \pm 19 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , nenhum dos ensaios proporcionou estabilidade ao processo, ou seja, a qualidade do efluente produzido não se mantinha no decorrer do ensaio. No entanto, no ensaio 46, para A/S em torno de 0,020 e  $D_{\text{ar}}$  de 21,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente (para  $\text{SST}_{\text{afi}}$  em torno de 1400 mg/L), o residual de turbidez alcançado no final do ensaio era de 70 uT, valor dentro da média apresentada pelos ensaios realizados nesse período de instabilidade operacional da ETE. É possível que esses valores mais elevados de TAS e TS requeiram a utilização de unidades de flotação com maior altura, conforme será discutido no item 6.

Com a diminuição de TS para  $160 \pm 15 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  (ensaio 49), foram obtidos resultados semelhantes aos do ensaio 46, com maior estabilidade do processo e para menor dosagem de ar ( $D_{\text{ar}}$  de 16,9 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente).

Dos ensaios realizados com TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , os resultados mais satisfatórios foram obtidos com TS de  $120 \pm 10 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , para  $D_{\text{ar}}$  de 12,7 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente.

A diminuição de TAS para  $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  não trouxe vantagem ao processo. Resultados semelhantes e até superiores puderam ser obtidos com o emprego de TAS de  $200 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ .

O emprego de TS de  $100 \pm 7 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a TAS de  $120 \pm 13 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , apresentou resultados bastante satisfatórios, para A/S entre 0,035 e 0,039 ( $D_{\text{ar}}$  de 29,4 e 39,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente, R de 0,36 e 0,50). Porém deve-se considerar que nesses ensaios as taxas empregadas foram muito baixas e as quantidades de ar bastante elevadas, não tendo sido realizados ensaios com menores valores de A/S, infelizmente.

Diante dos resultados obtidos nos ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados com unidade de flotação por ar dissolvido convencional, e considerando os problemas operacionais existentes na ETE – Jardim das Flores que levaram às condições ruins de biofloculação apresentadas pelo liquor misto do tanque de aeração (afluente à flotação) nesse período, foi possível elaborar as seguintes recomendações: para TAS de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ,

é possível empregar TS de até 200 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, mediante o fornecimento de quantidade adequada de ar, ou seja, A/S em torno de 0,020 (que resultou em valor de D<sub>ar</sub> em torno de 21,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente), para SST<sub>afl</sub> em torno de 1400 mg/L. Resultados mais estáveis puderam ser obtidos mantendo TAS em 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e diminuindo TS para 160 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, com emprego de D<sub>ar</sub> em torno de 17,0 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente, para SST<sub>afl</sub> menor que 1100 mg/L.

Vale salientar que essas recomendações são de certa forma conservadoras, devido às más condições em que a ETE - Jardim das Flores se encontrava durante a realização da terceira etapa de ensaios.

#### **5.9.6 Avaliação da estabilidade da flotação, realizada em unidade piloto de FAD convencional, em perfis de 24 horas**

A TABELA 5.34 apresenta os parâmetros empregados nos ensaios de flotação com duração de 24 horas, realizados com unidade de FAD convencional (ensaios 64 e 65), bem como um resumo dos resultados obtidos.

No primeiro perfil (ensaio 64) optou-se pela repetição do ensaio 52, realizado em 14/09/04, quando foram empregados TAS de  $200 \pm 4$  m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de  $120 \pm 10$  kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e D<sub>ar</sub> em torno de 12,7 g de ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente (A/S em torno de 0,023). Essa condição foi escolhida por se tratar do valor mais elevado de TAS empregado na terceira etapa do trabalho, e por ter fornecido os resultados mais estáveis durante a operação, quando comparado aos obtidos com TS de  $200 \pm 19$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia e  $160 \pm 15$  kg SST/m<sup>2</sup>.dia.



**TABELA 5.34 – Resumo dos resultados obtidos com a operação da unidade piloto sem placas, alimentada com o efluente do tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores, durante os perfis de 24 horas.**

Ensaio	Data	TAS (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> . dia)	TS (kg SST/ m <sup>2</sup> . dia)	A/S x 1000	R Q <sub>rec</sub> / Q <sub>flot</sub>	D <sub>ar</sub> (g de ar/m <sup>3</sup> de afl.)	Estabilidade (ausência de traspasse)	SST aprox. no TA (mg/L)	SST no afluen te à FAD (mg/L)	SST residual do efluente da FAD (mg/L)	SST residual (mg/L) do efluente do decan tador	Condição de bioflo culação no TA **	V (cm/s)	P <sub>sat</sub> ± 0,5 (kPa)	DP (g de pol./Kg SST)	Tf (min)
64	14/10	202	115	22	0,19	12,7	sim (boa)	4700	686	66	23	+++	0,49	5,0	1,09	3,6
64	**** 15/10	202	115	22	0,19	12,7	não (trasp. em 8 horas)	4700	686	23* / 92**	23	+++	0,39	5,0	1,09 + DCF= 60mg/L	3,6 / 14,4 ***
65	26e 27/10	159	140	18	0,25	15,9	sim (boa)	4700	1095	45	49	++	0,39	5,0	0,91	3,6

\* sem amostra das 17:00h

\*\* com amostra das 17:00h

\*\*\* para o polímero Tf = 3,6 min. e para o cloreto férrico Tf = 14,4 min.

\*\*\*\* ensaio apenas com emprego de polímero – das 13:00h do dia 14/10 às 09:00h do dia 15/10

ensaio com emprego de polímero + cloreto férrico – das 09:00h às 17:00h do dia 15/10

Obs.: os ensaios 64 e 65 foram realizados com a presença do dispositivo anti-vórtice na câmara de saturação.

Na TABELA 5.35 são mostrados os cálculos dos valores de TAS, TS, A/S, razão de recirculação ( $R = Q_{rec}/Q_{flot}$ ), vazões afluente ( $Q_{afi}$ ), de flotação ( $Q_{flot}$ ), excedente ( $Q_{exc}$ ) e de recirculação ( $Q_{rec}$ ), e tempo de floculação, para as concentrações de SST presentes no afluente de cada ensaio.

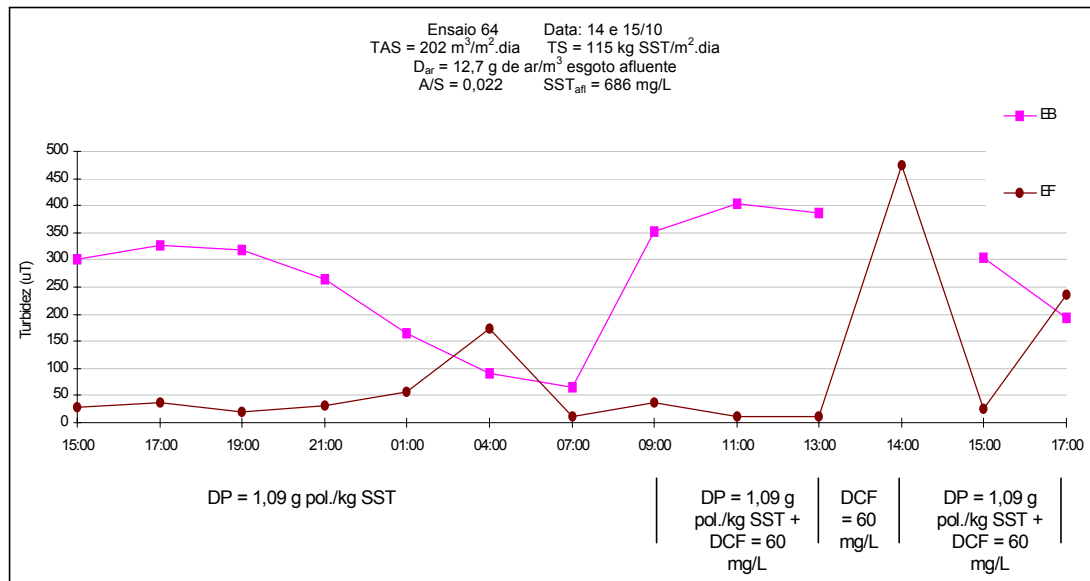
**TABELA 5.35 – SST<sub>afi</sub>, Q<sub>afi</sub>, Q<sub>flot</sub>, Q<sub>exc</sub> e Q<sub>rec</sub>, e tempos de floculação, para os perfis de 24 horas.**

Ensaio	Data	TAS *	TS **	A/S x 1000	R	SST (mg/L)	Q <sub>flot</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>rec</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>afi</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Q <sub>exc</sub> (m <sup>3</sup> /h)	Tf (min)
64	14 e 15/10	202	115	22	0,19	686	10,5	2,0	16,0	5,5	Polímero = 3,6 Cloreto = 14,4
65	26 e 27/10	159	140	18	0,25	1095	8,0	2,0	14,5	6,5	3,6

\* TAS em (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. dia); \*\* TS em kg de SST/m<sup>2</sup>.dia.

As FIGURAS 5.64 e 5.65 apresentam as concentrações residuais de turbidez e DQO, correspondentes a amostras do efluente flotado, realizadas ao longo do ensaio 64. Nas figuras também são mostradas as concentrações residuais de turbidez e DQO do efluente dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, bem como os valores correspondentes às amostras de esgoto bruto.

Durante o ensaio 64, realizado com TAS de 202 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 115 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e D<sub>ar</sub> de 12,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S em torno de 0,022), das treze horas do dia 14/10/04 às nove horas do dia 15/10/04, foi utilizado apenas o polímero sintético catiônico como auxiliar de floculação/flotação (DP de 1,09 g pol./kg SST). Observando-se as FIGURAS 5.64 e 5.65, nota-se que, com essa configuração, os resultados obtidos foram muito bons, principalmente das quinze às vinte e uma horas, com turbidez média no efluente de 29 uT. Porém, à uma hora, a turbidez havia aumentado para 57 uT, atingindo às quatro horas um pico de 173 uT. No entanto, sem qualquer alteração das condições do ensaio, uma recuperação produziu às sete horas, efluente com turbidez residual de 11 uT, considerada excelente.



**FIGURA 5.64 – Residuais de turbidez determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de 202 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 115 kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,022. Também são indicados os valores de turbidez no esgoto bruto (EB).**

Tempos de floculação: polímero = 3,6 min.. e cloreto férrico = 14,4 min.

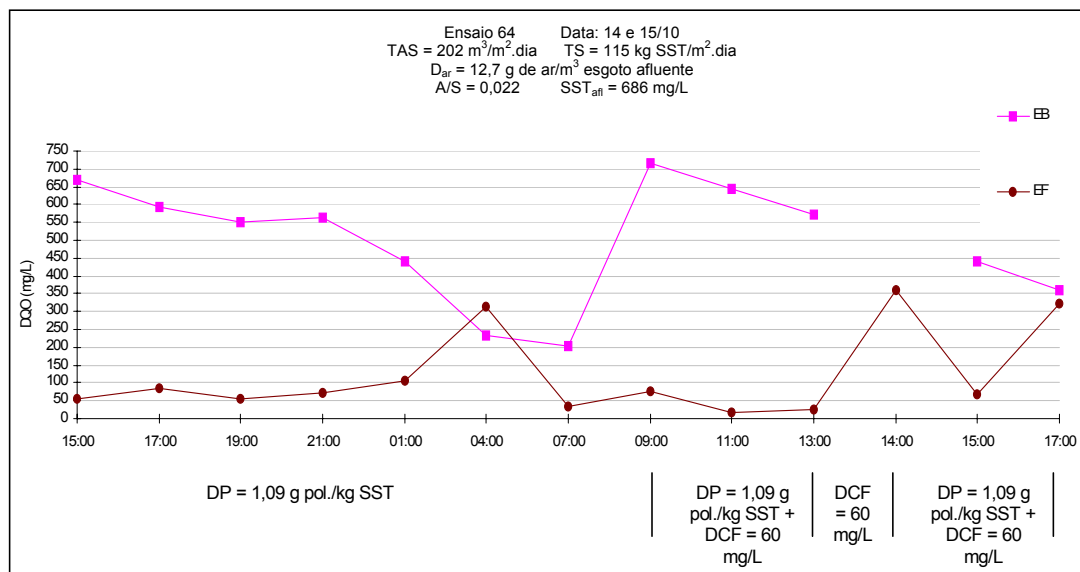
Valores de pH: EF = 7,2 (apenas polímero), 6,5 – 6,6 (cloreto férrico + polímero), EB = 6,5 – 7,0, ED = 7,1 – 7,2.

Teor de sólidos no lodo (%): apenas polímero = 3,6, cloreto férrico + polímero = 3,0.

As FIGURAS 5.13c, 5.14 e 5.15 do item 5.7 mostram que, apesar de se ter registros de escape de sólidos durante determinados horários, nessa data os reatores UASB não apresentavam as características inadequadas dos meses de agosto e setembro, antes da retirada do lodo encaminhado para o aterro sanitário. Sendo assim, esse perfil, repetição do ensaio 52, que havia proporcionado turbidez efluente média de 62 uT (devido às partículas que não floculavam), apresentou turbidez média de 49 uT, incluindo-se o pico de 173 uT.

As remoções de DQO e SST atingidas no perfil (das quinze às nove horas), 85% e 90% e residuais de 86 mg/L e 66 mg/L, respectivamente, também foram superiores às apresentadas pelo ensaio 52 (77% e 88%, com residuais de 163 mg/L e 76 mg/L, respectivamente).

Imediatamente após a realização da coleta das nove horas, foi somada à DP de 1,09 g pol./kg SST, solução de cloreto férrico na dosagem (DCF) de 60 mg/L, com o objetivo de melhorar o desempenho do processo, principalmente quanto à remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.



**FIGURA 5.65 – Residuais de DQO determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de 202 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 115 kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,022. Também são indicados os valores de DQO no esgoto bruto (EB).**

No período do ensaio com o polímero, era utilizada apenas uma câmara de floculação, onde a solução era adicionada, proporcionando, para uma vazão afluyente de 16 m<sup>3</sup>/h, um tempo de floculação (T<sub>f</sub>) de apenas 3,6 minutos. Para a realização da coagulação com cloreto férrico, o misturador *in-line* foi novamente instalado; assim, enquanto o polímero continuava sendo vertido apenas na última câmara de floculação, a solução de cloreto férrico era adicionada no misturador, passando pelas quatro câmaras de floculação, o que resultou em T<sub>f</sub> de 14,4 minutos.

Pode-se observar nas FIGURAS 5.64 e 5.65 que a associação de cloreto férrico utilizado como coagulante primário e do polímero sintético catiônico empregado como auxiliar de floculação/flotação proporcionou resultados excelentes, fornecendo turbidez efluente de 11 uT e 10 uT nas coletas das onze e treze horas (DQO de 17 mg/L e 24 mg/L, respectivamente). Além da excelente remoção de turbidez e DQO, essa associação forneceu residuais de 23 mg/L de SST e 0,7 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (apenas para as coletas das onze e treze horas), conforme mostram as TABELAS 5.34 e 5.36.

Frente a esses ótimos resultados, desligou-se a bomba dosadora de solução de polímero, para que fosse investigado se as boas condições se manteriam com a aplicação apenas de cloreto férrico (DCF de 60 mg/L).

Assim, se o ensaio procedesse eficientemente com apenas o emprego do coagulante, seria obtida a remoção desejada de fósforo de forma mais econômica.

No entanto, a coleta das quatorze horas, apresentada nas FIGURAS 5.64 e 5.65, mostra o quão desastroso foi o desempenho do ensaio com adição de cloreto férrico isoladamente. Depois de removido o polímero, ocorreu o traspasse súbito de sólidos no flotador, e o efluente, que antes apresentava 10 uT, deteriorou-se de forma extremamente rápida, com residuais de 474 uT de turbidez e 361 mg/L de DQO.

