

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PPG – RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTO DE LODOS
DE FLUXO ASCENDENTE (UASB) POR FLOTAÇÃO NÃO CONVENCIONAL E
DESINFECÇÃO ULTRAVIOLETA

Tese para obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Doutoranda: Eng. Química, M.Sc., Fabiana da Silva Tessele

Porto Alegre
Setembro de 2011.

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e pela Banca Examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Luiz Olinto Monteggia

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Ivo A. H. Schneider

Prof. Dr. Antonio D. Benetti

Prof. Dr. Maria de Lourdes Florêncio

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTO DE LODOS
DE FLUXO ASCENDENTE (UASB) POR FLOTAÇÃO NÃO CONVENCIONAL E
DESINFECÇÃO ULTRAVIOLETA

Fabiana da Silva Tessele

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial
para a obtenção do título de Doutor em Engenharia.

Porto Alegre, setembro de 2011.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Professor Luiz Olinto Monteggia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

A pesquisa foi desenvolvida em parceria com o Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM), do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a coordenação do Professor Jorge Rubio.

A parte experimental da pesquisa foi realizada em uma planta piloto instalada nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos São João-Navegantes, do Departamento Municipal de Águas e Esgotos de Porto Alegre (DMAE), entre Setembro de 2002 e Julho de 2004.

Para a montagem e realização do experimento foi de fundamental importância o apoio dos seguintes colegas, alunos e técnicos do LTM e do IPH: Fabiano Capponi, Maurício Sartori, Alex Gonçalves, Elves Matiolo, Pedro Sierra, Diego de Oliveira, Aline Fronza, Ana Paula Heglert, Michele Moraes, Cristiane dos Santos, Solange Amaral.

AGRADECIMENTOS

Aos colegas e amigos do LTM-UFRGS, e em especial ao Jorge, pelo contínuo e imprescindível apoio e suporte na realização desta tese.

Aos amigos e parceiros da Aquaflot, Jailton, Fabio, Rafael e Beal, pelo apoio e paciência durante esta longa espera. Aos colegas e amigos Lademir, Isabel e Luis pelo companheirismo durante a elaboração do trabalho.

Agradeço à Profa. Edith Beatriz Camaño pelo grande auxílio durante a concepção deste trabalho.

Agradeço o apoio dos órgãos que financiam a pesquisa no Brasil, CNPq, FAPERGS e CAPES.

À minha família, pelo apoio e tranquilidade que sempre me deram. Aos meus amigos, novos e antigos, pelo apoio na fase final da elaboração deste trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Luiz Monteggia, pela amizade, paciência e contínuo suporte ao longo dos anos.

RESUMO

Esta tese apresenta o estudo e aplicação de uma alternativa para o tratamento de águas residuárias municipais mediante integração de técnicas compactas de tratamento, visando adequar a qualidade do esgoto tratado às exigências ambientais, prevenir a eutrofização dos recursos hídricos e produzir água de boa qualidade para reúso em diversos fins, propiciando uma fonte alternativa de água.

Para isso, foi projetada e construída uma estação de tratamento de esgotos domésticos, em escala piloto, que inclui um reator biológico anaeróbio (tipo UASB), seguido de flotação em dois estágios, para remoção adicional de matéria orgânica residual e nutrientes com obtenção de lodos separados (orgânico e inorgânico) e polimento final oxidativo (radiação ultravioleta). A qualidade da água obtida pelo sistema UASB e flotação em dois estágios foi comparada com a obtida pelo tratamento do efluente anaeróbio em uma lagoa de polimento, sistema largamente difundido no Brasil e outros países de clima ameno. A qualidade da água obtida em ambos os sistemas foi comparada com a requerida para reúso em diversos fins. O processo empregado potencializa o reaproveitamento dos resíduos sólidos, dentro do conceito de recuperação da matéria orgânica e nutrientes. Os resultados são discutidos em termos dos parâmetros biológicos, físico-químicos e operacionais envolvidos.

ABSTRACT

This thesis presents the study and application of an alternative for the treatment of municipal wastewater through the integration of compact treatment techniques, aiming at improving the quality of treated sewage to meet environmental requirements, prevent eutrophication of water resources and produce good quality water for reuse in various purposes, providing an alternative source of water.

It was designed and built a wastewater treatment of domestic sewage in a pilot scale, which includes an anaerobic biological reactor (UASB type), followed by flotation in two stages to obtain separated sludges (organic and inorganic) and final disinfection (ultraviolet radiation). The quality of water obtained by UASB system and two stages flotation followed by UV was compared with that obtained by treatment of anaerobic effluent polishing pond system, widespread in Brazil and other countries with mild climatic conditions. The quality of water obtained in both systems is compared to that required for reuse in different purposes. The process employed enhances the recycling of solid waste within the concept of recovery of organic matter and nutrients. The results are discussed in terms of biological, physical, chemical and operational involved.

SUMÁRIO

SUMÁRIO	VIII
LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE FIGURAS	XI
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 <i>Reatores Anaeróbios no Tratamento de Esgotos Domésticos</i>	5
3.2 <i>Lagoas de Estabilização e Produção de Algas</i>	8
3.2.1 Comentário sobre a produção de algas para fins energéticos.....	9
3.3 <i>Processos Físico-Químicos no Tratamento Efluentes de Reatores Biológicos</i>	10
3.3.1 Coagulação	10
3.3.2 Floculação	11
3.4 <i>Técnicas de Flotação no Tratamento de Efluentes</i>	13
3.4.1 Aplicações da flotação na área de saneamento no Brasil.....	13
3.4.2 Flotação por ar dissolvido – FAD.....	15
3.4.3 Flotação centrífuga	16
3.4.4 Floculação – flotação (Processo FF [®]).....	17
3.4.5 Flotação à jato (Jet Flotation).....	18
3.4.6 Flotação em coluna de precipitados.....	19
3.5 <i>Processos de Desinfecção</i>	21
3.5.1 Desinfecção por agentes químicos.....	21
3.5.2 Desinfecção e oxidação por radiação ultravioleta (UV)	22
3.6 <i>Reúso de Água</i>	24
3.6.1 Reúso urbano.....	26
3.6.2 Reúso industrial	27
3.6.3 Reúso agrícola	28
4 MATERIAIS E MÉTODOS	30
4.1 <i>Considerações Iniciais</i>	30
4.2 <i>Estação Piloto de Tratamento de Esgotos Domésticos</i>	30
4.3 <i>Unidades de Tratamento Biológico</i>	32
4.3.1 Reator de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB).....	32
4.3.2 Lagoa de polimento	33
4.4 <i>Unidade de Flotação em Dois Estágios</i>	34
4.4.1 Sistema de floculação-flotação: primeiro estágio.....	35
4.4.2 Sistema de floculação-flotação: segundo estágio	38
4.5 <i>Ensaio de Flotação</i>	39
4.5.1 Ajuste das condições hidráulicas de flotação.....	39
4.5.2 Ensaio para otimização da dosagem de produtos químicos.....	39
4.6 <i>Procedimentos Analíticos</i>	39
4.6.1 Variáveis de controle do processo biológico.....	39
4.6.2 Variáveis de controle do processo físico-químico.....	40
4.6.3 Tensão superficial.....	40
4.6.4 Variáveis operacionais do sistema de flotação em dois estágios	40
4.6.5 Sistema de desinfecção ultravioleta.....	41
4.7 <i>Delimitação Experimental e Análise de Dados</i>	41
4.7.1 Análise estatística: box plot.....	42
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1 <i>Características do Esgoto</i>	43