Esse resultado confirma os anteriormente obtidos nos ensaios de laboratório da primeira etapa do trabalho, realizados com o Flotatest, em regime de batelada. Como foi observado na Fase 9 (FIGURA 5.5, item 5.2), não foram obtidos resultados realmente bons com nenhuma das dosagens de cloreto férrico investigadas; foi escolhida DCF de 30 mg/L para dar prosseguimento ao trabalho apenas por ter apresentado resultados menos ruins. De todas as dosagens investigadas, DCF de 60 mg/L foi a que apresentou os piores resultados, tendo proporcionado altíssimas concentrações residuais de todos os parâmetros investigados.

Como esses resultados ruins poderiam ter ocorrido devido a alguma limitação do ensaio realizado em escala de bancada, ou pelas amostras terem sido transportadas de Rio Claro a São Carlos, acarretando a destruição dos flocos biológicos formados no tanque de aeração, decidiu-se, da mesma forma, adotar-se DCF de 60 mg/L para o perfil em escala piloto. Como o objetivo era aumentar a remoção de fósforo, optou-se pela aplicação de dosagem de cloreto férrico superior aos 30 mg/L investigados em laboratório.

Porém, o desempenho da flotação em escala piloto, no tratamento desse tipo de efluente e utilizando-se apenas cloreto férrico como coagulante, foi similar ao obtido em escala de laboratório, visto que a adição

de DCF igual a 60 mg/L provocou a deterioração das características do efluente flotado em poucos minutos. Apesar de serem notados flocos grandes e bem formados, a quantidade de ar fornecida à flotação pareceu ser insuficiente em ambos os casos, pois a flotação não ocorria. No caso do Flotateste, ao ser adicionada a vazão de recirculação pressurizada, notava-se que, por maior que fosse o valor de R, não era suficiente para promover a ascensão dos flocos em direção ao topo da coluna de flotação.

No prosseguimento do ensaio 64, realizou-se uma coleta extra às quatorze horas para registrar a ocorrência do traspasse de sólidos e ligou-se novamente a bomba dosadora de polímero. Às quinze horas o efluente havia se recuperado, apresentando turbidez de 26 uT.

Quando o cloreto férrico foi aplicado isoladamente, pareceu ocorrer a formação de flocos grandes e muito pesados, ao passo que a combinação das duas substâncias formava flocos também grandes, porém com características de superfície que resultaram em boas condições de flotabilidade.

No entanto, às dezessete horas, o traspasse de sólidos ocorreu novamente, com o aumento da turbidez residual para 236 uT. Frente à recuperação ocorrida após a adição do polímero, não foi possível atribuir a nova deterioração a problemas de condicionamento químico. Esse novo traspasse pode ter sido acarretado por insuficiência na quantidade de ar empregada no ensaio. Devido à baixa concentração de  $SST_{af}$  (686 mg/L), a quantidade de ar, estimada (antes do ensaio) com base no parâmetro A/S (0,022), resultou em  $D_{ar}$  de apenas 12,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, valor possivelmente insuficiente para proporcionar desempenho estável da flotação por um longo período. Além disso, a altura da unidade de flotação pode ter sido insuficiente para essa combinação de taxas, provocando a expansão da “manta de flocos” formada logo abaixo da superfície do flotador, e o conseqüente arraste de parcela dessa “manta” juntamente com o efluente.

Dessa forma, interrompeu-se o ensaio para posterior realização de novo perfil, com aplicação de taxas mais baixas.

O novo perfil de 24 horas (ensaio 65) foi realizado das onze horas do dia 26/10/04 às treze horas do dia 27/10/04, empregando-se apenas o polímero sintético catiônico como auxiliar de flotação, na dosagem de 0,91 g pol./kg SST (1,0 mg/L).

A configuração investigada no ensaio 65 foi semelhante à do ensaio 56, realizado em 26/08/04 com TAS de  $160 \pm 4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e  $D_{\text{ar}}$  de 15,9 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,021). Como os resultados fornecidos pelo ensaio 56 foram satisfatórios, mas apresentaram ligeira queda na eficiência após seis horas de ensaio, resolveu-se avaliar sua estabilidade em operação por 24 horas.

No ensaio 65, a proporção utilizada na mistura do liquor misto do tanque de aeração com o efluente dos decantadores produziu  $\text{SST}_{\text{afi}}$  superior ao valor que proporcionaria a configuração de TAS, TS e A/S desejada. Isso ocorreu devido ao fato de SST ser estimado por método indireto, através de correlação com a turbidez. Assim, os valores reais obtidos de TAS, TS e A/S para o perfil foram de  $159 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , 140 kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e A/S em torno de 0,018. Apesar do valor de A/S ser menor que o empregado no ensaio 56, a dosagem de ar resultante foi a mesma, ou seja,  $D_{\text{ar}}$  de 15,9 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente.

As FIGURAS 5.66 e 5.67 apresentam as concentrações residuais de turbidez e DQO do efluente flotado, realizadas ao longo do ensaio. Nessas figuras também são mostradas as concentrações residuais de turbidez e DQO apresentadas pelo efluente dos decantadores da ETE – Jardim das Flores, bem como os valores correspondentes às amostras de esgoto bruto.

Como mostram as FIGURAS 5.66 e 5.67, foram obtidos ótimos resultados na flotação convencional realizada com TAS de  $159 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de 140 kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $D_{\text{ar}}$  de 15,9 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente, empregando DP de 0,91 g pol./kg SST (1,0 mg/L). O ensaio 65, além de proporcionar efluente com turbidez média de 26 uT (90% de remoção), apresentou residuais muito bons também para os demais parâmetros, sendo de 61 mg/L de DQO (88% de remoção) e 45 mg/L de SST (96%), além de

promover 60% de remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , com residual de 2,3 mg/L, conforme mostra a TABELA 5.36.

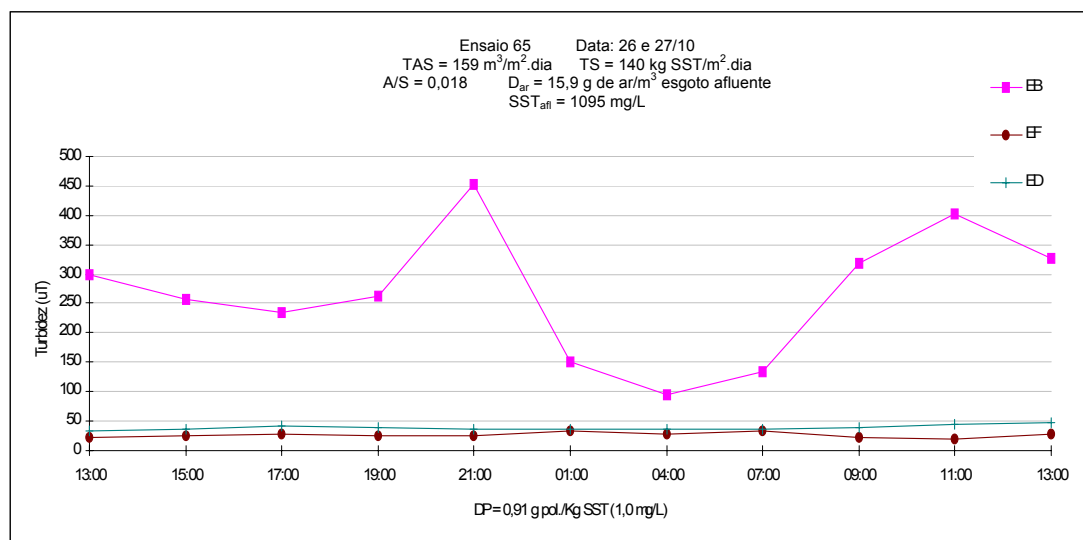
**TABELA 5.36 – Residuais de  $P-PO_4^{3-}$  determinados nos perfis de 24 horas realizados com a unidade piloto de flotação sem placas. Também são indicados os residuais de  $P-PO_4^{3-}$  do esgoto bruto (EB) e do efluente dos UASBs (EU).**

Ensaio	Data	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	TS kg SST/ m <sup>2</sup> .dia	A/S X 1000	Residual de $P-PO_4^{3-}$ (mg/L) Amostras não filtradas			Residual de $P-PO_4^{3-}$ (mg/L) Amostras filtradas		
					EB	EU	EF	EB	EU	EF
64	14/10	202	115	21	5,7	9,4	4,1*	3,0	6,8	3,0
64	15/10	202	115	21	5,7	9,4	0,7/ 2,0**	3,0	6,8	0,3/0,2 **
65	26/10	159	140	17	5,8	16,1	2,3	3,7	10,1	1,6

\*ensaio realizado apenas com emprego de polímero;

\*\* ensaio realizado com cloreto férrico + polímero (sem amostra das 17 horas/com amostra das 17 horas)

Nesse ensaio, o teor de sólidos apresentado pelo lodo flotado foi de 4,1%, valor muito bom e na média dos anteriormente obtidos nos ensaios realizados sem o módulo de placas.



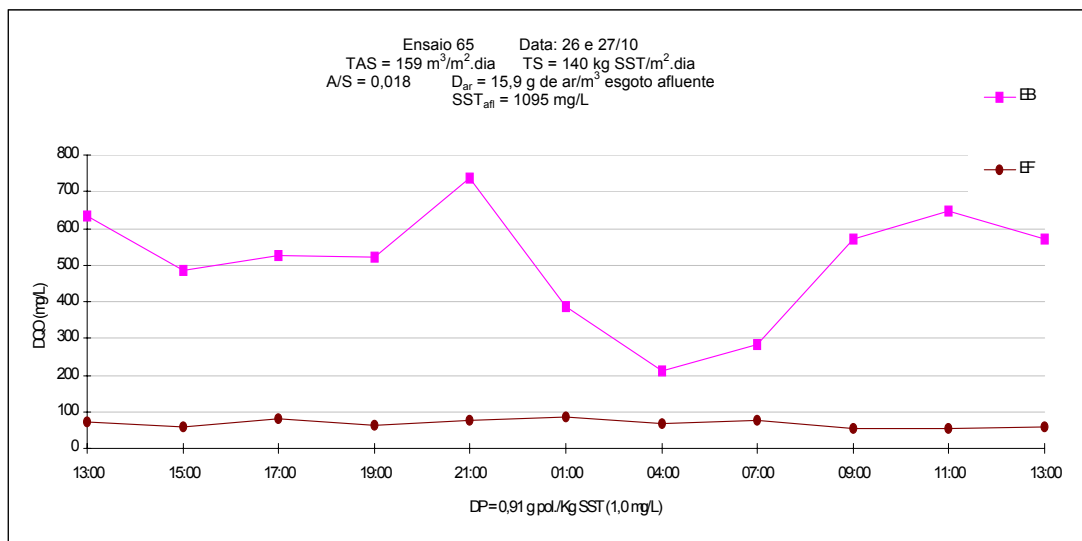
**FIGURA 5.66 – Residuais de turbidez determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de 159 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 140 kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,017. Também são indicados os valores de turbidez no esgoto bruto (EB).**

Tempo de floculação: 4,0 min.

Valores de pH: EF = 7,0 – 7,1, EB = 6,5 – 6,8, ED = 6,9 – 7,1.

Teor de sólidos no lodo (%): 4,1.





**FIGURA 5.67 – Resíduos de DQO determinados no perfil de 24 horas, realizado com a unidade piloto de flotação sem o módulo de placas, para TAS de 159 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de 140 kg SST/m<sup>2</sup>.dia e A/S em torno de 0,017. Também são indicados os valores de DQO no esgoto bruto (EB).**

Durante o ensaio 65, foram coletadas amostras para determinação da série de nitrogênio, cujos resultados são mostrados na TABELA 5.37. Essas amostras foram preservadas de acordo com especificação do STANDARD METHODS OF EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1998) e conservadas em câmara fria, a 4°C, por dois dias, até a análise. As determinações de todas as amostras foram feitas em duplicata, sendo que a tabela apresenta os valores médios obtidos.

**TABELA 5.37 – Concentrações de compostos de nitrogênio das amostras compostas fornecidas pelo ensaio 65, realizado em 26 e 27/10/2004.**

Amostra	NTK (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)
Efluente flotado	89,7	36,9	n.d.	0,49
Efluente dos decantadores	94,6	36,6	n.d.	0,51
Efluente do UASB	156,8	44,1	n.d.	-
Efl. do UASB (am. filtrada)	92,1	41,7	n.d.	0,75
Liquor misto do TA (am. filtrada)	94,0	38,4	n.d.	0,75
Esgoto bruto	76,3	29,2	n.d.	0,97

Obs.: todas as amostras foram filtradas para determinação de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.  
 n.d. = não detectado.

Observando a TABELA 5.37, nota-se que no ensaio 65 foi possível remover apenas 4,6% do NTK, 3,9% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 34,7% de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,

calculados com base na concentração de nitrogênio da amostra filtrada do liquor misto do tanque de aeração.

No entanto, sabe-se, através de resultados de trabalhos anteriores desenvolvidos com flotação de esgoto sanitário, que esse processo não costuma ser eficiente na remoção de nitrogênio.

De acordo com o descrito no item 3.7.2, MENNEL *et al.* (1974) alcançaram de 30% a 54% de remoção de NTK através do *stripping* da amônia por flotação.

KROFTA *et al.* (1995) utilizando uma unidade primária de flotação e um clarificador com flotação/filtração combinadas para o tratamento avançado de águas residuárias municipais, obtiveram remoção de nitrogênio de 30% a 55%.

CAMPOS *et al.*, (1996) determinaram, a partir de ensaios de flotação para o tratamento de efluente anaeróbio, que concentração de cal hidratada de 50 mg/L associada a 100 mg/L de cloreto férrico, pode fornecer 49% de remoção de NTK.

REALI *et al.* (1998), empregando o processo de FAD para o tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, com a utilização de  $T_f$  igual a 15 minutos associado a  $G_f$  de  $80 \text{ s}^{-1}$  e  $T_f$  de 25 minutos associado a  $G_f$  de  $50 \text{ s}^{-1}$ , obtiveram remoção de NTK de apenas 31%.

PENETRA *et al.* (1999)b obtiveram 24,3% de remoção de NTK no ensaio de flotação com a condição que havia fornecido a maior remoção de DQO, ou seja, para recirculação pressurizada de 20%, em volume.

AGUILAR *et al.* (2001) alcançaram remoção de NTK de 50% a 57% através do processo de coagulação-floculação-sedimentação aplicado ao tratamento de efluente de matadouro.

MORETTI (2000), aplicando a FAD em escala de laboratório ao efluente de tratamento sequencial (anaeróbio seguido de aeróbio) de esgoto sanitário, obteve também resultados marginais de remoção de NTK: 43,5% para 0,96 mg/L de polímero catiônico e 9 g ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente, 42,6% para 40 mg/L de cloreto férrico e 11 g ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluente e 44,9% para

30 mg/L de cloreto férrico associado a 0,21 mg/L de polímero sintético, com 7 g ar/m<sup>3</sup> de esgoto afluyente.

PENETRA *et. al.* (2003)a investigaram o desempenho da flotação convencional para o pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio de leito expandido (RALEX), obtendo resultados muito bons de remoção de DQO, turbidez, sólidos e fósforo. Segundo os autores, para as melhores condições operacionais (TAS no flotador de 180 m/dia, DCF de 50 mg/L, gradiente médio de velocidade de floculação (Gf) de 80 s<sup>-1</sup>, tempo de floculação (Tf) de 20 min, R de 0,18 e P<sub>sat</sub> de 450 kPa), foram obtidas as seguintes remoções: turbidez, 96,4% (residual de 13 uT), DQO, 94,4% (residual de 53 mg/L), P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 87,0% (residual de 0,80 mg/L) e SST, 96,7% (residual de 9 mg/L).

CARVALHO (2003) investigou, para o pós-tratamento do efluente de reator RALEX, o desempenho da mesma unidade de flotação, agora contendo módulo de placas em seu interior. O autor, nas condições de operação que forneceram os melhores resultados (TAS no flotador de 504 m/dia, DCF de 70 mg/L, Gf de 80 s<sup>-1</sup>, Tf de 20 min e D<sub>ar</sub> de 8,1 g de ar/m<sup>3</sup> de efluente), obteve as seguintes remoções: turbidez, 84% (residual entre 6,3 e 62 uT), DQO, 73% (residual entre 20 e 156 mg/L), P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 75% (residual entre 0,5 e 1,9 mg/L) e SST, 67% (residual entre 8 e 80 mg/L de SST).

Como a maior parte do nitrogênio contido no efluente de reatores anaeróbios se encontra na forma amoniacal (como mostra a TABELA 5.38 adiante), se o pós-tratamento do efluente destes reatores for realizado apenas por flotação, como no caso das pesquisas realizadas por PENETRA *et. al.* (2003)a e CARVALHO (2003), descartar-se-á, junto com o efluente, concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> acima dos padrões de emissão atualmente estabelecidos na legislação, pois, como já foi visto, dificilmente a flotação é capaz de remover mais que 50% desse nutriente.

Em vista disso, o tipo de sistema investigado no presente trabalho (sistema anaeróbio/aeróbio/flotação), embora apresentando custos de implantação mais elevados que os do sistema anteriormente citado (sistema anaeróbio/coagulação/flotação), devido à incorporação de fase aeróbia

intermediária (lodo ativado), constitui alternativa para produção de efluente nitrificado com menor toxicidade.

Considerando essa questão, alguns dos projetos mais recentes de ETEs, que estão sendo desenvolvidos com base na associação dos processos anaeróbio, aeróbio e físico-químico por flotação, contemplam duas fases de implantação da ETE. Na fase inicial, propõe-se a construção de sistema simplificado, composto de reator anaeróbio seguido pós-tratamento físico-químico por flotação, o que facilita a viabilização do empreendimento, pois envolve custos significativamente menores para construção do sistema, e atende às necessidades mais urgentes, possibilitando remoção eficiente de carga orgânica e sólidos suspensos. No entanto, durante a execução da primeira fase, é previsto o espaço para futura implantação de um tanque de aeração, com vistas à remoção adicional de matéria carbonácea, nitrificação e remoção de fósforo, o que resultaria em sistema mais completo em uma segunda fase do projeto (sistema anaeróbio/aeróbio/flotação).

Segundo METCALF & EDDY (1991), para que ocorra a nitrificação são necessários organismos nitrificantes, os quais se encontram presentes em quase todos os sistemas aeróbios de tratamento biológico, mas geralmente em número limitado. De acordo com os autores, a habilidade de nitrificar dos vários processos de lodo ativado é correlacionada com a razão  $DBO_5/NTK$ , que varia de 1 a 3, sendo que a fração de organismos nitrificantes é estimada em 0,21 para  $DBO_5/NTK$  de 1, e 0,083 para  $DBO_5/NTK$  de 3. Na maioria dos lodo ativados, considera-se que a parcela de organismos nitrificantes seja menor que 0,083. VON SPERLING (1997) afirmou que a taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes, principalmente *Nitrossomonas*, é bem lenta, e bastante inferior à dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea. Assim, em um sistema de tratamento biológico em que se objetiva a nitrificação, o tempo de residência celular, ou a idade do lodo, deve ser tal que propicie o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, antes que elas sejam varridas do sistema.

Além da razão  $DBO_5/NTK$ , os seguintes fatores ambientais influenciam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, como consequência, a taxa de oxidação da amônia: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas ou inibidoras.

METCALF & EDDY (1991) afirmaram que em um reator de mistura completa é necessário que haja uma concentração mínima de O.D. de 2 mg/L no liquor misto do tanque de aeração para evitar-se que a falta de oxigênio deprima a taxa de nitrificação. VON SPERLING (1997) afirmou que apesar desse valor de O.D. ser superior ao necessário, deve ser mantido para garantir que em pontos de acesso mais difícil do oxigênio, como no interior dos flocos do lodo ativado, haja uma concentração superior à crítica. De acordo com o autor, a nitrificação requer uma maior garantia da presença de oxigênio do que a remoção da matéria carbonácea. Na última, a fase de absorção, que precede o metabolismo, pode armazenar energia de alguma forma até que o oxigênio se torne disponível novamente. Em contraste, a nitrificação cessa no instante em que o oxigênio se reduz abaixo do nível crítico. Por outro lado, o reinício da nitrificação é bastante rápido, tão logo o O.D. seja elevado.

Quanto ao pH, é recomendado que este esteja na faixa de 7,2 a 9,0, pois cada mg/L de  $N-NH_4^+$  oxidado causa a destruição de 7,14 mg/L de alcalinidade expressa em  $CaCO_3$ . Além disso, a temperatura não deve estar muito baixa, pois dessa forma pode ocorrer a diminuição da taxa de nitrificação. Segundo VON SPERLING (1997), a nitrificação ocorre quase que sistematicamente nas estações de lodos ativados operando em condições de elevada temperatura (como no Brasil), razão pela qual os projetos devem levar em consideração a sua ocorrência, principalmente na estimativa dos requisitos de oxigênio. A presença de substâncias tóxicas também pode inibir seriamente o crescimento das bactérias nitrificantes, principalmente *Nitrossomonas*, que são mais sensíveis.

Observando a TABELA 5.15 do item 5.7, vê-se que a concentração de O.D., medida no tanque de aeração da ETE – Jardim das Flores em determinados dias do mês de outubro, estava bem abaixo de 2 mg/L. O pH

das amostras coletadas no tanque de aeração, por sua vez, permaneceu abaixo de 7,2 na grande maioria dos ensaios. Nos resultados da TABELA 5.37, nota-se que em outubro/04, data da realização do ensaio 65, a nitrificação não estava ocorrendo.

Comparando as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  do efluente do UASB e do liquor misto do tanque de aeração, vê-se que eram muito semelhantes, 44 mg/L e 38 mg/L, respectivamente, o que significa que a amônia não estava sendo convertida a nitrato. Isso pode também ser confirmado pelas baixíssimas concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{N-NO}_2^-$  apresentadas (no caso deste último estiveram abaixo do limite de quantificação do método).

A TABELA 5.38 mostra as concentrações de compostos de nitrogênio determinadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP, durante o ano de 2004, e utilizadas para acompanhamento da eficiência do tratamento da ETE - Jardim das Flores.

Observa-se que em abril, período em que a operação da ETE se aproximava da normalidade (porém sem descarte de lodo do sistema), como mencionado no item 5.7, ou seja, quando os reatores UASB apresentavam características normais e o tanque de aeração possuía SST na faixa de 1100 mg/L a 3000 mg/L, o processo de nitrificação estava ocorrendo, o que é comprovado pela baixa concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  (5,0 mg/L) e elevada concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  (21,0 mg/L) no efluente dos decantadores.

Ao comparar esses resultados aos obtidos em maio, nota-se que, quando SST do tanque de aeração aumentou para cerca de 5500 mg/L, e teve início o escape de sólidos no efluente dos reatores UASB, devido ao aumento do descarte de lodo proveniente dos decantadores, a nitrificação foi drasticamente prejudicada, como mostram a baixa concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  apresentada pelo efluente dos decantadores - 1,72 mg/L e a semelhança entre as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  apresentadas pelos efluentes dos UASBs e dos decantadores - 42,0 mg/L e 35,0 mg/L, respectivamente.

No decorrer do ano, o efluente dos decantadores apresentou, de forma progressiva, elevadas concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e baixas

concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$ , conforme as condições de operação da ETE se afastavam da normalidade.

As TABELAS 5.37 e 5.38 mostram as baixas concentrações residuais de  $\text{N-NO}_3^-$  apresentados pelo efluente dos decantadores e a semelhança entre as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  apresentadas pelos efluentes dos UASBs e dos decantadores no mês de outubro.

Em dezembro, nota-se que a concentração residual de  $\text{N-NO}_3^-$  no efluente dos decantadores foi superior às apresentadas nos meses anteriores (3,5 mg/L), o que pode ser reflexo do descarte de lodo para aterro sanitário, ocorrido em outubro, e das condições operacionais da ETE voltarem a se aproximar da normalidade.

Pode-se concluir, a partir dos resultados da TABELA 5.34, que, quando a ETE – Jardim das Flores operava em condições de relativa normalidade, esse sistema de tratamento permitiu que ocorresse a nitrificação. Portanto, se a flotação for utilizada na sequência ao tanque de aeração, em condições normais de operação, serão descartadas menores concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  no efluente, sendo grande parte do nitrogênio eliminado na forma de nitrato, menos nocivo ao meio ambiente, o que não ocorreria se o flotor estivesse tratando diretamente o efluente de reator anaeróbio.

**TABELA 5.38 – Concentrações de compostos de nitrogênio de amostras do esgoto bruto, efluente do UASB e efluente dos decantadores secundários, da ETE – Jardim das Flores, no ano de 2004.**

Data	Amostra	NTK (mg/L)	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_2^-$	$\text{N-NO}_3^-$
------	---------	------------	-------------------	-------------------	-------------------

			(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Abril/2004	EB	71,0	49,0	0,01	1,14
	EU	38,0	33,0	n.d.	0,87
	ED	6,0	5,0	1,26	21,0
Maio/2004	EB	85,0	48,0	0,004	5,35
	EU	48,0	42,0	0,004	2,25
	ED	42,0	35,0	0,004	1,72
Junho/2004	EB	67,0	44,0	n.d.	2,90
	EU	50,0	45,0	n.d.	2,20
	ED	48,0	40,0	0,005	1,53
Julho/2004	EB	42,0	24,0	n.d.	3,21
	EU	52,0	47,0	n.d.	1,53
	ED	51,0	42,0	0,001	0,99
Agosto/2004	EB	88,0	52,0	n.d.	4,47
	EU*	-	-	-	-
	ED	61,0	43,0	n.d.	1,84
Setembro/2004	EB	71,0	31,0	0,001	3,25
	EU	-	-	-	-
	ED	63,0	40,0	0,012	1,69
Outubro/2004	EB	137,0	89,0	n.d.	5,11
	EU	-	-	-	-
	ED	65,0	56,0	0,002	0,98
Novembro/2004	EB	145,0	40,0	n.d.	2,80
	EU	-	-	-	-
	ED	117,0	38,0	0,022	1,12
Dezembro/2004	EB	194,0	81,0	0,001	4,31
	EU	-	-	-	-
	ED	98,0	40,0	0,014	3,50

n.d. = não detectado.

As determinações foram realizadas pelos técnicos do Laboratório de Saneamento do SHS-EESC-USP, e utilizadas para controle da eficiência da ETE – Jardim das Flores.

\* - A partir de agosto de 2004, foram adotadas como parâmetros de acompanhamento apenas amostras do esgoto bruto e do efluente dos decantadores.

### **5.10 Comparação entre os resultados obtidos nos ensaios realizados com a unidade FADAT e os resultados dos ensaios efetuados com a unidade de FAD convencional**

Os problemas operacionais ocorridos na ETE – Jardim das Flores durante a realização da pesquisa, que provocaram o descontrole das características do afluente à flotação, tornaram complicada a comparação



direta entre os desempenhos das flotações lamelar e convencional. Isso porque a maioria dos ensaios de flotação das segunda e terceira etapas do trabalho foi realizada com liquor misto do tanque de aeração apresentando condições de biofloculação bastante distintas.

No entanto, alguns ensaios com as unidades FADAT e de FAD convencional foram realizados em condições relativamente semelhantes, o que permitiu traçar algumas comparações.

Nos ensaios 18 e 42, realizados com a unidade piloto de flotação lamelar FADAT, para elevados valores de TS (315 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e 293 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, respectivamente) e valores de TAS em torno de 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (244 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e 182 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, respectivamente), foram obtidos resultados bastante satisfatórios mediante o emprego de quantidade adequada de ar (A/S em torno de 0,013 e 0,011 e D<sub>ar</sub> de 16,4 e 18,8 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, respectivamente). Ao contrário, quando removidas as placas, o emprego de elevado valor de TS (256 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia) associado a TAS de 204 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (ensaio 44), requisitou maior dosagem de ar para atingir desempenho satisfatório (A/S em torno de 0,028, D<sub>ar</sub> de 35,7 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente). Deve-se atentar para o fato de que os três ensaios foram realizados em períodos de relativa normalidade operacional (meses de março, abril e outubro de 2004).

As FIGURAS 5.41 e 5.50 c) e d) mostram os resultados dos ensaios 37 e 49, realizados com TAS em torno de 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, TS de aproximadamente 160 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e D<sub>ar</sub> de 16,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente (A/S em torno de 0,020), na flotação lamelar a convencional, respectivamente. Nota-se que essa combinação de taxas, que resultou em SST<sub>afi</sub> de aproximadamente 1000 mg/L, favoreceu a FAD convencional. O ensaio 49, mesmo alimentado com liquor misto em más condições de biofloculação e apesar de apresentar ligeira queda na eficiência após oito horas de operação, proporcionou efluente com residual médio de SST de 86 mg/L, para a dosagem de ar empregada, enquanto no ensaio 37, para a mesma quantidade de ar, ocorreu traspasse de sólidos após seis horas de operação. Observando a TABELA 5.16, nota-se que, excetuando-se os

ensaios 2 e 18 (ambos realizados em março e abril de 2004, período em que a ETE era operada de forma menos descontrolada), realizados com  $SST_{\text{af}}$  entre 1098 e 1536 mg/L, na grande maioria dos ensaios realizados com a unidade FADAT, com obtenção de resultados satisfatórios (desde que fornecida dosagem de ar adequada), os valores de  $SST_{\text{af}}$  eram menores que 850 mg/L.

As FIGURAS 5.42 e 5.43 mostram os ensaios 38 a 41, realizados com a unidade FADAT, e a FIGURA 5.51 mostra os ensaios 51 a 53, realizados com unidade de FAD convencional, nos quais foram empregados TAS em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de cerca de  $120 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e  $D_{\text{ar}}$  de 8,5 a 17,3 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente, sendo as más condições de biofloculação do afluente à flotação comum a todos os casos (ver TABELAS 5.16 e 5.26). Comparando as figuras, nota-se que nos ensaios realizados com  $D_{\text{ar}}$  de 8,5 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente, a unidade FADAT apresentou maior eficiência, com residuais de 60 uT de turbidez, 168 mg/L de DQO, 79 mg/L de SST e 2,2 mg/L de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , enquanto no ensaio sem placas, as concentrações residuais de todos os parâmetros foram significativamente mais elevadas (306 uT de turbidez, 381 mg/L de DQO, 353 mg/L de SST e 7,3 mg/L de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ).

Para as dosagens de ar mais elevadas também houve vantagem no emprego das lamelas, porém não tão pronunciada quando do emprego de baixa quantidade de ar. Os residuais de todos os parâmetros investigados, nos ensaios com a unidade FADAT, foram quase sempre inferiores aos atingidos na FAD convencional.

No entanto, como já foi comentado anteriormente, observa-se que os resultados favoráveis obtidos na flotação do liquor misto de tanque de aeração em unidade lamelar de FADAT estiveram associados a baixos valores de  $SST_{\text{af}}$ .

Observando os resultados dos itens 5.8.2, 5.8.3 e 5.8.4, referentes à FAD lamelar, nota-se que os melhores resultados foram obtidos nos ensaios em que a combinação de TAS e TS conduziu a baixos valores de  $SST_{\text{af}}$ , como os realizados com TAS em torno de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ . Apenas o ensaio

42, realizado com unidade FADAT, proporcionou resultados satisfatórios para  $SST_{\text{afi}}$  acima de 2000 mg/L. No entanto, percebe-se que o valor de TAS empregado -  $182 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  - não é tão elevado, considerando tratar-se de unidade lamelar de alta taxa.