5.2	<i>Desempenho do Sistema UASB – Lagoa de Polimento</i>	43
5.2.1	Remoção de matéria orgânica	43
5.2.2	Remoção de sólidos em suspensão	48
5.2.3	Remoção de nitrogênio	48
5.2.4	Remoção de fosfato	52
5.2.5	Remoção de organismos patogênicos	55
5.3	<i>Outros Parâmetros Indicadores da Qualidade da Água</i>	57
5.3.1	Monitoramento do pH.....	57
5.3.2	Tensão superficial	59
5.4	<i>Resultados dos Ensaio de Flotação</i>	60
5.4.1	Remoção de sólidos em suspensão	60
5.4.2	Remoção de turbidez	62
5.4.3	Remoção de matéria orgânica (DQO)	64
5.4.4	Remoção de nitrogênio amoniacal.....	66
5.4.5	Remoção de fósforo	68
5.4.6	Remoção de coliformes.....	71
5.5	<i>Desinfecção Ultravioleta</i>	74
5.6	<i>Impactos dos Resultados</i>	77
5.6.1	Adequação aos padrões de qualidade para reúso de água.....	77
6	CONCLUSÕES	81
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
8	ANEXO: PRODUÇÃO CIENTÍFICA ASSOCIADA	92
8.1	<i>Artigos em Periódicos</i>	92
8.2	<i>Capítulos de Livro</i>	92
8.3	<i>Artigos Apresentados em Conferências Internacionais</i>	93
8.4	<i>Artigos Apresentados em Conferências Nacionais</i>	93
8.5	<i>Salão de Iniciação Científica</i>	94

LISTA DE TABELAS

<i>TABELA 3.1. Resumo de parâmetros de operação e desenho para processos anaeróbios de leito fixo para o tratamento de efluentes líquidos. Bordacs e Young (1997).....</i>	<i>7</i>
<i>TABELA 3-2. Agentes infecciosos potencialmente presentes em esgotos domésticos não tratados.....</i>	<i>21</i>
<i>TABELA 3.3. Vantagens e desvantagens do cloro, ozônio e ultravioleta.....</i>	<i>23</i>
<i>TABELA 4.1. Características das unidades da planta piloto.....</i>	<i>31</i>
<i>TABELA 4.2 Parâmetros de projeto e dimensionamento do reator UASB.....</i>	<i>33</i>
<i>TABELA 4.3. Análises empregadas no monitoramento do desempenho do processo.....</i>	<i>40</i>
<i>TABELA 5.1. Características do esgoto afluente à planta piloto e padrão de emissão.....</i>	<i>43</i>
<i>TABELA 5.2. Diretrizes Classes de água de reúso pela NBR-13.969.....</i>	<i>77</i>
<i>TABELA 5.3. Parâmetros característicos para água de reúso (adaptado de ANA, 2005).....</i>	<i>78</i>
<i>TABELA 5.4. Opções de reúso apresentadas pela Resolução CNRH 54/2005.....</i>	<i>78</i>
<i>TABELA 5.5. Padrões de qualidade propostos pela SABESP para a água de reúso.</i>	<i>79</i>
<i>TABELA5.6. Diretrizes gerais para o reúso da água. Adaptado de USEPA 2004.....</i>	<i>79</i>

LISTA DE FIGURAS

<i>FIGURA 3.1. Sequência simplificada dos processos de digestão anaeróbia.</i>	6
<i>FIGURA 3.2. Processos básicos em uma lagoa de estabilização (Mara, 1975).</i>	9
<i>FIGURA 4.1. Fluxograma da planta piloto de tratamento de esgotos.</i>	30
<i>FIGURA 4.2 Representação esquemática do reator UASB.</i>	32
<i>FIGURA 4.3 Fotografia da lagoa de polimento em operação.</i>	34
<i>FIGURA 4.4 Colunas de flotação em dois estágios. A = sistema de floculação pneumática em linha, B = coagulação; C = injeção de microbolhas; D = contator da etapa 2; E = lamelas de direcionamento de fluxo.</i>	35
<i>FIGURA 4.5. Floculador pneumático em linha.</i>	36
<i>FIGURA 4.6. Célula de flotação centrífuga.</i>	37
<i>FIGURA 4.7. Coluna de Flotação, Estágio 1.</i>	37
<i>FIGURA 4.8. Zona de coagulação, estágio 1 da flotação.</i>	38
<i>FIGURA 4.9. Variação do número de Reynolds na zona de coagulação, estágio 1 da flotação.</i>	38
<i>FIGURA 5.1. Remoção de demanda química de oxigênio (total) do esgoto bruto, no reator UASB durante o período de operação.</i>	44
<i>FIGURA 5.2. Remoção de demanda química de oxigênio (total) do efluente do reator UASB, na lagoa de polimento durante o período de operação.</i>	44
<i>FIGURA 5.3. Box-plot dos valores de demanda química de oxigênio (total) do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento durante o período de operação.</i>	45
<i>FIGURA 5.4. Box-plot dos valores de demanda química de oxigênio solúvel do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento durante a operação.</i>	45
<i>FIGURA 5.5. Valores de absorção ultravioleta em 254 nm (UV_{254}) no esgoto bruto (EB), efluente do reator anaeróbio (UASB) e efluente da lagoa de polimento (Lagoa).</i>	46
<i>FIGURA 5.6. Box-plot para os valores de absorção ultravioleta em 254 nm (UV_{254}) no esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento.</i>	46
<i>FIGURA 5.7. Box-plot dos valores de sólidos suspensos totais do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento durante o período de operação.</i>	48
<i>FIGURA 5.8. Concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.</i>	49
<i>FIGURA 5.9. Box-plot para as concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento.</i>	49
<i>FIGURA 5.10. Diagrama de predominância das espécies $NH_{3(g)}$ e NH_4^+ em função do pH, considerando a alcalinidade média do efluente da lagoa ($94 \text{ mg CaCO}_3.L^{-1}$) e a concentração média de nitrogênio amoniacal na lagoa (19 mg.L^{-1}). Software Hydra/Medusa (Puigdomenech, 2004).</i>	50
<i>FIGURA 5.11. Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente da lagoa de polimento em função do pH.</i>	51
<i>FIGURA 5.12. Relação entre a temperatura da água e o pH no efluente da lagoa de polimento.</i>	52
<i>FIGURA 5.13. Temperatura da água ao longo do experimento na lagoa de polimento.</i>	52
<i>FIGURA 5.14. Concentrações de fosfato no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.</i>	53
<i>FIGURA 5.15. Box-plot para a concentração de fosfato solúvel no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa.</i>	53
<i>FIGURA 5.16. Diagrama de predominância das espécies PO_4^{-2} em função do pH, considerando a alcalinidade média do efluente da lagoa. Software Hydra/Medusa (PUIGDOMENECH, 2004).</i>	54

<i>FIGURA 5.17. Coliformes Totais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.</i>	55
<i>FIGURA 5.18. Coliformes fecais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.</i>	56
<i>FIGURA 5.19. Box-plot para coliformes fecais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento.</i>	56
<i>FIGURA 5.20. Box-plot para coliformes totais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento.</i>	57
<i>FIGURA 5.21. Valores de pH nos três pontos do sistema biológico durante o tempo de operação.</i>	58
<i>FIGURA 5.22. Valores de pH nos três pontos do sistema biológico.</i>	58
<i>FIGURA 5.23. Tensão superficial no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.</i>	59
<i>FIGURA 5.24. Box-plot para os valores de tensão superficial no esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento.</i>	60
<i>FIGURA 5.25. Efeito da dosagem de polímero na remoção de sólidos suspensos totais (SST), primeiro estágio da flotação (F1).</i>	61
<i>FIGURA 5.26. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de sólidos em suspensão.</i>	61
<i>FIGURA 5.27. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de sólidos em suspensão.</i>	62
<i>FIGURA 5.28. Efeito da dosagem de polímero na redução da Turbidez, no primeiro estágio da flotação (F1).</i>	63
<i>FIGURA 5.29. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução da turbidez.</i>	63
<i>FIGURA 5.30. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de DQO Total (DQO_T).</i>	64
<i>FIGURA 5.31. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): valores de DQO total (DQO_T).</i>	65
<i>FIGURA 5-32. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução da DQO Total.</i>	65
<i>FIGURA 5.33. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de nitrogênio amoniacal (NH₄-N).</i>	66
<i>FIGURA 5.34. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): valores de nitrogênio amoniacal (NH₄-N).</i>	67
<i>FIGURA 5.35. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução do nitrogênio amoniacal.</i>	67
<i>FIGURA 5.36. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de nitrogênio amoniacal (NH₄-N).</i>	68
<i>FIGURA 5.37. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): concentração de fosfato (PO₄⁻²).</i>	69
<i>FIGURA 5.38. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de fosfato.</i>	69
<i>FIGURA 5.39. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no segundo estágio da flotação (F2): valores de fosfato (PO₄⁻²).</i>	70
<i>FIGURA 5.40. Diagrama de predominância das espécies fosfato e ferro em função do pH. Software Hydra/Medusa (Puigdomenech, 2004).</i>	70
<i>FIGURA 5.41. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de coliformes totais.</i>	71
<i>FIGURA 5.42. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de coliformes fecais (Coli Fecais).</i>	71

<i>FIGURA 5.43. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): Log Coliformes Totais.</i>	72
<i>FIGURA 5.44. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): Log Coliformes Fecais.</i>	72
<i>FIGURA 5.45. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de coliformes totais (ColiT).</i>	73
<i>FIGURA 5.46. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de coliformes fecais (ColiF).</i>	73
<i>FIGURA 5.47. Box Plot, valores logarítmicos Coliformes Totais após desinfecção ultravioleta.</i>	74
<i>FIGURA 5.48. Box Plot, valores logarítmicos Coliformes Fecais após desinfecção ultravioleta, em função da dosagem de polímero.</i>	74
<i>FIGURA 5.49. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2) na remoção de coliformes totais por desinfecção ultravioleta.</i>	75
<i>FIGURA 5.50. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2) na remoção de coliformes fecais por desinfecção ultravioleta.</i>	75
<i>FIGURA 5.51. Relação entre a remoção de coliformes totais e fecais por desinfecção ultravioleta com a turbidez do efluente tratado.</i>	76

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIações

SÍMBOLO	UNIDADE	DEFINIÇÃO
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	Demanda química de oxigênio
DBO	mg O ₂ .L ⁻¹	Demanda bioquímica de oxigênio
NH ₄ -N	mg.L ⁻¹	Concentração de nitrogênio amoniacal
NTK	mg.L ⁻¹	Concentração de Nitrogênio Total de Kehdjal
SSV	mg.L ⁻¹	Concentração de sólidos suspensos voláteis
SST	mg.L ⁻¹	Concentração de sólidos suspensos totais
SSF	mg.L ⁻¹	Concentração de sólidos suspensos fixos
Re	adimensional	Número de Reynolds
D	m	Diâmetro
H	m	Altura
A	m ²	Área
V	m ³	Volume
Q	m ³ .h ⁻¹	Vazão
Ta	m.h ⁻¹	Taxa de aplicação = Q/A
TDH	h	Tempo de detenção hidráulica = V/Q
FAD	-	Flotação por ar dissolvido
ETA	-	Estação de Tratamento de Água
ETE	-	Estação de Tratamento de Esgotos
FF	-	Floculação-flotação

1 INTRODUÇÃO

A crescente escassez de água de boa qualidade, acompanhada do rápido crescimento da população em áreas urbanas traz a necessidade de práticas apropriadas de gerenciamento de água e esgotos domésticos. Por outro lado, as novas tendências de desenvolvimento em ambientes urbanos exigem a integração entre o bem-estar social e o suprimento de água, serviços de saneamento, energia e produção de alimentos.

Dentro desta ótica, os processos de tratamento de esgotos devem continuar a obedecer a altos níveis de padrões de higiene para prevenir a disseminação de doenças. Com o avanço do desenvolvimento urbano, outros objetivos do tratamento de esgotos também incluem a recuperação dos nutrientes e da água para reúso para fins agrícolas, paisagísticos e industriais e, mais recentemente, para recuperação de energia.

Visando alcançar um modelo de tratamento de esgotos sustentável, um sistema de circuito fechado seria desejável. A maioria dos sistemas existentes é baseada na disposição linear dos insumos “água, nutrientes e energia”, gerando poluição dos recursos hídricos, solo e atmosfera. Este sistema linear tradicional deve ser substituído por um sistema cíclico, promovendo a conservação dos recursos e a preservação dos ambientes naturais. O reaproveitamento desses insumos é fundamental para um adequado gerenciamento dos recursos hídricos em áreas urbanas, incluindo o reaproveitamento dos insumos, que estariam sendo desperdiçados e causando poluição ambiental.

O crescente conflito entre os usos domésticos e agrícolas da água poderia ser amenizado através do uso de esgotos tratados na irrigação. Em média, uma cidade de um milhão de habitantes produz água suficiente para irrigar aproximadamente 1500 – 3500 hectares (van Lier *et al.*, 1998).

Em paralelo, a crescente eutrofização dos ambientes aquáticos, causada pelos despejos domésticos, agrícolas e industriais dos centros urbanos e das regiões agriculturáveis, produz alterações artificiais na qualidade da água de rios, lagos e reservatórios. Tais mudanças implicam na redução de oxigênio dissolvido, perda das qualidades cênicas, aumento dos custos de tratamento de água de abastecimento, aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias e mortandade de peixes.