Já na flotação convencional foi possível obter resultados favoráveis em ensaios alimentados com afluente apresentando elevada concentração de  $SST_{\text{afi}}$ , desde que fornecida a quantidade de ar adequada, como é o caso, por exemplo, dos ensaios 44, 46 e 54.

Diante dos resultados apresentados pelos ensaios das segunda e terceira etapas do trabalho, é possível afirmar que a flotação por ar dissolvido lamelar, empregada na clarificação do liquor misto de tanque de aeração com boas características de biofloculação, permitiu o emprego de TAS em torno de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a valores de TS maiores que 120 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$  e menores ou iguais a 250 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , desde que associados a valores de  $D_{\text{ar}}$  na faixa de 15,0 a 18,0 g de ar/ $\text{m}^3$  de esgoto afluente, para  $SST_{\text{afi}}$  entre 800 e 1100 mg/L. Nessas condições, o lodo removido do flotador apresentou teor de sólidos na faixa de 2,1% a 4,3% (em massa).

No caso da unidade FADAT alimentada com liquor misto de tanque de aeração apresentando más condições de biofloculação, foi possível obter resultados favoráveis com emprego de TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10$  kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , e  $D_{\text{ar}}$  de 12,7 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente, para  $SST_{\text{afi}}$  menores que 800 mg/L. Nessas condições, o lodo flotado apresentou teor de sólidos na faixa de 2,8% a 3,4%.

Na FAD convencional, as recomendações feitas a partir dos resultados obtidos nos ensaios 43 a 63, são, de certa forma, conservadoras, devido às más condições em que a ETE - Jardim das Flores se encontrava durante a realização da terceira etapa de ensaios. Considerando esses resultados vê-se que, para TAS de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , foi possível empregar TS de até 200 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , mediante o fornecimento de quantidade adequada de ar, ou seja, A/S em torno de 0,020 ( $D_{\text{ar}}$  em torno de 21,0 g de ar/ $\text{m}^3$  de esgoto afluente), para  $SST_{\text{afi}}$  em torno de 1400 mg/L. Resultados

melhores puderam ser obtidos mantendo TAS em  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e diminuindo TS para  $160 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , com emprego de A/S em torno de 0,019 ( $D_{\text{ar}}$  de  $17,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluyente), para  $\text{SST}_{\text{afl}}$  menor que  $1100 \text{ mg/L}$ . A unidade de FAD, operando no modo convencional, produziu lodo bastante espesso, com teor de sólidos na faixa de 3,0% a 5,7%.

Como já foi dito, embora seja difícil estabelecer uma comparação mais segura entre os resultados dos ensaios de flotação com e sem placas, devido às más condições apresentadas pelo liquor misto do tanque de aeração durante toda terceira etapa do trabalho (FAD convencional), deve-se salientar que os ensaios 43 e 44 (4 e 5/10/04), nos quais foram investigados os valores mais elevados de TAS e TS desta etapa, as características do tanque de aeração se encontravam próximas à normalidade, apesar da ainda alta concentração de SST.

Levando em conta que nesses ensaios foram obtidos resultados satisfatórios apenas com o emprego de A/S em torno de 0,028, que correspondeu à elevada dosagem de ar de  $35,7 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluyente (R de 0,82), pode-se concluir que o processo de flotação foi favorecido pela presença das lamelas, que permitiram que os valores de TAS e TS fossem aumentados para valores em torno de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $250 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , respectivamente, proporcionando resultados superiores aos obtidos no ensaio 44, e requisitando quantidade de ar bastante inferior ( $D_{\text{ar}}$  entre 15,3 e  $17,8 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de afluyente, R entre 0,24 e 0,29), desde que o flotador fosse alimentado com afluyente contendo baixa concentração de SST.

### **5.11 Remoção de fósforo**

Como mencionado anteriormente, essa pesquisa foi desenvolvida para avaliar o desempenho da flotação por ar dissolvido, realizada em unidade convencional e lamelar, em substituição à sedimentação secundária, na clarificação do liquor misto de tanque de aeração em sistema de lodo ativado.

Com a utilização apenas de pequenas dosagens de polímero sintético catiônico como auxiliar de floculação/flotação (na faixa de 0,5 a 2,3 g de pol./kg SST ou 0,4 a 5,0 mg/L), o desempenho da flotação seria avaliado quanto à eficiência de remoção de turbidez, carga orgânica (expressa na forma de DQO) e sólidos suspensos. Sem o emprego de coagulantes, como, por exemplo, cloreto férrico ou sulfato de alumínio, não se esperava obter remoção significativa de fósforo, tendo em vista que o polímero, por si só, usualmente não é capaz de promover a precipitação/remoção do fosfato solúvel.

No entanto, as remoções de fósforo, determinado na forma de fosfato total ( $P-PO_4^{3-}$ ), foram obtidas acima do esperado, e aumentaram com o passar dos meses, sendo ainda mais expressivas nos ensaios realizados a partir de agosto de 2004. Isso ocorria devido à incorporação de parcela significativa do fósforo pelos microrganismos presentes no tanque de aeração, conforme citado anteriormente no item 5.7, devido à forma de operação que vinha sendo realizada na ETE nesse período.

Em março de 2004, por exemplo, quando foi realizado o ensaio 2, o volume de lodo descartado dos decantadores para os reatores UASB ainda era muito pequeno (cerca de 10% do lodo eram descartados para os UASBs e 90% eram recirculados para o tanque de aeração), não tendo sido iniciado o processo de incorporação de fósforo pelos microrganismos. Nesse ensaio, apesar dos excelentes residuais de turbidez, DQO e SST obtidos, a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  - 15% em relação ao esgoto bruto, residual de 4,5 mg/L - foi bastante inferior às obtidas nos demais ensaios, realizados em datas posteriores, como mostra a FIGURA 5.68.

Da mesma forma, o ensaio 10, realizado em 23/05/04, com TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $180 \pm 8 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e  $D_{ar}$  de 16,4 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,032), proporcionou porcentagens de remoção bastante satisfatórias de todos os parâmetros investigados, enquanto a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  foi de apenas 5%, com residual de 4,8 mg/L. Já o ensaio 13, onde foram empregados TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $160 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , e  $D_{ar}$  de 13,2 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S

em torno de 0,027), por ter sido realizado em 23/06/04, apesar de ter apresentado residuais de turbidez, DQO e SST mais elevados que os dos ensaios 2 e 10, proporcionou 52% de remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , com residual de 3,7 mg/L.

Observando a FIGURA 5.18 do item 5.7, nota-se que as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  nas amostras filtradas do liquor misto do tanque de aeração ( $P-PO_4^{3-}_{TA}$ ), utilizadas nos ensaios realizados a partir de agosto de 2004, eram bastante baixas quando comparadas às amostras dos meses anteriores. Esse período correspondeu à interrupção da recirculação de lodo dos decantadores para o tanque de aeração, com descarte de 100% para os reatores UASB.

Dos ensaios com TAS de  $350 \pm 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , as maiores remoções de  $P-PO_4^{3-}$  foram obtidas nos ensaios 16 e 17 (TS de  $120 \pm 10 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $D_{ar}$  de 9,7 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente), com e sem o emprego de polímero, ambos realizados em julho de 2004, período no qual as concentrações de  $P-PO_4^{3-}_{TA}$ , com algumas exceções, eram mais baixas que as dos meses anteriores. No ensaio 16, com o emprego de DP de 1,06 g pol./kg SST, foi possível remover 87% do  $P-PO_4^{3-}$ , com residual de 0,9 mg/L. No ensaio 17, sem o emprego do floculante, a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  foi de 68%, com residual de 1,9 mg/L.







A TABELA 5.14 do item 5.7 mostra a interessante relação entre as concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  nas amostras filtradas do efluente dos reatores UASB ( $P-PO_4^{3-}_{EU}$ ) e do liquor misto do tanque de aeração ( $P-PO_4^{3-}_{TA}$ ), correspondentes a coletas realizadas entre março e outubro de 2004, em ensaios de flotação. Observa-se que, enquanto a concentração de  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  (fosfato solúvel no tanque de aeração) decrescia, a de  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  (fosfato solúvel no efluente dos reatores UASB) se tornava cada vez mais elevada, comprovando que grande parcela do fósforo dissolvido do efluente dos UASBs estava sendo incorporada pelos microrganismos no tanque de aeração. Em um sistema contendo decantadores ou flotadores que promovessem a remoção eficiente de sólidos, certamente o efluente apresentaria concentrações muito baixas de  $P-PO_4^{3-}$ .

Considerando a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  nos ensaios realizados com TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $320 \pm 5 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , percebe-se que nos ensaios 18 e 20, ambos realizados em abril, os resultados foram bastante inadequados, sendo as concentrações residuais de  $P-PO_4^{3-}$  superiores às do esgoto bruto (ver TABELA 5.21). No caso do ensaio 20, como a concentração de  $P-PO_4^{3-}$  presente no efluente filtrado era de apenas 1,5 mg/L e no efluente não filtrado era de 13,0 mg/L, a remoção marginal de SST obtida nesse ensaio (47%, residual de SST no efluente de 1205 mg/L) provavelmente foi a causa desse elevado residual de  $P-PO_4^{3-}$ .

No ensaio 18, a possível explicação para o baixo resultado de remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , já que foram removidos 97% de SST (residual de 44 mg/L) é que, nesse ensaio,  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  e  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  eram praticamente iguais, ou seja, 3,9 mg/L e 3,5 mg/L, respectivamente (ver TABELA 5.14, item 5.7). Sendo assim, apenas 11% de  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  eram incorporados aos sólidos no tanque de aeração, requerendo o emprego de um coagulante que promovesse sua precipitação, caso se desejasse maior eficiência de remoção de fósforo.

No caso do ensaio 19, ocorrido no período em que já se descartava uma parcela considerável de lodo dos decantadores para os reatores UASB (11/06/04), obteve-se remoção de  $P-PO_4^{3-}$  igual a 46% (residual de 3,9

mg/L). Nesse caso,  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  e  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  eram de 4,9 mg/L e 1,3 mg/L (amostras filtradas), respectivamente, ou seja, 74% do  $P-PO_4^{3-}$  liberado nos reatores anaeróbios estavam sendo incorporados no lodo do reator aeróbio, indicando que o processo de incorporação de fósforo pelos microrganismos já havia iniciado. Assim, havendo remoção razoável de SST (nesse caso, 88%), concomitantemente estaria sendo removido, de forma significativa, o fósforo incorporado a esses sólidos.

Apesar dos resultados inadequados, de todos os ensaios realizados com a combinação de TAS de  $250 \pm 8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e TS de  $160 \pm 8 \text{ kg SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , o ensaio 29 foi o que apresentou maior eficiência de remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , provavelmente por ter sido realizado em data posterior aos demais (22/07/04), época em que era maior o descarte de lodo dos decantadores para os reatores UASB.

Como explicado anteriormente, nos meses de junho e julho de 2004, as concentrações de  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  começaram a se mostrar cada vez menores, com algumas exceções, caracterizando o início da incorporação do fósforo em excesso pelos microrganismos (ver FIGURA 5.18 do item 5.7).

Reforçando esse fato, deve-se salientar que no ensaio 29, a concentração de  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  era de 5,0 mg/L (amostra filtrada), enquanto  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  (parcela solúvel) estava abaixo do nível de detecção do método utilizado. Isso significa que a quase totalidade do  $P-PO_4^{3-}$  contido no liquor misto, efluente do tanque de aeração, estava na forma particulada. Como o ensaio 29 promoveu remoção de SST de 85%, a remoção correspondente de  $P-PO_4^{3-}$  foi de 76%, com residual de 1,5 mg/L ( $P-PO_4^{3-}$  total, amostra não filtrada). Se o ensaio 29 tivesse proporcionado maior eficiência de remoção de SST, certamente a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  teria sido ainda mais expressiva, visto que o residual de  $P-PO_4^{3-}$  apresentada pela amostra filtrada do efluente do flotador não pôde ser detectado pelo método utilizado (ver TABELA 5.21).

Com emprego de TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , excetuando-se os ensaios 30 a 35 (TS de  $350 \pm 33 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $300 \pm 27 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ ), que apresentaram mau desempenho e residuais elevados para todos os parâmetros investigados, observa-se que os ensaios 36 e 37,

também realizados em julho de 2004, proporcionaram excelentes remoções de  $P-PO_4^{3-}$ , apesar de não terem fornecido resultados satisfatórios para os demais parâmetros. No ensaio 36, obteve-se 71% de remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , com residual de 2,1 mg/L (amostra não filtrada), enquanto no ensaio 37 a concentração de  $P-PO_4^{3-}$  caiu 81% em relação ao esgoto bruto (residual de 1,3 mg/L, amostra não filtrada), remoções bastante altas quando se leva em conta o fato de que estavam sendo aplicadas apenas pequenas dosagens de polímero como único auxiliar de flotação.

No ensaio 38, realizado em 11/08/04, com TAS de  $200 \pm 6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , TS de  $120 \pm 10 \text{ kg}$  de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ , e  $D_{ar}$  de 8,5 g de ar/ $\text{m}^3$  de afluente (A/S em torno de 0,014), as porcentagens de remoção da maioria dos parâmetros analisados foram baixas, apenas a porcentagem de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  foi satisfatória (74%, residual de 2,2 mg/L). Nesse dia, as concentrações  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  e de  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  eram de 9,46 mg/L e 0,56 mg/L, como mostra a TABELA 5.14 do item 5.7, podendo-se inferir que grande parte do fósforo presente no tanque de aeração estava na forma particulada. Como nesse ensaio a remoção de SST foi de 88%, os 74% de remoção de fósforo possivelmente foram consequência da remoção desse elemento incorporado aos sólidos.

Observando a FIGURA 5.68, nota-se que na maioria dos ensaios da terceira etapa do trabalho (a partir de 17/08/04), realizados com unidade de FAD convencional, foram obtidas elevadas porcentagens de remoção de  $P-PO_4^{3-}$ . Por terem sido realizados nos meses de agosto e setembro, esses ensaios proporcionaram as menores concentrações residuais de  $P-PO_4^{3-}$ , devido ao processo de remoção biológica de fósforo, acarretado pelo retorno aos UASBs de 100% do lodo descartado dos decantadores secundários.

Nesse período, a eficiência de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  estava relacionada à remoção também eficiente de SST, pois a maior parte do  $P-PO_4^{3-}$  contida no liquor misto do tanque de aeração, afluente à flotação, estava na forma particulada, como mostra a TABELA 5.14.

Nos ensaios sem o módulo de placas, a eficiência de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  variou de 60% (residual de 2,9 mg/L) no ensaio 52, a 86% (residual de

1,2 mg/L) no ensaio 59. Apenas os ensaios 43, 48 e 51 apresentaram baixa remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , que, no entanto, foi compatível com a remoção marginal de SST atingida nos mesmos.

Na primeira parte do ensaio 64 (perfil de 24 horas realizado em 14/10/04), na qual foi empregado apenas polímero como auxiliar de floculação, nota-se que, apesar da elevada remoção de SST apresentada (90%), a porcentagem de remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  foi marginal (29%, residual de 4,1 mg/L na amostra não filtrada, conforme mostra a TABELA 5.36), não acompanhando a tendência da maioria dos ensaios realizados nos meses de agosto e setembro (remoção média de 73%, considerando apenas os ensaios que apresentaram remoção satisfatória de SST). Como mostra a TABELA 5.14, no mês de outubro, a razão entre as parcelas de  $\text{P-PO}_4^{3-}_{\text{TA}}$  e  $\text{P-PO}_4^{3-}_{\text{EU}}$  (amostras filtradas) já não era tão baixa, significando que os microrganismos não estavam assimilando fósforo tanto quanto antes, ou seja, uma parte maior do fósforo, presente no tanque de aeração, continuava na forma dissolvida. Portanto, a remoção eficiente desse íon, após a unidade de flotação, não estava mais tão diretamente relacionada à remoção eficiente de SST.