Ao mesmo tempo, o aumento da demanda por fontes de água doce torna seu reúso um tema de grande importância em diversos setores da sociedade. Em particular, pelo elevado volume, os esgotos domésticos tratados desempenham um papel fundamental no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos como um substituto para o uso de águas destinadas a

fins agrícolas, industriais e irrigação, entre outros. Ao reduzir a demanda sobre as fontes de água de boa qualidade para consumo humano, o uso de esgotos tratados contribui para a conservação dos recursos e agrega uma dimensão econômica ao planejamento dos recursos hídricos. Assim, o reúso e/ou reaproveitamento, além de afetar positivamente a qualidade da água disponível, reduz a pressão sobre mananciais de água devido à substituição da água potável por uma água de qualidade menos nobre.

Esta prática, já amplamente utilizada em alguns países, está baseada no conceito de substituição de fontes em função da qualidade requerida para um uso específico. No Brasil, a prática do uso de esgotos para a irrigação de hortaliças e de algumas culturas forrageiras é relativamente difundida. Entretanto, constitui-se em um procedimento não regulamentado e tem-se desenvolvido com precário planejamento ou controle. Na maioria das vezes é inconsciente por parte do usuário, que utiliza águas altamente poluídas de córregos e rios adjacentes para irrigação de vegetais, ignorando que esteja exercendo uma prática danosa à saúde pública dos consumidores e provocando impactos ambientais negativos. Em termos de reúso industrial, a prática começa a se implementar em algumas cidades em função dos elevados custos da água potável, mas ainda associada a iniciativas isoladas.

De modo geral, a gestão de Recursos Hídricos no Brasil tem tido avanços significativos em termos de capacitação técnico-científica e humana, porém ainda persistem importantes carências de caráter técnico. Estas impõem ao setor de saneamento básico uma necessidade de pesquisa e desenvolvimento buscando novos processos, ou alternativas tecnológicas, para equacionar de maneira viável desafios ambientais e contribuir para o avanço científico, formação de recursos humanos na área ambiental e transferência ao setor produtivo.

Dentro deste contexto, técnicas avançadas de tratamento de efluentes líquidos exercem um papel fundamental no tratamento e gerenciamento de efluentes domésticos e industriais, com o objetivo de atingir padrões de qualidade sustentáveis para o ambiente aquático, proteção da saúde pública e para reúso e recirculação da água. As técnicas de tratamento convencionais e avançadas consistem de uma combinação de processos físicos, físico-químicos e biológicos para remover sólidos sedimentáveis, em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, metais, ânions, nutrientes e organismos patogênicos. Na ótica do desenvolvimento sustentável, os processos de tratamento de efluentes líquidos devem ser encarados como fluxogramas para recuperação de insumos e energia, e não apenas adequação da qualidade da água. Esta visão favorece o investimento em tecnologias inovadoras, pois a água adquire valor econômico como alternativa de suprimento de água e diminuição de custos.

Ao avaliar tecnologias de tratamento de efluentes visando o reúso da água, as principais considerações são a confiabilidade operacional de cada processo ou operação unitária e a capacidade global de tratamento a fim de atender aos padrões de qualidade requeridos por critérios de reaproveitamento de água, dependendo do uso. Além disso, a escassez de áreas para disposição dos resíduos sólidos gerados nos processos convencionais traz a necessidade de que estes sejam aproveitados como insumos em processos industriais e agrícolas. Processos dirigidos à sustentabilidade devem levar em conta a minimização e a produção de resíduos com maior potencial de aproveitamento.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral desta tese foi a pesquisa e o desenvolvimento de um sistema de tratamento de esgotos domésticos visando a sustentabilidade e o reaproveitamento da água, com ênfase no emprego de processos integrados e otimizados com destaque para a flotação em dois estágios.

Os objetivos específicos foram:

- estudo, otimização e aplicação de técnicas físico-químicas e químicas avançadas para o tratamento de efluentes de reator anaeróbio (UASB), visando a obtenção de padrões de qualidade requeridos para o reuso da água, para diversos fins;
- obtenção de lodos separados, sendo o primeiro predominantemente orgânico, contendo material particulado e polímero catiônico, e o segundo inorgânico, composto basicamente por fosfato de ferro e hidróxido férrico;
- remoção de organismos patogênicos (indicados por coliformes totais e fecais) usando desinfecção ultravioleta;
- avaliar a qualidade da água resultante das configurações reator anaeróbio seguido de lagoa de estabilização e polimento físico-químico e reator anaeróbio seguido de polimento físico-químico e desinfecção/oxidação ultravioleta;
- avaliar a qualidade da água frente aos níveis requeridos para reúso em diversos fins, baseado nos padrões recomendados por órgãos ambientais nacionais e internacionais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O acelerado crescimento populacional das próximas décadas deverá vir acompanhado de um aumento proporcional na produção de esgotos. Muitas comunidades no mundo estão se aproximando ou já chegaram no seu limite de disponibilidade de água de boa qualidade. Sendo assim, o reúso e reaproveitamento de água têm-se tornado necessários para a conservação das reservas disponíveis. O reúso de água pode também proporcionar às comunidades uma maneira alternativa de disposição de seus efluentes, promovendo a redução do impacto poluente nos corpos receptores. Neste sentido, os processos de tratamento de efluentes líquidos estão sendo orientados à recuperação de insumos e energia, e não apenas objetivando a adequação da qualidade da água para lançamento nos corpos d'água.

Esta visão favorece o investimento em tecnologias inovadoras, pois a água adquire valor econômico como alternativa de suprimento de água e diminuição de custos. Esta nova visão, entretanto, exige conhecimentos detalhados dos conceitos básicos e de engenharia das alternativas existentes (Mujeriego e Asano, 1999). A revisão bibliográfica, portanto, abrange os principais aspectos relacionados com os processos e técnicas que foram selecionadas para o estudo, bem como aspectos relacionados com a qualidade da água para reúso em diversos fins.

3.1 Reatores Anaeróbios no Tratamento de Esgotos Domésticos

Os sistemas de tratamento de águas residuárias contendo matéria orgânica, até os anos 70, eram predominantemente os lodos ativados aeróbios. O emprego de reatores anaeróbios era restrito à digestão de lodos e efluentes muito concentrados, principalmente em função de sua baixa eficiência. Entretanto, com redução das reservas mundiais de petróleo e a perspectiva de escassez mundial de energia, surgiu a necessidade de desenvolvimento de processos de tratamento energeticamente sustentáveis, visando a recuperação da energia. Neste contexto, diversos pesquisadores produziram um número significativo de trabalhos voltados ao emprego de reatores anaeróbios otimizados (ou de alta taxa), inclusive em função da perspectiva de aproveitamento do biogás.

Os crescentes custos de energia e a simultânea necessidade de sistemas de tratamento mais eficientes e compactos conduziram ao aperfeiçoamento das tecnologias tradicionalmente empregadas, bem como o desenvolvimento de novas alternativas para a depuração de águas residuárias contendo matéria orgânica (Anderson *et al.*, 1990). Neste contexto, a digestão anaeróbia tem-se demonstrado uma técnica apropriada para o tratamento de resíduos

orgânicos, sólidos, líquidos ou suspensões, com vantagens significativas em relação à maioria dos processos convencionais aeróbios (Marín *et al.*, 1999).

O processo anaeróbio envolve a conversão da matéria orgânica presente nas águas residuárias a metano e dióxido de carbono através de uma série de reações bioquímicas envolvendo um consórcio de microorganismos facultativos e estritamente anaeróbios (Bordacs e Young, 1997). A Figura 3.1. ilustra esses processos de forma simplificada. O potencial do uso do biogás gerado pela digestão anaeróbia como uma fonte de energia vem sendo crescentemente viabilizada ao longo das últimas décadas (Binot *et al.*, 1983; Nyns e Gendebien, 1993).

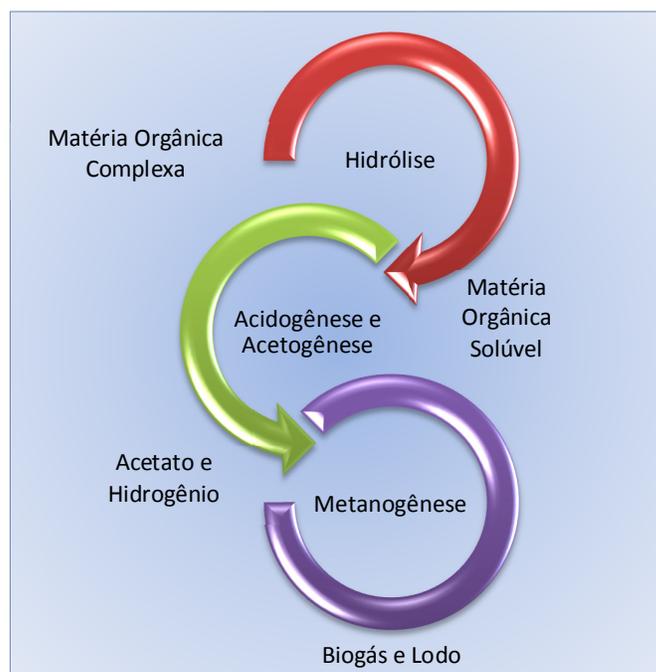


FIGURA 3.1. Sequência simplificada dos processos de digestão anaeróbia.

As bactérias não são capazes de assimilar macromoléculas intactas; precisam primeiro hidrolisá-las até monômeros ou pequenos oligômeros (Chenicharo, 1997, Confer e Bruce, 1998). Estas substâncias solúveis são então convertidas em ácidos graxos através de reações de fermentação (acidogênese).

Os microorganismos acetogênicos convertem estes ácidos graxos de peso molecular superior em ácido acético e hidrogênio. O acetato, reconhecidamente o maior precursor de metanogênese, é formado a partir da fermentação dos ácidos propiônico e butírico e pela oxidação do hidrogênio. Estas duas reações envolvem diferentes populações acetogênicas (DeLorme e Kapuscinski, 1990).

Diversos tipos de configurações de reatores anaeróbios têm sido empregados de forma a otimizar o processo. Exemplos significativos são os reatores com manto de lodo de fluxo ascendente (UASB), filtros de fluxo ascendente e descendente, tambores rotatórios, biodiscos, leitos fluidizados ou expandidos, ascendentes ou descendentes, entre outros (Hickey *et al.*, 1991). A Tabela 3.1, adaptada de Bordacs e Young (1997), mostra um resumo das principais características de diversos processos anaeróbios.

TABELA 3.1. Resumo de parâmetros de operação e desenho para processos anaeróbios de leito fixo para o tratamento de efluentes líquidos. Bordacs e Young (1997).

PROCESSO	<i>Carga orgânica, kgDQO/m³d</i>	<i>Taxa F/M, kg DQO /kgSSV</i>	<i>TRS, Tempo de residência dos sólidos, dias</i>	<i>Remoção, DQO %</i>
Filtro anaeróbio (fluxo ascendente)	4-8	0,5-1	30-100	80-90
Filtro anaeróbio híbrido (fluxo ascendente)	8-12	0,5-1	50-200	85-98
Sistemas de dois estágios	8-12	0,5-1	80-300	85-98
Filtro anaeróbio (fluxo descendente)	2-6	0,3-0,5	20-30	70-90
Leito fluidizado	12-16	0,5-1	20-30	80-90
UASB	8-12	0,5-1	30-50	75-90

A viabilidade do uso de reatores anaeróbios de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB) para o tratamento de esgotos domésticos tem sido amplamente demonstrada em diversos climas e por diversos pesquisadores (van Haandel e Lettinga, 1994; Vieira *et. al.*, 1994; Schellinghout e Collazos, 1992; Tessele *et. al.*, 2005a).

O projeto de um reator UASB é determinado por parâmetros incluindo carga hidráulica, velocidade superficial do biogás, tempo de detenção do lodo, bem como a temperatura de operação. O tempo de detenção hidráulico, a velocidade superficial e a concentração de matéria orgânica afluenta são os principais parâmetros para o projeto e avaliação destes sistemas em regiões de clima ameno (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997). Uma das principais vantagens deste reator com relação aos demais processos anaeróbios é a possibilidade de operação com tempos de detenção relativamente curtos, possibilitando a construção de unidades compactas, com menores custos de investimento.

Apesar de todas as vantagens citadas, os reatores anaeróbios não produzem efluentes capazes de atender aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Portanto, não é recomendada aplicação de um reator anaeróbio sem o pós-tratamento (Chenicharo *et al.*, 2001). O principal objetivo desta etapa posterior é completar a remoção de matéria orgânica, bem como de nutrientes e organismos patogênicos. Duas alternativas não-excludentes para esta etapa são (i) o emprego de lagoas de estabilização e produção de algas (Cavalcanti *et al.*, 2001) e (ii) Processos físico-químicos do tratamento efluentes de reatores biológicos, incluindo separação por flotação (Aisse *et al.*, 2001).

3.2 Lagoas de Estabilização e Produção de Algas

Dentre diversas técnicas e tecnologias existentes, as lagoas de estabilização, ou polimento, são amplamente empregadas para o tratamento de esgotos domésticos no Brasil. Os principais objetivos de lagoas de estabilização convencionais são a remoção de matéria orgânica e nutrientes e a desinfecção em elevados tempos de detenção (Mara, 1975). Convencionalmente, empregam-se séries de lagoas, sendo a primeira delas anaeróbia e as seguintes lagoas facultativas e de maturação. A substituição da lagoa anaeróbia por reatores anaeróbios de alta taxa proporciona uma redução significativa na carga orgânica recebida pela lagoa, melhorando a eficiência de remoção de nutrientes e patogênicos (Cavalcanti, 2003).

A presença de algas, potencialmente tóxicas, no efluente final é considerada indesejável em função dos usos da água a partir do corpo receptor, tanto por fatores estéticos e como por razões de saúde. Além disso, o fósforo usualmente deve ser removido abaixo de limites bastante estritos visando evitar a eutrofização (Donnert e Salecker, 2000). No ambiente, para rios de Classes I e II, a concentração limite de fosfato é de 0,025 mg/L (Brasil, 2005).

Para melhorar a qualidade do efluente de lagoas, é necessária uma etapa posterior de tratamento, visando a recuperação das algas e fósforo da corrente antes da disposição e/ou reaproveitamento do efluente.