Conforme mencionado anteriormente, na continuação do ensaio 64, a associação de DCF de 60 mg/L e DP de 1,09 g pol./kg de SST foi capaz de remover 89% do  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , proporcionando residual de 0,7 mg/L (amostra não filtrada).

No segundo perfil de 24 horas (ensaio 65), realizado em 26/10/04, obteve-se 60% de remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , com residual de 2,3 mg/L (amostra não filtrada). Apesar dessa eficiência de remoção ser inferior às que vinham sendo obtidas nos ensaios realizados em agosto e setembro de 2004, corresponde ao dobro da remoção obtida no ensaio 64, considerando o uso apenas de polímero. Conforme mencionado no item 5.7, a retirada de lodo dos reatores UASB não foi suficiente para sanar os problemas causados pelo excesso de sólidos na ETE. Sendo assim, na data da realização do segundo perfil (26/10/04), a porcentagem de lodo aeróbio retornada para os UASBs já havia sido aumentada, favorecendo novamente o processo de

incorporação de  $P-PO_4^{3-}$  pelos microrganismos. Isso é comprovado pela grande diferença entre os valores de  $P-PO_4^{3-}_{TA}$  e  $P-PO_4^{3-}_{EU}$  (amostras filtradas) correspondentes às amostras coletadas no dia 26/10, apresentados na TABELA 5.14 (0,9 mg/L e 10,1 mg/L, respectivamente).

A eficiência de remoção de fósforo pode ser reduzida pela entrada de nitrato na zona anaeróbia. A razão de tal é que a redução de nitratos nessa zona utiliza substrato que, de outra forma, estaria disponível para assimilação pelos organismos armazenadores de fósforo. Os diversos processos existentes para a remoção biológica de fósforo possuem distintas recirculações internas e, portanto, diferentes potenciais de retornar ou não os nitratos para a zona anaeróbia. De acordo com VON SPERLING (1997), deve-se ter cuidado também com o retorno de nitratos pelo próprio lodo de retorno dos decantadores secundários.

As bactérias que armazenam polifosfato podem ser divididas em dois grupos, sendo que um deles é capaz de usar oxigênio ou nitrato como receptor de elétrons, enquanto o outro é capaz de utilizar apenas oxigênio (KERN-JESPERSEN *et. al.*, 1993).

MARCHETTO (2001) investigou a remoção de nutrientes (N e P) em dois reatores com capacidade de 100 L, sendo um deles operado com concentrações de O.D. controladas entre 0,2 e 0,9 mg/L e o outro com aeração intermitente (O.D. de 2 a 7 mg/L), ambos alimentados com efluente de reator anaeróbio de leito expandido/fluidificado e contendo pós-tratamento por flotação.

No monitoramento referente ao 220º dia de operação, a autora observou remoção elevada de fosfato mesmo no período sem aeração; a partir disso pôde-se inferir que nessa fase da operação prevaleceram bactérias capazes de utilizar tanto oxigênio quanto nitrato (nesta fase a concentração média de nitrato era de 8 mg/L). Pelos resultados da autora, não foi possível confirmar o efeito prejudicial da presença do nitrato na fase anaeróbia da remoção biológica de fósforo. Enquanto nos 154º e 156º dias de operação foram obtidas remoções máximas de fosfato de apenas 46,5% e 43%, mediante acúmulo de nitrato correspondente a concentrações de

3,86 e 10,47 mg/L, no 221º dia, mesmo com concentração de nitrato de 5,37 mg/L, a remoção de fosfato foi de aproximadamente 92%.

No caso deste trabalho, devido à extensa grade de ensaios, à falta de um laboratório devidamente montado na ETE – Jardim das Flores, e à análise dos dados de monitoramento da ETE que indicavam que o lodo ativado não estava sendo capaz de promover a nitrificação (TABELA 5.38), resolveu-se não determinar a série de nitrogênio para todos os ensaios, mas apenas para o perfil de 24 horas (ensaio 65). No entanto, como já foi dito, nos dados da TABELA 5.38 vê-se que as concentrações médias de  $\text{N-NO}_3^-$  apresentadas pelo efluente dos decantadores secundários, durante o período da pesquisa em que o descarte de lodo aeróbio para os UASBs foi elevado, foram bastante baixas (de 0,98 mg/L a 1,84 mg/L).

Em março/04, quando a concentração média de  $\text{N-NO}_3^-$  no efluente dos decantadores era de 21,0 mg/L, a remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  foi marginal (15%, em relação ao esgoto bruto); porém, nesta data, recirculava-se apenas 10% do lodo aeróbio para os reatores UASB, talvez justificando a baixa remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  obtida.

Dessa forma, não foi possível avaliar se nitrato estava sendo recirculado para os UASBs, juntamente com o lodo dos decantadores, e nem o seu possível efeito no processo de remoção biológica de fósforo ocorrido no período da pesquisa.

## 5.12 Flocculação

As condições de flocculação, ou seja, o tempo ( $T_f$ ) e o gradiente médio de velocidade de flocculação ( $G_f$ ), não foram objeto de investigação durante os ensaios em escala piloto (segunda e terceira etapas do trabalho).

Como mostra a FIGURA 5.1 (Fase 3) do item 5.2, os melhores resultados, nos ensaios com o Flotatest e empregando o polímero sintético catiônico como auxiliar de flocculação/flotação, foram obtidos quando a flocculação foi realizada com  $G_f$  em torno de  $80 \text{ s}^{-1}$ . Sendo assim, este valor de  $G_f$  foi empregado em todos os ensaios realizados em escala piloto.

Na mesma figura observa-se que os menores residuais de turbidez, DQO e SST foram fornecidos pelos menores valores de  $T_f$  empregados, ou seja, 5 min e 10 min. Isso consolida a idéia de que, na flotação, aplicada ao liquor misto de tanque de aeração, menores tempos de floculação, ou ainda a eliminação da etapa de floculação, seriam convenientes para evitar a erosão excessiva dos flocos biológicos previamente formados.

Sendo assim, nos ensaios realizados com a unidade piloto de flotação, utilizou-se apenas uma das câmaras da floculação, para que os valores de  $T_f$  fossem os menores possíveis. Somado a isso, a vazão afluyente ao flotador ( $Q_{\text{afl}}$ ), em todos os ensaios, foi mantida o mais elevada possível, descartando-se o excesso ( $Q_{\text{exc}}$ ) após a floculação, de forma a obter a vazão de flotação ( $Q_{\text{flot}}$ ) correspondente à TAS que se desejava investigar.

Apesar dos tempos de floculação não terem sido variados de forma controlada, para que fosse investigado o seu efeito nos resultados dos ensaios em escala piloto, pôde-se constatar que nenhum ensaio realizado com  $T_f$  acima de 4,6 minutos apresentou resultados satisfatórios.

No entanto, como mostra a TABELA 5.23 do item 5.8.4, elevados tempos de floculação estavam diretamente ligados a baixos valores de  $Q_{\text{afl}}$  e altos valores de  $SST_{\text{afl}}$ , correspondendo a ensaios onde os valores de TS eram superiores aos de TAS (ensaios 30 a 35, por exemplo). Dessa forma, os resultados insatisfatórios fornecidos por esses ensaios podem estar relacionados a outras causas, como, por exemplo, valores muito elevados de TS ou deficiência de altura da unidade de flotação, como discutido anteriormente, e não ao possível comprometimento dos bioflocos acarretado pela mistura excessiva.

Houve ensaios que apresentaram resultados inadequados e que foram realizados com alguns dos menores tempos de floculação. Nos ensaios 1, 8, 9 e 11, por exemplo, foram obtidos resultados insatisfatórios com o emprego de  $T_f$  entre 2,9 min e 3,1 min. No entanto, nota-se que o mau desempenho da flotação, nesses casos, foi influenciado pela

quantidade de ar insatisfatória fornecida ao processo ( $D_{ar}$  de 9,7; 6,5; 10,9 e 7,9 g de ar/m<sup>3</sup> de afluente, respectivamente).

Mesmo que não tenha sido possível avaliar com segurança o efeito dos valores de  $T_f$  nos resultados dos ensaios em escala piloto, é certo que o projeto desse tipo de sistema de tratamento, constituído de flotação na sequência a tanque de aeração, deve sempre minimizar as perdas de carga na tubulação afluente à flotação, para que os flocos biológicos formados no tanque de aeração mantenham o máximo possível sua integridade até a chegada ao flotador.

No entanto, no caso desse trabalho, conforme descrito no item 4.9 do capítulo Materiais e métodos, houve a necessidade da instalação de dois medidores de vazão na tubulação afluente ao flotador, um para o liquor misto do tanque de aeração e outro, para o liquor misto já misturado ao efluente dos decantadores. Como esses medidores eram de diâmetros menores que o da tubulação afluente, esse estrangulamento introduzia uma determinada perda de carga, que provavelmente provocava a ruptura parcial dos flocos biológicos previamente formados. Isso poderia levar à especulação de que seriam necessários maiores tempos de floculação para que esses flocos destruídos na tubulação afluente pudessem ser floculados novamente. No entanto, contrariamente, os ensaios que forneceram os melhores resultados estiveram associados aos menores tempos de floculação.

Avaliando os resultados das segunda e terceira etapas do trabalho, vê-se que o aumento do tempo de floculação aparentemente não influenciou (ou até piorou) a eficiência da flotação, talvez indicando a possibilidade de eliminação da etapa de floculação nos casos em que se tenha apenas a aplicação de polímero antecedendo a flotação. Porém, investigações adicionais acerca da influência das condições de floculação, na flotação desse tipo de efluente (liquor misto de tanque de aeração), são recomendáveis para que observações mais conclusivas possam ser obtidas.

### **5.13 Concentrações de metais pesados no lodo flotado**



O volume de lodo produzido em uma ETE representa cerca de 1 a 2% do volume de esgoto tratado, e seu tratamento e disposição final pode alcançar até 60% do custo operacional da estação. Segundo METCALF & EDDY (1991), de todos os subprodutos o lodo é, sem dúvida, o de maior volume, e seu tratamento e disposição é talvez o problema mais complexo que enfrenta um engenheiro dentro do campo de tratamento de águas residuárias.

Caso não controlado de forma adequada, o lodo de esgoto pode ser considerado como concentrador de matéria orgânica, nutrientes, organismos vivos, metais pesados e outros elementos que possam representar algum tipo de risco aos seres humanos.

Os principais parâmetros do lodo a serem determinados, visando seu possível aproveitamento na agricultura são: concentração de metais pesados, perfil sanitário, teor de umidade, estabilidade do resíduo e valor agronômico.

ANDREOLI *et. al.* (2001) afirmaram que, do ponto de vista ambiental, o metal pesado pode ser entendido como aquele metal que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao ambiente, prejudicando a atividade dos organismos vivos. Segundo os autores, os principais elementos enquadrados neste conceito são: Ag (prata), As (arsênio), Cd (cádmio), Co (cobalto), Cr (cromo), Cu (cobre), Hg (mercúrio), Ni (níquel), Pb (chumbo), Se (selênio) e Zn (zinco). Estes elementos são encontrados naturalmente no solo em concentrações variáveis, porém inferiores àquelas consideradas tóxicas para diferentes organismos vivos. Dentre eles, As, Co, Cr, Cu, Se e Zn são essenciais aos organismos em certas quantidades, enquanto outros não desempenham qualquer função no metabolismo, sendo tóxicos às plantas e animais.

RANGEL *et. al.* (2004) afirmaram que o lodo proveniente de tratamento de esgoto predominantemente doméstico apresenta baixos teores de Cd, Cu, Mo (molibdênio), Ni, Zn, Pb, Mn (manganês), Fe (ferro) e Cr. Entretanto, quando os efluentes industriais predominam no esgoto, o

lodo obtido pode apresentar teores de metais pesados acima da faixa permitida, e, conseqüentemente, serem proibidos para o uso agrícola.

De acordo com os autores, dentre os metais presentes na composição do lodo, como Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Pb, Sn (estanho) e Zn, alguns são considerados essenciais para plantas e animais, como, por exemplo, Cu, Mo e Zn, enquanto outros são tóxicos, como Cd, Hg e Pb.

CHAGAS (2000) afirmou que a presença de metais pesados no solo, em concentrações baixas, pode ser benéfica para microrganismos e plantas; porém, em concentrações mais elevadas, esses metais podem se tornar precariamente perniciosos para os organismos vivos, pela sua introdução na cadeia alimentar.

**TABELA 5.39 - Limites de metais pesados aceitáveis em lodos de esgoto destinados ao uso agrícola.**

	1	2	3	4	5
	Norma australiana (lodo nível B)	Proposta do CONAMA - MMA *	Concentrações limites propostas pela CETESB **	Norma CETESB P-4230	Proposta do "GT Lodo de esgoto" ***
mg/kg (base seca)					
<i>As</i>	20	12	120	75	75
<i>Cd</i>	5	6	26	85	26
<i>Cr</i>	250	103	370	-	1000
<i>Cu</i>	375	506	680	4300	1500
<i>Pb</i>	150	111	350	840	750
<i>Hg</i>	4	2	5	57	16
<i>Ni</i>	125	57	180	420	420
<i>Se</i>	8	6	50	100	50
<i>Zn</i>	700	830	2500	7500	3000
<i>Co</i>	-	-	125	-	125
<i>Mo</i>	-	15	50	75	50

\* Concentrações médias medidas em mais de 200 ETEs dos EUA, em 1996 (Fonte: CHANG *et. al.* (2002) *apud* Portaria do CONAMA – MMA);

\*\* Fonte: Ata da 6ª reunião do "Grupo de Trabalho Lodo de Esgoto" do Conselho Nacional do Meio Ambiente – MMA, realizada em 28 e 29/09/2004;

\*\*\* Proposta elaborada pelo "GT Lodo de Esgoto" com base nos valores das colunas 1 a 4.

A TABELA 5.39 apresenta cinco diferentes fontes de concentrações limites para metais pesados, as quais estabelecem restrições para lodos de esgoto destinados a um possível uso agrícola. Na coluna 1 vêem-se os valores estipulados pela norma australiana para um lodo de nível B. A coluna 2, por sua vez, mostra valores provenientes de estudo desenvolvido

para a OMS, referentes a medições das concentrações de metais pesados em lodos de mais de 200 ETEs dos Estados Unidos, feitas durante o ano de 1996. A coluna 5 apresenta proposta formulada pelo “Grupo de Trabalho Lodo de Esgoto”, do Ministério do Meio Ambiente, com base nos valores das colunas 1 e 2, nos limites sugeridos por representantes da CETESB - coluna 3 -, e nos valores da Norma P-4230 - coluna 4.