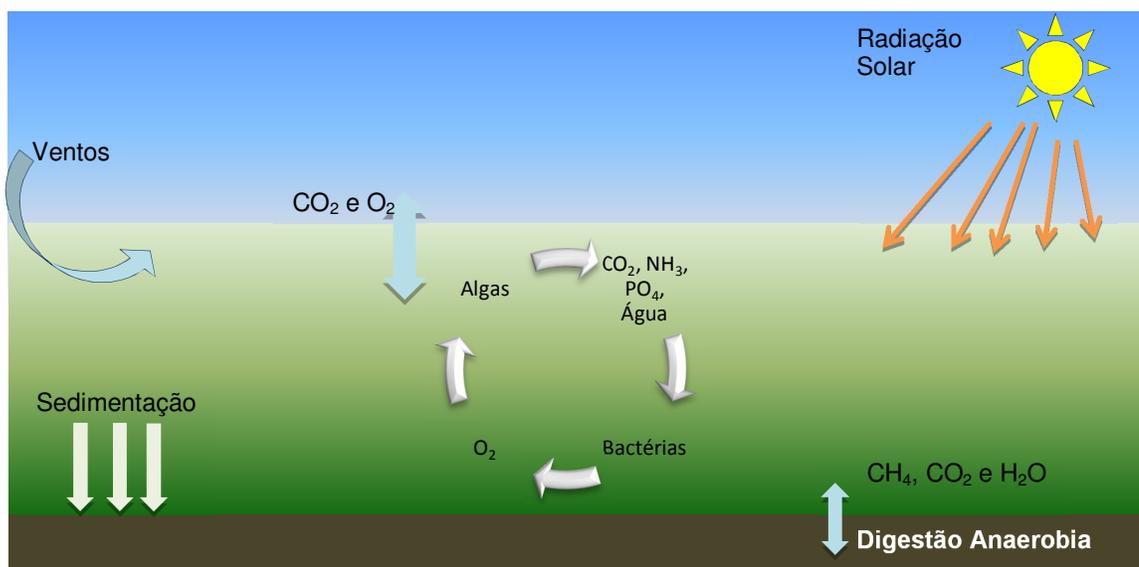


FIGURA 3.2. Processos básicos em uma lagoa de estabilização (Mara, 1975).

A qualidade do efluente da combinação entre reator anaeróbio e lagoas de polimento, tratando esgotos domésticos, em geral não atende às normas ambientais. Portanto, uma etapa adicional de tratamento é requerida (Aisse *et al.*, 2001; Monteggia e Tessele, 2001). A separação por sedimentação apresenta as seguintes dificuldades:

- tamanho reduzido das algas (1 a 20 μm);
- baixa gravidade específica das células, reduzida pela adesão de microbolhas de oxigênio produzido na respiração;
- concentração relativamente diluída das suspensões contendo algas.

3.2.1 Comentário sobre a produção de algas para fins energéticos

Até recentemente, a presença de algas no efluente de lagoas vinha sendo tratada como uma desvantagem dos sistemas naturais de tratamento. Entretanto, atualmente observa-se o crescente interesse pelo uso de fontes renováveis de energia, sendo este um dos componentes importantes para mitigar as emissões de gases de efeito estufa, via substituição de combustíveis fósseis por fontes renováveis. A demanda de energia cresce constantemente, assim como as emissões de NO_x , SO_x , CO , material particulado e orgânicos voláteis (Goldemberg, J., 2000). Por outro lado, a conversão de biomassa em energia tem sido considerada uma das formas de energia mais sustentáveis (Hossain, 2008). Considerando o rápido avanço da tecnologia, combinar o tratamento de efluentes com a produção de biocombustíveis pode vir a ser uma alternativa viável nos próximos anos e a produção de

energia de biomassa em larga escala pode contribuir substancialmente para o desenvolvimento sustentável em várias frentes, ambiental, social e econômico (Turkenburg, 2000). O Biodiesel é um combustível alternativo ao Diesel, que pode ser produzido a partir de diversas fontes de óleos, tais como canola, soja, dendê, girassol, óleo de cozinha e óleo de algas, sendo uma alternativa menos tóxica e biodegradável (Lang *et al.*, 2002). O uso de biomassa produzida a partir de dejetos, de maneira sustentável, como fonte de energia, poderá contribuir na redução da emissão de CO₂ na atmosfera.

3.3 Processos Físico-Químicos no Tratamento Efluentes de Reatores Biológicos

O emprego de técnicas físico-químicas (coagulação e floculação) seguidas de flotação para melhorar a qualidade do efluente de reatores biológicos (tratamento terciário) tem adquirido crescente importância por suas características compactas e de elevada eficiência (Smith, 1989). Neste contexto, a flotação é uma alternativa para esta etapa de tratamento, uma vez que associa a elevada eficiência de remoção de sólidos e nutrientes, especialmente o fósforo, quando combinada a etapas prévias de desestabilização dos materiais em suspensão e/ou precipitação de íons dissolvidos (Aisse *et al.*, 2001). Os principais mecanismos de desestabilização (coagulação, precipitação e co-precipitação e a floculação) são descritos a seguir.

3.3.1 Coagulação

Em meio aquoso, na ausência de sais inorgânicos as principais forças de interação entre as partículas são a atração hidrofóbica e de repulsão eletrostática. Na presença de sais inorgânicos, a carga residual positiva pode ser neutralizada e esta força de repulsão eletrostática é reduzida ou anulada. Assim, a atração hidrofóbica irá predominar e as partículas coagularão.

A coagulação ocorre pela compressão da dupla camada elétrica mediante a adição de íons. Estes são adsorvidos no plano Zeta, neutralizando o potencial neste plano e reduzindo a energia de repulsão entre as partículas. A coagulação com sais do tipo sulfato ou cloreto de ferro ou alumínio ocorre por um mecanismo diferente ao de sais monovalentes. Neste caso, além do efeito da compressão da dupla camada elétrica os sais hidrolisados formam complexos tridimensionais poliméricos ou oligoméricos com várias estruturas geométricas, com extremos ativos. Estas moléculas se adsorvem especificamente e são capazes de modificar a carga dos colóides. Adicionalmente, a elevada energia superficial das moléculas

ou oligômeros formados favorece a adsorção de íons na matriz dos precipitados (Pashley e Israelachvici, 1981; Israelachvili, 1985).

A co-precipitação ocorre também mediante a adição de sais hidrolisáveis, com a diferença de que o mecanismo de insolubilização está relacionado com a constante do produto de solubilidade dos íons (função da concentração e pH), sendo que dois ou mais sais precipitam em pH semelhante, como é o caso do $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e FePO_4 . A co-precipitação também refere-se ao fenômeno da precipitação de um íon na superfície de outro material, em geral após adsorção e depende do produto de solubilidade e não de fenômenos interfaciais de compressão da dupla camada elétrica. A heterocoagulação é um processo de agregação que também envolve a interação entre as duplas camadas elétricas e forças de van der Waals, mas é mais complexa que coagulação pois ocorre entre partículas de diferente potencial, especialmente as que possuem carga superficial contrária. Sendo assim, a interação eletrostática é a principal força de agregação atuante na heterocoagulação. (Usui, 1989).