**TABELA 5.40 - Análise química de lodos de esgoto.**

Metal	Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3	Lodo 4	Lodo 5	Lodo 6	Lodo 7	Lodo 8	Lodo 9
Cd	1,0	0,4	0,9	8,1	-	1,3	1,7	1,7	2,0
Cr-total	61,7	17,4	41,2	887	834,6	172,5	-	-	-
Cu	160,2	28,9	98,5	862	216	140,2	573	457	424
Pb	61,7	12,5	45,8	90,4	51,1	33,4	42	41	50
Ni	24,8	8,4	18,9	467	97,5	37,3	-	-	-
Zn	559,0	112,2	478,6	2895	1036,6	482,9	357	403	411
Fe (g/kg)	82,5	7,6	7,6	26,3	23,6	-	7	22	6,9

1) Lodo da ETE – Bichoró; 2) Lodo da ETE – Bertioaga; 3) Lodo da ETE - Jundiaí

Fonte: ETEs 1, 2 e 3 - PIRES *et. al.* (2004);

4) Lodo da ETE – Barueri; 5) Lodo da ETE – Franca

Fonte: ETEs 4 e 5 - RANGEL *et. al.* (2004);

6) Lodo da ETE – Franca

Fonte: COMPARINI (2005);

7) Lodo do ensaio 64 (apenas polímero)

8) Lodo do ensaio 64 (cloreto férrico + polímero)

9) Lodo do ensaio 65 (apenas polímero)

A TABELA 5.40, por sua vez, mostra as concentrações de alguns metais, determinadas a partir de amostras compostas de lodo flotado, correspondentes aos ensaios 64 e 65 deste trabalho (lodos 7, 8 e 9). Essas determinações foram realizadas no Laboratório de Saneamento da EESC-USP, de acordo com procedimento descrito no STANDARD METHODS OF EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1998). Os resultados das determinações foram obtidos em relação ao volume das amostras (mg/L), e as concentrações com base na matéria seca (mg/kg) foram calculadas considerando os teores de sólidos no lodo de cada amostra (3,6%, 3,0% e 4,1%, para os lodos 7, 8 e 9, respectivamente). Para comparação, a

TABELA 5.40 apresenta também as concentrações de metais apresentadas por amostras de lodo provenientes das ETEs das cidades de Bichoró, Bertiooga, Jundiaí e Barueri (lodos 1 a 4), e por duas amostras da ETE de Franca (lodos 5 e 6, obtidos em RANGEL *et. al.*, 2004 e COMPARINI, 2005, respectivamente).

Observando as TABELAS 5.39 e 5.40, nota-se que, tanto no que concerne aos metais considerados essenciais às plantas e animais, quanto àqueles com potencial tóxico, as concentrações apresentadas pelas amostras de lodo flotado dos ensaios 64 e 65, bem como os lodos das ETEs Bichoró, Bertiooga, Jundiaí e o lodo 6 da ETE - Franca, são bem inferiores aos limites da TABELA 5.39, para a grande maioria dos metais. Apenas a primeira parte do ensaio 64, na qual foi utilizado apenas polímero, apresentou lodo com concentração de Cu acima dos limites da norma australiana e da proposta do CONAMA (colunas 1 e 2). No entanto, deve-se considerar que os limites estipulados nas colunas 1 e 2 são bastante restritivos quando comparados aos das colunas 3 e 4, referentes à Norma da CETESB P-4230 e à proposta do “GT Lodo de Esgoto”.

Na TABELA 5.40, observa-se que as concentrações da maioria dos metais contidos nos lodos dos ensaios 64 e 65, com exceção do Cu, apresentaram ordem de grandeza semelhante às verificadas nos lodos das ETEs Bichoró, Bertiooga, Jundiaí e Franca (lodo 6). Considerando os lodos 5 e 6 da ETE – Franca, nota-se que as concentrações de Cr e Zn foram bastante distintas nas duas fontes consultadas, sendo que, para uma possível aplicação do lodo 5 na agricultura, os valores registrados por RANGEL *et. al.* (2004) obedeceriam apenas às restrições da Norma P-4230 e do “GT Lodo de Esgoto”.

Quanto à aplicabilidade do lodo da ETE – Barueri na agricultura, nota-se que as concentrações de metais apresentadas por este obedecem apenas aos limites menos rigorosos estipulados na Norma P-4230 e no “GT Lodo de Esgoto”. Como mostra a TABELA 5.40, este lodo apresentou concentrações bastante elevadas de todos os metais, sempre muito acima dos valores dos lodos das demais ETEs e dos ensaios 64 e 65, além de

serem superiores aos limites estabelecidos nas colunas 1 a 3 da TABELA 5.39.

Conforme afirmação de RANGEL *et. al.* (2004), a presença de metais pesados no lodo da ETE – Barueri, em concentração maior do que a verificada no lodo da ETE – Franca (lodo 5), reflete a natureza predominantemente doméstica do esgoto tratado na segunda. Assim, em relação aos teores de metais pesados, o uso agrícola do lodo de Barueri, comparado com o lodo de Franca, requer maiores cuidados no sentido de se evitar que o solo e outras matrizes sejam contaminados com metais pesados. Essa maior contaminação com metais pesados do lodo da ETE - Barueri sinaliza para a necessidade de se identificar, no entorno do município de Barueri, indústrias ou processos industriais, fontes desses metais, no sentido de que esses efluentes sejam separados dos demais, ou tratados nos locais onde são gerados, para que os teores de metais pesados em remessas do lodo dessa ETE sejam diminuídos ao longo do tempo.

Para que fosse avaliada, de forma mais segura, a aplicabilidade, na agricultura, do lodo resultante do sistema de tratamento investigado neste trabalho, seria conveniente terem sido determinadas também as concentrações de outros metais citados na TABELA 5.39, como Hg, Ni, Se, Cr e As, o que, infelizmente, não foi feito.

## **6 Considerações finais**

A ETE - Jardim das Flores, local escolhido para a realização do trabalho, é um projeto recente e inovador de sistema de tratamento que associa os processos anaeróbio e aeróbio à decantação laminar.

Como mencionado anteriormente no item 5.7, durante a realização do trabalho a ETE – Jardim das Flores apresentou grande instabilidade operacional, ocasionada muitas vezes por falta de informação dos operadores, problemas construtivos da ETE e, principalmente, pela extrema acumulação de sólidos no sistema, acarretada pela falta de equipamento desaguador de lodo. Além da carência que o Brasil apresenta na área de tratamento de esgotos, outro grande problema a ser enfrentado é a

deficiência na formação de operadores, principalmente no caso de projetos mais modernos como o da ETE em questão.

Apesar das condições adversas apresentadas pela ETE durante o período da pesquisa, a partir da análise dos resultados obtidos nos ensaios de flotação, realizados tanto em unidade de flotação lamelar quanto convencional, foi possível recomendar faixas de parâmetros operacionais para a clarificação por flotação de efluentes produzidos em sistemas sequenciais de tratamento de esgoto sanitário, constituídos de reatores UASB seguidos de tanque de aeração.

Para determinados casos, essas recomendações tiveram que ser, de certa forma, conservadoras, principalmente as referentes aos ensaios realizados em unidade de FAD convencional. As condições operacionais da ETE – Jardim das Flores durante a realização desses ensaios resultaram na deterioração das características de biofloculação do liquor misto do tanque de aeração, o que prejudicou não apenas a eficiência do processo de flotação, mas também dos decantadores secundários da própria ETE.

Conforme citado anteriormente, esse liquor misto com qualidade deteriorada possuía micropartículas que escapavam à floculação, as quais, provavelmente, apresentavam características de tamanho e superfície inadequadas não só à flotação como também à sedimentação.

De acordo com REALI (1991), na flotação, as características de superfície das partículas influenciam a eficiência de aderência das microbolhas de ar aos flocos, e o tamanho dos aglomerados microbolhas/floco formados influencia a velocidade ascensional resultante. Sendo assim, em alguns ensaios da segunda e em toda a terceira etapa do trabalho, houve comprometimento da eficiência da flotação, provavelmente em decorrência das menores velocidades ascensionais atingidas pelos aglomerados formados pelas microbolhas de ar e as referidas micropartículas. Esses aglomerados com baixa velocidade ascensional provavelmente formavam uma manta dispersa na zona de flotação, a qual, para determinados valores de taxas na flotação, era parcialmente arrastada com o subnadante, deteriorando as características do efluente final.

Mesmo diante dos vários problemas apresentados pela ETE durante a pesquisa, como, por exemplo, escape de lodo no efluente dos decantadores, deterioração das condições do liquor misto do tanque de aeração, e utilização dos reatores UASB como tanques para armazenamento de lodo, a maior parte dos ensaios da segunda etapa do trabalho (com emprego da unidade de flotação lamelar FADAT) foi realizada em período de relativa estabilidade operacional. A partir dos resultados satisfatórios obtidos em determinados ensaios desta etapa, foi possível confirmar a possibilidade de aplicação de taxas mais elevadas em unidades de flotação contendo lamelas.

A flotação em unidade FADAT, empregada para clarificação do liquor misto de tanque de aeração com boas características de biofloculação, possibilitou a obtenção de resultados satisfatórios quando operada nas seguintes condições: TAS em torno de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a valores de TS maiores que  $120 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  e menores ou iguais a  $250 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$  (para valores de  $\text{SST}_{\text{afi}}$  entre  $800$  e  $1100 \text{ mg/L}$ ), desde que associados a valores de  $D_{\text{ar}}$  na faixa de  $15,0$  a  $18,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluente.

CARVALHO (2003) constatou o bom desempenho da unidade FADAT, empregada no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio (RALEX), para TAS superior a  $500 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  (ver item 5.9.5), o que permitiu a suposição de que valores de TAS superiores a  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  seriam capazes de também proporcionar resultados satisfatórios na flotação lamelar aplicada para clarificação em sistemas de lodos ativados, mediante o fornecimento de quantidade adequada de ar ao processo.

No entanto, no sistema montado na ETE – Jardim das Flores para realização da pesquisa, limitações nas tubulações que alimentavam a unidade de flotação não permitiram que a vazão afluente ultrapassasse  $20 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Com os valores de TAS, TS e A/S, calculados a partir das equações descritas na lista de Abreviaturas, siglas, símbolos e formulações, foi

possível elaborar a TABELA 5.41, semelhante às TABELAS 5.17, 5.20, 5.23, 5.27, 5.29 e 5.31 dos itens 5.8.2, 5.8.3 e 5.8.4 e 5.9.2, 5.9.3 e 5.9.4.

**TABELA 5.41 – Cálculo da razão de recirculação, das vazões de recirculação e de flotação, do tempo de floculação e da concentração de SST, para diferentes valores de TAS, TS e A/S.**

TS kg/m <sup>2</sup> .dia	TAS m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	A/S	R/ (1+R)	R	SST (mg/L)	Q <sub>flot</sub> m <sup>3</sup> /dia	Q <sub>flot</sub> m <sup>3</sup> /h	Q <sub>rec</sub> m <sup>3</sup> /h	Tf min
250	400	0,013	0,11	0,12	701	535	<b>22,3</b>	2,7	2,6
250	400	0,020	0,17	0,20	750	500	<b>20,8</b>	4,2	2,8
250	400	0,027	0,23	0,29	806	465	<b>19,4</b>	5,6	3,0
120	400	0,013	0,05	0,05	316	569	<b>23,7</b>	1,3	2,4
120	400	0,020	0,08	0,09	326	552	<b>23,0</b>	2,0	2,5
120	400	0,027	0,11	0,12	336	535	<b>22,3</b>	2,7	2,6
250	500	0,013	0,09	0,09	547	685	<b>28,5</b>	2,7	2,0
250	500	0,020	0,13	0,15	577	650	<b>27,1</b>	4,2	2,1
250	500	0,027	0,18	0,22	610	615	<b>25,6</b>	5,6	2,2
120	500	0,013	0,04	0,04	250	719	<b>30,0</b>	1,3	1,9
120	500	0,020	0,06	0,07	256	702	<b>29,3</b>	2,0	2,0
120	500	0,027	0,09	0,09	263	685	<b>28,6</b>	2,7	2,0

Os dados da TABELA 5.41 mostram que, para valores de TAS acima de 350 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, empregados em associação ao valor máximo de TS de 250 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia e mínimo de 120 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia, e para A/S variando de 0,013 a 0,027, seria impossível realizar ensaios de flotação com o sistema montado na ETE – Jardim das Flores, devido ao fato das vazões afluentes, nesses ensaios, ultrapassarem o limite de 20 m<sup>3</sup>/h.

Seria interessante que pesquisas futuras empregando a flotação lamelar, e realizadas em ETES com condições normais de operação, pudessem investigar uma faixa mais extensa de valores de TAS, associados a valores de TS superiores a 250 kg de SST/m<sup>2</sup>.dia.

Outro fator que pode ter prejudicado o desempenho da flotação em determinados ensaios foi a deficiência de altura apresentada pela unidade de flotação utilizada na pesquisa.

É importante salientar que a referida unidade piloto de flotação foi originalmente confeccionada para aplicação em flotação do efluente de reatores anaeróbios contendo baixas concentrações de SST (no máximo 100 mg/L). Sendo assim, a altura da unidade é menor do que a usualmente adotada nos projetos de flotores empregados na clarificação e



espessamento de suspensões contendo elevadas concentrações de SST (acima de 700 mg/L, chegando a ultrapassar 2000 mg/L, como é o caso do liquor misto de alguns sistemas de lodos ativados).

Quando a flotação é empregada em sistema de lodos ativados, ou seja, quando o afluente à unidade de flotação apresenta elevada concentração de sólidos, ocorre, como mencionado no item 5.8.2, a formação de camada de lodo abaixo do nível d'água, cuja altura máxima deve ser apenas a necessária para garantir a flutuação da camada de lodo acima do nível d'água, conforme afirmado por BRATBY & AMBROSE (1995). Se essa altura for ultrapassada, devido ao emprego de valor muito elevado de TS, ou pelo desajuste do tempo de raspagem do lodo flotado, parte desses sólidos é arrastada juntamente com o efluente (fenômeno que neste trabalho foi chamado de traspasse súbito de sólidos).

Portanto, as unidades de flotação devem ser dimensionadas com altura suficiente para que não ocorra o arraste da manta de lodo, principalmente no caso de aplicação de valores mais elevados de TAS e TS.

Segundo HAARHOFF & VAN VUUREN (1995), a altura do flotador, para clarificação, deve ser de 1,5 m a 3,0 m, e para o espessamento de lodo, de 2,0 m a 4,0 m. BRATBY & AMBROSE (1995), para o espessamento de lodo proveniente de decantadores secundários, empregaram flotadores com 3,65 m de altura. Já BRATBY (1978), na flotação de efluente de lodos ativados contendo  $SST_{\text{afi}}$  de 4000 mg/L, para TAS de  $136 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$  e TS de  $179 \text{ kg SST}/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ , registrou problemas de arraste da manta de lodo em flotador com 2,0 m de altura, mesmo fornecendo elevada quantidade de ar ao processo (A/S de 0,0356 e R de 2,035).

No caso desta pesquisa, a unidade de flotação também possuía altura de 2,0 m. Inicialmente imaginou-se que essa altura relativamente baixa pudesse ser compensada pela presença do módulo de placas. No entanto, foi constatado que a obtenção de bons resultados com a unidade FADAT esteve diretamente relacionada ao emprego de baixos valores de  $SST_{\text{afi}}$ . Nos ensaios em que a concentração de  $SST_{\text{afi}}$  ultrapassou a faixa de 1600 mg/L, não foi possível obter desempenho favorável na flotação lamelar,

sendo a deficiência de altura da unidade FADAT uma das causas prováveis deste fato.

Conforme mencionado anteriormente, os ensaios de flotação da terceira etapa do trabalho, realizados com unidade de FAD convencional, tiveram seus resultados bastante prejudicados pelas más condições de biofloculação apresentadas pelo liquor misto do tanque de aeração da ETE.

Nestes ensaios, a provável formação de aglomerados com baixa velocidade ascensional, talvez resultantes da adesão das já mencionadas micropartículas a microbolhas de ar, bem como a existência de partículas cuja aderência às microbolhas não foi possível, quer seja pela quantidade insuficiente de bolhas, ou pelas características desfavoráveis da superfície das partículas, resultava no arraste de sólidos com o efluente, prejudicando a eficiência do processo. Nesses casos, supõe-se que a altura insuficiente da unidade de flotação foi um fator agravante, dependendo dos valores de TAS aplicados.