3.3.2 Floculação

A floculação consiste na agregação das partículas por pontes poliméricas. O mecanismo pode ser a adsorção dos polímeros na interface sólido/líquido (pontes de hidrogênio, forças hidrofóbicas e atração eletrostática) ou por agregação, onde os mecanismos envolvidos são a adsorção em sítios por atração eletrostática localizada, pontes poliméricas, onde uma macromolécula adsorve-se em mais de uma partícula simultaneamente ou o aprisionamento das partículas em redes poliméricas (Derjaguin e Churaev, 1989). A cinética de formação de flocos é função das seguintes etapas:

- (a) Difusão das moléculas poliméricas sob condições hidrodinâmicas turbulentas seguida de adsorção na interface sólido/líquido
- (b) Conformação (configuração) superficial das moléculas poliméricas formando laços (*loops*), caudas (*tails*) e trens (*trains*)
- (c) Formação de pontes poliméricas por adsorção dos laços e caudas
- (d) Formação de flocos-crescimento sob agitação lenta

Floculação com formação de Flocos Aerados: Flocos aerados são estruturas compostas por partículas ou colóides floculados por polímeros catiônicos de alto peso molecular, contendo ar aprisionado na forma de microbolhas. A formação de flocos aerados ou “aeroflocos” tem sido reportada por diversos autores (Da Rosa, 2001; Colic *et al.*, 2001, Miller, 2001). Os flocos aerados possuem as seguintes características:

- tamanho na ordem de centímetros;
- velocidade de ascensão significativamente maior do que a velocidade de bolhas de gás independentes;
- alta resistência ao cisalhamento em condições turbulentas;
- conformação alongada, tipo fibrosa;
- baixo teor de umidade.

Os flocos aerados são formados quando há injeção de ar na etapa de floculação, sob condições turbulentas. Os mecanismos de formação destes flocos, bem como sua estrutura, encontram-se em fase de investigação, mas algumas suposições têm sido aceitas (Rosa, 2001; Rubio 2001), tais como:

(a) Precipitação do polímero na interface líquido ar: Como a formação do floco ocorre na presença de excesso de ar, parte das macromoléculas poderia precipitar, aprisionando bolhas na estrutura polimérica. A precipitação do polímero pode contribuir para explicar a alta resistência dos flocos ao cisalhamento;

(b) A característica alongada dos flocos pode ser entendida considerando o estiramento (*uncoiling*) das cadeias poliméricas como resultado de efeito *salting out* na interface ar/água. Nestas condições, as forças hidrofóbicas de repulsão entre o polímero e a fase aquosa são reduzidas pela presença de uma fase hidrofóbica (ar). Consequentemente, menos interstícios ficam disponíveis na molécula para serem preenchidos por água, resultando em flocos com maior teor de sólidos.

(c) Incremento da velocidade de ascensão dos flocos aerados com relação às bolhas de ar pode ser consequência da coalescência de bolhas no interior e na superfície dos flocos e à presença de maior número de bolhas no interior da estrutura. O aprisionamento das bolhas poderia evitar a desadesão das bolhas durante a ascensão do agregado.

(d) Precipitação heterogênea do gás pressurizado na superfície interna e externa dos flocos. O fenômeno de precipitação do gás dissolvido com formação de bolhas é conhecido por cavitação, no sentido amplo do termo, ou seja, formação de “cavidades gasosas” em uma fase líquida contínua. O primeiro estágio da cavitação, que consiste na formação dos primeiros núcleos de gás é chamado de nucleação de bolhas ou, por analogia com o mecanismo de precipitação de um sólido, emprega-se o termo “precipitação do gás dissolvido”. Dois tipos de nucleação de bolhas podem ser distinguidos: dependendo se a precipitação de gás ocorre na fase homogênea (líquida) ou sobre uma superfície sólida (fase heterogênea).

A presença de pequenas quantidades de ar não dissolvido aprisionadas em cavidades de partículas de poeira ou de minerais auxilia a cavitação, funcionando como núcleos para o crescimento das bolhas sob condições de pressão mais baixa nestes locais. Além disso, a presença e a forma das partículas ou obstáculos presentes na água, bem como a rugosidade das paredes internas também favorece a cavitação. Os sólidos podem promover a formação de bolhas a partir ar aprisionado em espaços capilares na superfície rugosa. Isto foi estendido para incluir espaços capilares e fraturas nas paredes dos recipientes e em partículas de impurezas presentes no líquido e este processo tem sido modelado por vários pesquisadores (Zhou *et al.*, 1994).

3.4 Técnicas de Flotação no Tratamento de Efluentes

O processo de flotação é conhecido a mais de um século na área mineiro-metalúrgica, entretanto, sua aplicação como tecnologia de descontaminação de efluentes líquidos é pouco conhecida neste setor, com a exceção da flotação por ar dissolvido (FAD) (Rubio e Smith, 2001; Rubio *et al.*, 2002).

A flotação é um processo de separação de partículas (ou agregados) ou gotículas via adesão a bolhas de ar, incorporação dessas no interior de flocos ou por simples arraste hidráulico (Fuerstenau, 1976, Kempeneers *et al.*, 2000). As unidades formadas por bolhas e partículas (ou gotículas) apresentam uma densidade aparente menor do que no meio aquoso e “flutuam” ou “flotam” até a superfície de um reator (célula de flotação) ou interface líquido/ar, de onde são removidos (Matis, 1995).

3.4.1 Aplicações da flotação na área de saneamento no Brasil

3.4.1.1 Águas de abastecimento

Em comparação com processos convencionais de clarificação de águas para abastecimento, a flotação por ar dissolvido apresenta uma série de vantagens relacionadas com a versatilidade operacional, melhor clarificação da água e maior adensamento do lodo (maior split), aliados à elevada capacidade de tratamento. Além disto, a FAD requer em geral emprego de menores concentrações de coagulantes e/ou floculantes, o que reduz ainda mais custos operacionais com produtos químicos e disposição do lodo.

Apesar destas vantagens, somente a partir da década de 90 os engenheiros e projetistas da área de saneamento no Brasil começaram a considerar a FAD em seus projetos. As principais pesquisas realizadas ao longo destes anos, relacionadas com o uso da FAD em tratamento de águas, abrangeram áreas como a modelagem matemática do processo, concepção e projeto de

câmaras de saturação de baixo custo, a otimização da dosagem de produtos químicos (coagulantes e floculantes) via determinação de curvas de flotação em escala de bancada e o desenvolvimento de flotadores lamelares de alta taxa (Reali e Campos, 2002, Aisse *et al.*, 2001). A Sanepar, através do projeto de técnicas de flotação por ar dissolvido para tratamento de água, viabilizou a construção de ETAs com a unidade de flotação situada sobre filtros de areia, implantada nas ETA's Iraí e Rio Pequeno, em Curitiba – PR (Jüngensen, 2005).

A Sabesp vem realizando desde 1997 o tratamento em fluxo de rios e canais, para melhorar a qualidade da água de mananciais utilizados para a captação para abastecimento público. Ainda que não seja eficiente para a remoção do material dissolvido e microorganismos, reduz a carga de sólidos em suspensão, algas, metais pesados e fósforo. Os principais exemplos em operação em São Paulo são a estação de flotação e remoção de flutuantes ($720 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) no córrego Guavirutuba, Parque Ibirabuera, Horto Florestal e Parque Estadual do Jaraguá. No município de Guarujá, desde 1998, aplica-se flotação para o tratamento das águas de drenagem urbana que deságuam na orla marítima e interferem na balneabilidade das praias (Bio, 2002).