Considerando os problemas operacionais existentes na ETE – Jardim das Flores que levaram às condições ruins de biofloculação apresentadas pelo liquor misto do tanque de aeração (afluente à flotação) nesse período, com base nos resultados obtidos nos ensaios com unidade de FAD convencional, foi possível elaborar as seguintes recomendações: para TAS de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , é possível empregar TS de até  $200 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , mediante o fornecimento de quantidade adequada de ar, ou seja, A/S em torno de 0,020 (que resultou em valor de  $D_{\text{ar}}$  em torno de  $21,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluente), para  $\text{SST}_{\text{afi}}$  em torno de  $1400 \text{ mg/L}$ . Resultados melhores puderam ser obtidos mantendo TAS em  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e diminuindo TS para  $160 \text{ kg de SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , com emprego de  $D_{\text{ar}}$  em torno de  $17,0 \text{ g de ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluente, para  $\text{SST}_{\text{afi}}$  menor que  $1100 \text{ mg/L}$ .

Novamente é importante salientar que o fato dos ensaios da terceira etapa terem sido realizados em condições desfavoráveis torna as recomendações acima citadas de certa forma conservadoras. Seria interessante que pesquisas futuras pudessem investigar o desempenho da

FAD convencional alimentada com liquor misto de um tanque de aeração com condições normais de biofloculação.

## **7 Conclusões e recomendações**

✓ Considerando as limitações concernentes a ensaios realizados em unidades de flotação em escala de laboratório (equipamento de Flotateste), com alimentação por batelada, e para o tipo de efluente utilizado neste trabalho, os resultados obtidos nos ensaios da primeira etapa do trabalho permitiram a extração de algumas conclusões importantes para as etapas em escala piloto, confirmando a importância da realização de ensaios de laboratório precedendo a implantação de qualquer sistema em escala piloto ou real. No caso deste trabalho, os ensaios com Flotateste foram bastante conclusivos para a escolha do tipo de substância coagulante/floculante a ser aplicada para o pré-condicionamento químico mais adequado do efluente tratado, bem como das condições de mistura a serem fornecidas.

Comparando as cinco diferentes condições investigadas nos ensaios da primeira etapa do trabalho, pôde-se concluir que as situações que mais favoreceram o processo de flotação corresponderam aos ensaios realizados com o emprego do polímero sintético catiônico, tanto isoladamente quanto associado ao cloreto férrico, sendo esta última condição imprescindível para obtenção de remoção mais pronunciada de fósforo. Já os resultados obtidos com emprego de cloreto férrico isoladamente, na flotação do liquor misto de tanque de aeração, mostraram que este tipo de substância coagulante não foi capaz de produzir flocos com boas características de flotabilidade, principalmente para as dosagens mais elevadas de cloreto férrico.

Nos ensaios realizados com equipamento Flotateste alimentado com o liquor misto de tanque de aeração, para todos os tipos de substâncias coagulantes/floculantes investigadas, constatou-se a requisição de condições mais amenas de mistura, sendo que, em muitos casos, os resultados mais satisfatórios foram obtidos mediante a eliminação da etapa de mistura rápida ou de floculação.

A partir dos resultados dos ensaios da primeira etapa do trabalho, foi possível elaborar as seguintes recomendações:

- Empregando o polímero sintético catiônico, com alta massa molecular e alta densidade de carga, como auxiliar de floculação/flotação, os melhores resultados nos ensaios de flotação foram obtidos com aplicação de dosagem (DP) em torno de 0,6 mg/L, A/S em torno de 0,014, Gmr de  $600 \text{ s}^{-1}$ , Tmr de 40 s, Gf de  $80 \text{ s}^{-1}$  e Tf de 5 min. Nessas condições, a flotação realizada em equipamento Flotateste apresentou bom desempenho, produzindo efluente final contendo os seguintes residuais: de SST, 30 mg/L e de turbidez, 18 uT, além de 91% de remoção global de DQO, com residual de 79 mg/L.

- A associação entre o cloreto férrico e o polímero sintético catiônico proporcionou bons resultados quando foram empregados DCF de 30 mg/L, DP de 0,8 mg/L, Gmr de  $200 \text{ s}^{-1}$ , Tmr de 3 min, sem floculação e A/S em torno de 0,014. Nessas condições, foram obtidos os seguintes residuais: de SST, 40 mg/L; de turbidez, 19 uT e de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , 3,6 mg/L, além de 90% de remoção global de DQO, com residual de 91 mg/L.

✓ Os resultados dos ensaios das segunda e terceira etapas do trabalho confirmaram que o processo de flotação, tanto lamelar quanto convencional, é capaz de operar eficientemente na remoção de sólidos nos sistemas de lodo ativado, desde que fornecidas as condições adequadas para cada caso.

Na flotação lamelar de alta taxa, constatou-se que o bom desempenho esteve diretamente relacionado a baixos valores de  $\text{SST}_{\text{afli}}$ , tendo em vista que, para operar-se com altos valores de TAS ( $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  ou superiores) associados a valores de TS em torno de 250 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$  (valor máximo testado no presente trabalho), foi necessário que  $\text{SST}_{\text{afli}}$  estivesse limitado a valores em torno de 800 mg/L. Dessa forma, recomenda-se que em trabalhos subsequentes sejam testados, nas unidades FADAT, valores mais elevados de TS (acima de 250 kg de SST/ $\text{m}^2.\text{dia}$ ) associados a valores de TAS acima de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ .

A quantidade de ar a ser fornecida ao processo de flotação deve ser calculada através da razão A/S (em massa) ou da dosagem de ar ( $D_{\text{ar}}$ ), em g

de  $\text{ar/m}^3$  de esgoto afluyente, dependendo do valor de  $\text{SST}_{\text{afli}}$ . Através dos resultados dos ensaios de flotação deste trabalho, pôde-se observar que a razão  $A/S$  é mais adequada para o cálculo da quantidade de ar na flotação de suspensões concentradas ( $\text{SST}_{\text{afli}}$  acima de 1100 mg/L no presente estudo), ao passo que  $D_{\text{ar}}$  é mais representativo no caso da flotação de suspensões diluídas.

Com base nos resultados obtidos nos ensaios realizados em unidade piloto de flotação lamelar FADAT, alimentada de forma contínua com efluente de sistema sequencial de tratamento constituído de reatores UASB seguidos de tanque de aeração, foi possível elaborar as seguintes recomendações:

- A flotação por ar dissolvido lamelar, empregada na clarificação do liquor misto de tanque de aeração com boas características de biofloculação, forneceu resultados satisfatórios quando realizada nas seguintes condições: TAS em torno de  $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , associada a valores de TS na faixa de 120 a 250 kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , desde que fornecidos valores de  $D_{\text{ar}}$  na faixa de 15,0 a 18,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluyente, para  $\text{SST}_{\text{afli}}$  entre 800 e 1100 mg/L. Para o mesmo valor de TAS ( $350 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ), associado a valores de TS menores ou iguais a 120 kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , foi possível a aplicação de  $D_{\text{ar}}$  em torno de 10,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluyente, para  $\text{SST}_{\text{afli}}$  menor que 800 mg/L. Empregando TAS em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , a unidade FADAT, alimentada com liquor misto em boas condições de biofloculação, foi capaz de apresentar bom desempenho mesmo para baixos valores de  $A/S$  (até 0,011, para  $\text{SST}_{\text{afli}}$  acima de 2000 mg/L), associado a valores de TS menores que 290 kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ . No entanto, no caso de condições ruins de biofloculação do liquor misto do tanque de aeração (com a presença de micropartículas que não formavam flocos) e para o mesmo valor de TAS (em torno de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ), a flotação lamelar requisitou valores mais conservadores de TS - em torno de 120 kg de  $\text{SST}/\text{m}^2.\text{dia}$ , para  $D_{\text{ar}}$  em torno de 13,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de esgoto afluyente e  $\text{SST}_{\text{afli}}$  inferior a 800 mg/L.

Com relação aos resultados obtidos nos ensaios da terceira etapa do trabalho, realizados em unidade de FAD convencional, alimentada com

efluente de sistema sequencial de tratamento constituído de reatores UASB seguidos de tanque de aeração, foi possível extrair as seguintes recomendações:

- A FAD convencional, empregada na clarificação do liquor misto de tanque de aeração com más condições de biofloculação, pôde fornecer resultados satisfatórios mediante o emprego de TAS em torno de 200  $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ , TS menor que 200 kg de SST/ $\text{m}^2\cdot\text{dia}$  e A/S em torno de 0,020 ( $D_{\text{ar}}$  de 21,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente), para  $\text{SST}_{\text{afi}}$  em torno de 1400 mg/L. Para a obtenção de resultados melhores e mais estáveis é possível empregar o mesmo valor de TAS, desde que associado a TS de 160 kg de SST/ $\text{m}^2\cdot\text{dia}$  e  $D_{\text{ar}}$  de 17,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente, ou TS de 120 kg de SST/ $\text{m}^2\cdot\text{dia}$  e  $D_{\text{ar}}$  de 13,0 g de  $\text{ar}/\text{m}^3$  de afluente, ambos para  $\text{SST}_{\text{afi}}$  inferior a 1100 mg/L.

- Confirmando os resultados obtidos nos ensaios com Flotatest, a utilização apenas de cloreto férrico, na dosagem de 60 mg/L, resultou em desempenho extremamente insatisfatório da FAD convencional em escala piloto, com ocorrência de traspasse súbito de sólidos no flotor após pouco tempo de operação (residuais de turbidez e DQO de 474 uT e 361 mg/L, respectivamente). Ao contrário, foi possível obter excelente desempenho da flotação para a mesma dosagem de cloreto férrico associada à DP de 1,02 g pol./kg SST (residuais médios de turbidez, DQO e SST de 11 uT, 21 mg/L e 23 mg/L, respectivamente, além de residual de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de 0,7 mg/L).

✓ A operação descontrolada da ETE – Jardim das Flores durante a realização da pesquisa não permitiu que ocorresse a nitrificação no tanque de aeração e a produção de um efluente com baixa concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  (em 26/10/04, a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  no efluente dos reatores UASB era de 44 mg/L, sendo que no efluente dos decantadores,  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  eram de 37 mg/L e 0,5 mg/L, respectivamente). No entanto, através dos dados de abril de 2004, pôde-se constatar que o sistema sequencial UASB/lodo ativado, quando operado de forma adequada, é capaz de promover a nitrificação, produzindo efluente com baixa concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  (5 mg/L) e com a maior parte do nitrogênio na forma de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$  igual a 21 mg/L).

✓ Os resultados do trabalho mostraram que o sistema sequencial UASB/lodo ativado tem potencial para fornecer expressivos resultados de remoção de fósforo através de método biológico, se operado de forma adequada. Para que seja investigada a aplicabilidade deste tipo de operação em ETEs que possuam esse sistema de tratamento, recomenda-se a realização de estudo para determinação de valores adequados de  $\theta_c$  no tanque de aeração, que possibilitem o desencadeamento do processo sem que ocorra prejuízo das condições do reator, como no caso da ETE – Jardim das Flores. Recomenda-se também a realização de estudo para investigação da possibilidade de remover fósforo nesse tipo de sistema através da manutenção de baixos valores de O.D. no tanque de aeração, ou mesmo da realização de aeração intermitente, levando em conta os bons resultados obtidos por MARCHETTO (2001).

## **8 Referências bibliográficas**

ADIN, A.; SOFFER, Y. & BEM AIM, R. (1998). Effluent Pretreatment by Iron Coagulation Applying Various Dose-pH Combinations for Optimun Particle Separation. *Wat. Sci. Tech.*, **38** (6), 27-34.

ADIN, A. (1999). Particle Characteristics: A Key Factor in Effluent Treatment and Reuse. *Wat. Sci. Tech.*, **40** (4-5), 67-74.

AGUILAR, M. I.; SÁEZ, J.; LLORÉNS, M.; SOLER, A. & ORTUNO, J. F. (2001). Nutrient Removal and Sludge Production in the Coagulation-Flocculation Process. *Water Research*, para publicação, 1-10.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. & FERNANDES, F (2001). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Volume 6. Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. Editora SEGRAC. 484 p.

ATA DA 6ª REUNIÃO DO “GRUPO DE TRABALHO LODO DE ESGOTO” DO CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – MMA.

BARKÁCS, K.; BOHUSS, I.; BUKOVSKY, A.; VARGA, I. & ZÁRAY, G. (2000). Comparison of Polyelectrolytes Applied in Drinking Water Treatment. *Microchemical Journal*, **67**, 271-277.

BENNOIT, H. & SCHUSTER, C. (2001). Advanced DAF-Technology for Separating and Thickening of Activated Sludge. In: The 4<sup>th</sup> International Conference: Flotation in Water and Wastewater Treatment – Conference Proceedings. Helsinki, Finland, 11-14 September (2000). International Water Association – IWA, 2000.

BOBACKA, V. & EKLUND, D. (1999). The Influence of Charge Density of Cationic Starch on Dissolved and Colloidal Material from Peroxide Bleached Thermomechanical Pulp. *Colloids and Surfaces*, **152**, 285-291.

BOLTO, B. A. (1995). Soluble Polymer in Water Purification. *Progress in Polymer Science*, **20**, 987-1041.

BRATBY, J. & MARAIS, G.v.R. (1975). Dissolved-Air (Pressure) Flotation – An Evaluation of Inter-Relationships Between Process Variables and their Optimization for Design. *Water S.A.*, **1** (2).

BRATBY, J. & MARAIS, G.v.R. (1976). A Guide for the Design of Dissolved-Air (Pressure) Flotation Systems for Activated Sludge Processes . *Water S.A.*, **2** (2), 86-100.

BRATBY, J. & MARAIS, G.v.R. (1977). Dissolved-Air Flotation in Activated Sludge. *Prog. Wat. Tech.*, **9**, 311-322.

BRATBY, J. (1978). Aspects of Sludge Thickening by Dissolved-Air Flotation. *Wat. Pollut. Control*, 421-432.

BRATBY, J. (1982). Treatment of a Raw Wastewater Overflows by Dissolved-Air Flotation. *Journal WPCF*, **54** (12), 1558-1565.

BRATBY, J. R. & AMBROSE, W. A. (1995). Design and Control of Flotation Thickeners. *Wat. Sci. Tech.*, **31** (3-4), 247-261.

CAMPOS, J. R. (1972). *Ensaio Sobre a Aplicação de Polieletrólitos na Floculação de Águas de Abastecimento*. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP).

CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P.; DOMBROSKI, S. A. G.; MARCHETTO, M. & LIMA, M. R. A. (1996). Tratamento Físico-Químico por Flotação de



Efluentes de Reatores Anaeróbios. XXV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS 96, Novembro de 1996, México.

CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P.; DANIEL, L. A. (2003). Estudo de Alternativas de Concepção da Melhor Solução para Tratamento de Esgoto São Carlos – S.P. Dezembro de 2003. Processo SAAE nº 2804/2002. Convênio SAAE São Carlos/FIPAI – Fundação para o Incremento da Pesquisa e do Aperfeiçoamento Industrial (Contrato nº 19/2002).

CARVALHO, M. E. de (2003). *Flotação de Alta Taxa Aplicada ao Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP).

CHAGAS, W. F. (2000). *Estudo de Patógenos e Metais em Lodo Digerido Bruto e Higienizado Para Fins Agrícolas, das Estações de Tratamento de Esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública.

CHUNG, T. H. & KIM, D. Y. (1997). Significance of Pressure and Recirculation in Sludge Thickening by Dissolved Air Flotation. *Wat. Sci. Tech.*, **36** (12), 223-230.

CIKUREL, H.; REBHUN, M.; AMIRTHARAJAH, A. & ADIN, A. (1996). Wastewater Effluent Reuse by In-Line Flocculation Filtration Process. *Wat. Sci. Tech.*, **33** (10-11), 203-211.

CLARK, T.; STEPHENSON, T. & PEARCE, P. A. (1997). Phosphorus Removal by Chemical Precipitation in a Biological Aerated Filter. *Wat. Res.*, **31** (10), 2557-2563.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. (1999). Aplicação de Biossólidos de Sistemas de Tratamento em Áreas Agrícolas: Critérios para Projeto e Operação. Norma P-4230. São Paulo.

COMPARINI, J. B. (2005). Uso Agrícola do Biossólido – Subsídios para Planejamento de Futuras Ações. A Experiência da ETE Franca na Utilização

do Biossólido. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). Seminário Técnico.

DAS, D.; KEINATH, T. M.; PARKER, D. S. & WAHLBERG, E. J. (1993). Floc Breakup in Activated Sludge Plants. *Water Environment Research*, **65** (2), 138-145.

DOMBROSKI, S. A. G. (1996). *Influência das Condições de Floculação na Eficiência da Flotação por Ar Dissolvido de Alta Taxa Aplicada ao Tratamento de Água de Abastecimento*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

EDWARDS, M.; BENJAMIN, M. M. & TOBIASON, J. E. (1994). Effects of Ozonation on Coagulation of NOM Using Polymer Alone and Polymer/Metal Salt Mixtures. *Jour. AWWA*, **1**, 105-116.

EDZWALD, J. K. (1993). Algae, Bubbles, Coagulants, and Dissolved Air Flotation. *Wat. Sci. & Tech.*, **27** (10), 67-81.

EDZWALD, J. K. (1995). Principles and Applications of Dissolved Air Flotation. *Wat. Sci. & Tech.*, **31** (3-4), 1-23.

ERIKSSON, L.; STEEN, I. & TENDAJ, M. (1992). Evaluation of Sludge Properties at an Activated Sludge Plant. *Wat. Sci. Tech.*, **25** (6), 251-265.

FYTIANOS, K.; VOUDRIAS, E. & RAIKOS, N. (1998). Modelling of Phosphorus Removal from Aqueous and Wastewater Samples Using Ferric Iron. *Environmental Pollution*, **101**, 123-130.

GLOVER, S. M.; YAN, Y.; JAMESON, G. J. & BIGGS, S. (2000). Bridging Flocculation Studied by Light Scattering and Settling. *Chemical Engineering Journal*, **80**, 3-12.

HAARHOFF, J. & VAN VUUREN, L. R. J. (1995). Design Parameters for Dissolved Air Flotation in South Africa. *Wat. Sci. Tech.*, **31** (3-4), 203-212.

HAARHOFF, J. & EDZWALD, J. K. (2000). Modelling of Floc-Bubble Aggregate Rise Rates in Dissolved Air Flotation. The 4<sup>th</sup> International Conference Flotation in Water and Wastewater Treatment. Helsinki, 11-14 September.

- HENZE, M.; DUPONT, R.; GRAU, P. & DE LA SOTA, A. (1993). Rising Sludge in Secondary Settlers Due to Denitrification. *Wat. Res.*, **27** (2), 231-236.
- HERMANOWICZ, S. W. (1993). Theoretical Aspects of Bulking in Activated Sludge. *Water Environ. Res.*, **65**, 245-249.
- HO, C. C. & TAN, Y. K. (1989). Comparison of Chemical Flocculation and Dissolved Air Flotation of Anaerobically Treated Palm Oil Mill Effluent. *Water Research*, **23** (4), 395-400.
- JENKINS, D. (1992). Towards a Comprehensive Model of Activated Sludge Bulking and Foaming. *Wat. Sci. Tech.*, **25** (6), 215-230.
- JOKELA, P. & KESKITALO, P. (1999). Plywood Mill Water System Closure by Dissolved Air Flotation Treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **40** (11), 11-12.
- JÜRGENSEN, D.; LOBATO, M. B.; AISSE, M. M. & SOBRINHO, P. A. (2002). Avaliação do Sistema Reator RALF e Flotação por Ar Dissolvido no Tratamento de Esgoto Sanitário. *Sanare – Revista Técnica da Sanepar.*, **17** (17), 49-58.
- KERRN-JESPERSEN, J. P. & HENZE, M. (1993). Biological Phosphorus Uptake Under Anoxic and Aerobic Conditions. *Wat. Res.*, **27** (4), 617-624.
- KERRN-JESPERSEN, J. P.; HENZE, M. & STRUBE, R. (1994). Biological Phosphorus Release and Uptake Under Alternating Anaerobic and Anoxic Conditions in a Fixed-Film Reactor. *Wat. Res.*, **28** (5), 1253-1255.
- KIEFHABER, K. P.; NEIS, U. & WEBER, J. (1982). Flotation as the Final Treatment Step in Wastewater Treatment and its Influence on the Oxygen Balance of Receiving Waters. *Wat. Sci. & Tech.*, **14**, 1519-20.
- KITCHENER, J. A. (1972). Principles of Action of Polymeric Flocculants. *Br. Polym. J.*, **4**, 217-29.
- KIURU, H. J. (2001). Development of Dissolved Air Flotation Technology from the First Generation to the Newest (Third) One (DAF in Turbulent Flow Conditions). *Wat. Sci. Tech.*, **43** (8), 1-7.
- KROFTA, M.; MISKOVIC, D. & BURGESS, D. (1995). Primary-Secondary Flotation of Three Municipal Wastewaters: Pilot-Scale Study. *Wat. Sci. Tech.*, **31** (3-4), 295-298.

- LAINÉ, S.; POUJOL, T.; DUFAY, S.; BARON, J. & ROBERT, P. (1998). Treatment of Stormwater to Bathing Water Quality by Dissolved Air Flotation, Filtration and Ultraviolet Disinfection. *Wat. Sci. Tech.*, **38** (10), 99-105.
- LETTERMAN, R. D. & PERO, R. W. (1990). Contaminants in Polyelectrolytes Used in Water Treatment. *Journal AWWA – Research and Technology*, **11**, 87-98.
- LUNDGREN, H. (1970). Recent Advances in Air Flotation Technology. *Tappi Journal*, **53** (2), 287-89.
- LURIE, M. & REBHUN, M. (1997). Effect of Properties of Polyelectrolytes on their Interaction with Particulates and Soluble Organics. *Wat. Sci. Tech.*, **36** (4), 93-101.
- MENNELL, M; MERRILL, D. T. & JORDEN, R. M. (1974). Treatment of Primary Effluent by Lime Precipitation and Dissolved Air Flotation. *Journal WPCF*, **46** (11), 2471-85.
- METCALF & EDDY (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. McGraw-Hill, 3<sup>rd</sup> edition, 1334p.
- MARCHETTO, M. (1996). *Estudo de uma Unidade de Flotação por Ar Dissolvido com Escoamento Horizontal entre Placas Aplicada ao Tratamento de Água de Abastecimento*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MARCHETTO, M. & REALI, M. A. P. (1997). Concepção Moderna de Unidades de Flotação Aplicadas ao Tratamento de Água. In: SIMPOSIO INTERNAZIONALE DI INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE, 1997, Ravello. Anais do Sidisa/97, Ravello: Atti, 1997. Ravello - Itália: SIDISA, 1997. v.2, pp. 758-65.
- MARCHETTO, M. (2001). Remoção de Nutrientes do Efluente de Reator Anaeróbio Utilizando Reatores Microaerado e Com Aeração Intermitente Seguidos de Flotação por Ar Dissolvido. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP).
- MAURER, M. & BOLLER, M. (1999). Modelling of Phosphorus Precipitation in Wastewater Treatment Plants With Enhanced Biological Phosphorus Removal. *Wat. Sci. Tech.*, **39** (1), 147-163.

MORETTI, R. C. (2000). *Processo de Flotação por Ar Dissolvido Aplicado à Clarificação Final do Efluente de Sistema Sequencial de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário Constituído de Reator Anaeróbio (UASB) Seguido de Lagoa Aerada*. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MORSE, G. K.; BRETT, S. W.; GUY, J. A. & LESTER, J. N. (1998). Review: Phosphorus Removal and Recovery Technologies. *The Science of the Total Environment*, **212**, 69-81.

MÜNCH, E. V. & BARR, K. (2001). Controlled Struvite Crystallisation for Removing Phosphorus from Anaerobic Digester Sidestreams. *Wat. Res.*, **35** (1), 151-159.

NACHEVA, P. M.; BUSTILLOS, L. T.; CAMPEROS, E. R.; ARMENTA, S. L. & VIGUEROS, L. C. (1996). Characterization and Coagulation-Flocculation Treatability of Mexico City Wastewater Applying Ferric Chloride and Polymers. *Wat. Sci. Tech.*, **34** (3-4), 235-247.

NOVÁK, L.; LARREA, L.; WANNER, J. & GARCIA-HERAS, J. L. (1993). Non-filamentous Activated Sludge Bulking in a Laboratory Scale System. *Wat. Res.*, **27** (8), 1339-1346.

PATRIZZI, L. J. (2002). *Remoção de Ferro, Manganês e Substâncias Húmicas de Água para Abastecimento Utilizando Unidade de Flotação por Ar Dissolvido de Alta Taxa*. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP).

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P.; FORESTI, E. & CAMPOS, J. R. (1999)a. Post-Treatment of Effluents from Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage by Dissolved-Air Flotation. *Wat. Sci. & Tech.*, **40** (8), 137-43.

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P. & CAMPOS, J. R. (1999)b. Influência da Quantidade de Ar Fornecida no Pós-Tratamento por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios UASB. *20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. 10 a 14 de maio de 1999, Rio de Janeiro. Anais Digitais, Rio de Janeiro: ABES, 1999 – p. 192-199.

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P. & CAMPOS, J. R. (2003)a. Influence of flocculation Conditions in the Performance of an Experimental Domestic

Sewage Treatment Plant Consisting of an Anaerobic Expanded Bed Reactor Followed by Dissolved Air Flotation. *Wat. Sci. & Tech.*, *aceito para publicação*.

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P. & CAMPOS, J. R. (2003)b. Desempenho de Sistema Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário Composto de Reator Anaeróbio de Leito Expandido Seguido de Unidade de Flotação por Ar Dissolvido Face à Variação na Quantidade de Ar Fornecido ao Processo. *22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. 14 a 19 de setembro de 2003, Joinville – S.C. Anais Digitais, Joinville: ABES, 2003.

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E. & BERTON, R. S. (2004). Ácidos Orgânicos Como Extratores de Metais Pesados Fitodisponíveis em Solos Tratados com Lodo de Esgoto. *Pesq. Agropec. Bras.*, **39** (7).

POON, C. S. & CHU, C. W. (1999). The Use of Ferric Chloride and Polymer in the Chemically Assisted Primary Sedimentation Process. *Chemosphere*, **39** (10), 1573-1582.

PUJOL, R. & CANLER, J. P. (1992). Biosorption and Dynamics of Bacterial Populations in Activated Sludge. *Wat. Res.*, **26** (2), 209-212.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W.; GUILHERME, L. R. G. & DYNIA, J. F. (2004). Acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho Adubado com Fontes de Lodo de Esgoto e Cultivado com Milho. *Ciênc. Agrotec., Lavras.*, **28** (1), 15-23.

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

REALI, M. A. P. (1993). Auxílio concedido pela FAPESP para realização da pesquisa intitulada “*Proposição e Avaliação de uma Unidade de Flotação por Ar Dissolvido com Escoamento Laminar Aplicada ao Tratamento de Água de Abastecimento*”, Processo FAPESP nº 93/2707-9.

REALI, M. A. P. & MARCHETTO, M. (1996). Unidade de Flotação por Ar Dissolvido com Escoamento Horizontal entre Placas Aplicada ao Tratamento

de Água. *XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental* – AIDIS 96, Novembro de 1996, México, D.F.

REALI, M. A. P. & SANTOS, S. P. (1996). Flotação por Ar Dissolvido em Escala Piloto com Escoamento Vertical Entre Placas para Remoção de Algas em Águas de Abastecimento. *XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental* – AIDIS 96, Novembro de 1996, México, D.F.

REALI, M. A. P.; PENETRA, R. G. & CAMPOS, J. R. (1998). Influência da Floculação na Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios (UASB). *XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental* – AIDIS 98, Novembro de 1998, Lima, Peru.

REALI, M. A. P.; SANTOS, S. P. (1999). Emprego de uma Unidade de Flotação de Alta Taxa com Escoamento Vertical para Remoção de Algas de Águas para Abastecimento. *Engenharia e Arquitetura – Caderno de Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **1** (1), 37-45.

REALI, M. A. P.; MARCHETTO, M. (2000). High Rate DAF Unit Applied for Water Treatment. In: The 4<sup>th</sup> International Conference: Flotation in Water and Wastewater Treatment – Conference Proceedings. Helsink, Finland, 11-14 September (2000). International Water Association – IWA, 2000.

REALI, M. A. P. & SARTORI, L. (2000). The Use of Polymer as Flotation Aid in Water Treatment. The 4<sup>th</sup> International Conference Flotation in Water and Wastewater Treatment. Helsink, 11-14 September.

REALI, M. A. P.; CAMPOS, J. R. & PENETRA, R. G. (2001a). Sewage Treatment by Anaerobic Biological Process Associated with Dissolved Air Flotation. *Wat. Sci. & Tech.*, **43** (8), 91-98.

REALI, M.A.P.; PENETRA, R.G. & CARVALHO, M. E. de (2001)b. Flotation Technique with Coagulant and Polymer Application applied to the post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating sewage. *Wat. Sci. & Tech.*, **44** (4), 213-219.

REALI, M.A.P. & CAMPOS, J. R. (2002). Researches on Flotation and Development of New High Performance DAF Units for Water Treatment in Brazil. *Res. Adv. in Water Res.*, **3**, 23-40.

RICHTER, C. A. & GROSS, F. (2000). Dissolved Air Flotation in Latin America. The 4<sup>th</sup> International Conference Flotation in Water and Wastewater Treatment. Helsinki, 11-14 September.

SARTORI, L. (1998). Influência do Uso de Polímeros Sintéticos no Desempenho da Flotação por Ar Dissolvido Aplicada no Tratamento de Água para Abastecimento. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

TAKIGAMI, H.; TANIGUCHI, N; SHIMIZU, Y. & MATSUI, S. (1998). Toxicity Assays and their Evaluation on Organic Polymer Flocculants Used for Municipal Sludge Dewatering. *Wat. Sci. Tech.*, **38** (7), 207-215.

TIEHM, A.; HERWIG, V. & NEIS, U. (1999). Particle Size Analysis for Improved Sedimentation and Filtration in Waste Water Treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **39** (8), 99-106.

URBAIN, V.; BLOCK, J. C. & MANEM, J. (1993). Bioflocculation in Activated Sludge: An Analytic Approach. *Wat. Res.*, **27** (5), 829-838.

VAN HAANDEL, A. & MARAIS, G. (1999). *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado. Teoria e Aplicações para Projetos e Operação*. Campinas Grande, epgraf, 1999. 488 p.

VIITASAARI, M.; JOKELA, P. & HEINÄNEN, J. (1995). Dissolved Air Flotation in the Treatment of Industrial Wastewaters with a Special Emphasis on Forest and Foodstuff Industries. *Wat. Sci. & Tech.*, **31** (3-4), 299-313.

VLASKI, A.; VAN BREEMEN, N. A. & ALAERTS, G. J. (1997). The Role of Particle Size and Density in Dissolved Air Flotation and Sedimentation. *Wat. Sci. Tech.*, **36** (4), 177-189.

VON SPERLING (1997). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Volume 4. Lodos Ativados*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Editora SEGRAC. 146 p.

YEOMAN, S.; LESTER, J. N. & PERRY, R. (1993). Phosphorus Removal and its Influence on Metal Speciation During Wastewater Treatment. *Wat. Res.*, **27** (3), 389-395.



ZABEL, T. (1985). The Advantages of Dissolved-Air Flotation for Water Treatment. *Journal AWWA*, 42-46.