Nas ETA's, a flotação vem substituindo a decantação nos processos convencionais de tratamento de águas para abastecimento municipal. As vantagens da flotação com relação à decantação neste caso são a melhor clarificação, maior adensamento do lodo e maiores taxas de aplicação. No caso do Rio Negro (Manaus – AM), uma das maiores ETAs empregando flotação em nível mundial, o enfoque da coagulação seguida de FAD está na remoção de ácidos húmicos, presentes em elevadas concentrações, resultando em acidez e cor elevadas. O emprego da flotação no tratamento da água do rio Amazonas (Águas do Amazonas) trouxe resultados muito satisfatórios com relação aos aspectos estéticos da água distribuída (cor e turbidez), bem como da qualidade. A Corsan elaborou um projeto para implementação de FAD na ETA Três Coroas e Igrejinha, com capacidade de tratamento de $250 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ (Machado, 2005).

Em comparação com processos convencionais de clarificação de águas para abastecimento, a flotação por ar dissolvido apresenta uma série de vantagens relacionadas com a versatilidade operacional, melhor clarificação da água e maior adensamento do lodo, aliados à elevada capacidade de tratamento (taxas de aplicação da ordem de $6 \text{ a } 10 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$). Além disso, a FAD requer em geral emprego de menores concentrações de coagulantes e/ou floculantes, o que reduz os custos operacionais referente ao consumo de produtos químicos e disposição do lodo. As principais desvantagens do uso da flotação são relacionadas com a complexidade operacional, pois o processo depende de uma série fenômenos físicos e físico-químicos,

custos e cuidados de operação e manutenção mais elevados em comparação aos sedimentadores e possibilidade de formação de espuma em alguns efluentes.

3.4.1.2 Esgotos domésticos

A flotação por ar dissolvido vem sendo crescentemente empregada na área do saneamento ambiental no Brasil. Exemplos importantes são as ETE's Sul e Norte da CAESB (DF), onde a FAD é aplicada no pós-tratamento de efluentes de lodos ativados e processo Phoredox (Teixeira, 2005). No Distrito Federal duas plantas de flotação por ar dissolvido para remoção de algas e fósforo de efluentes de lagoas de Polimento encontram-se em operação desde o final de 2005, e capacidade de aproximadamente $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ cada (Aquaflot, 2003a, Aquaflot, 2003b).

No tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (tipo UASB) para remoção de fósforo, SST e DQO usando sais de ferro e alumínio, diversas plantas FAD encontram-se em operação, incluindo a CAESB (Brasília), Sanepar (Jüngensen *et al.*, 2002), ETE's Ronda (Ponta Grossa, escala piloto) e ETE Cambuí ($360 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, desde 1998), bem como em Uberlândia (MG), atendendo uma população de um milhão de habitantes (aproximadamente $8300 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Além das aplicações no pós-tratamento, a flotação pode ser eficientemente empregada no pré-tratamento de esgotos, para remoção de sólidos em suspensão, óleos e graxas.

A seguir são descritas as principais técnicas de flotação aplicadas ao tratamento de efluentes líquidos.

3.4.2 Flotação por ar dissolvido – FAD

Na flotação por ar dissolvido, água saturada com ar a pressões elevadas (usualmente 4 a 6 atm) é liberada para a pressão atmosférica, onde o ar precipita (Solari e Gochin, 1992). A geração de bolhas finas ocorre por cisalhamento, quando a água saturada passa por uma constrição de fluxo (tipo válvula de agulha ou placa de orifício) ao ser liberada para a pressão atmosférica. Tendo em vista que a concentração de sólidos é uma característica do efluente a ser tratado, a única forma de otimizar a relação a/s é aumentando a concentração de bolhas até que o incremento na eficiência de separação seja desprezível. A relação a/s é calculada com base na massa de ar dissolvido por litro saturado e sua capacidade de carga. Este aumento pode ser obtido por três maneiras:

a) Aumentando a pressão de saturação. Desta forma, a solubilidade do gás aumenta e maior quantidade de bolhas será produzida. De acordo com a Lei de Henry, a massa teórica de ar disponível para a FAD na pressão atmosférica, MA, é proporcional à pressão de saturação,

PSAT, sob a qual o ar se dissolve no saturador. Assim, $MA = k \cdot PSAT$, onde k corresponde à solubilidade do ar em água a 1 atm, a 20 °C.

b) Reduzindo a tensão superficial da água saturada. Assim a energia para formação de bolhas é reduzida ao cubo, proporcionando o aumento da quantidade de bolhas geradas (Féris *et al.*, 2000).

c) Otimizando a perda de carga no constritor de fluxo. Com maior perda de carga, maior é o cisalhamento na constrição de fluxo e são geradas bolhas menores. Além disso, a maior perda de carga favorece a precipitação da parcela do ar que poderia permanecer dissolvido mesmo na pressão atmosférica.

3.4.3 Flotação centrífuga

Neste tipo de célula a aeração ocorre pela injeção do ar ou por sucção em constritores de fluxo tipo nozzles ou misturadores estáticos. O separador e o contator podem ser um ciclone ou um cilindro. O tamanho médio de bolhas é de 0,1 a 1 mm. Os principais tipos de células de flotação centrífugas são:

Air Sparged Hydrocyclone (ASH): Este equipamento de flotação foi inventado e patenteado por Miller em 1981. Consiste em hidrociclone combinado com um sistema de aeração onde a passagem de ar é forçada através de uma jaqueta porosa. O cisalhamento do fluido em espiral, em alta velocidade, quebra as bolhas de ar, resultando na formação de pequenas bolhas (0,1 a 0,8 mm). Partículas hidrofóbicas ou gotículas de óleo são transportadas pela força centrípeta. O produto flotado move-se em direção ao vortex finder da cabeça do ciclone, sendo descartado como produto de topo. A água tratada é descarregada pelo fundo. O ASH oferece elevada capacidade específica, mas apresenta problemas no split. Neste equipamento, a existência de um *overflow* resulta em produto flotado com elevado teor de água. Esta deficiência resulta em um elevado volume de resíduo “sólido”.

Bubble Accelerated Flotation (BAF): O BAF, descrito por Colic *et al.*, (2001) é uma evolução a partir do ASH para resolver os problemas operacionais, principalmente baixo split. O BAF não incorpora a restrição de um efluente tratado no *underflow*, que força a espuma (ou produto flotado) a sair pelo topo. Desta forma, a consistência operacional é aumentada. O ciclone deixa de ser um equipamento de flotação e torna-se um contator. O objetivo que é a formação dos agregados bolha/partícula, bem como coagulação ou floculação se completam neste estágio. O *underflow* é então conduzido para um tanque de separação. O equipamento consiste de uma câmara de bolhas e do tanque de separação. O mecanismo de separação inclui a formação de flocos aerados na câmara de bolhas.

Centrífuga LTM (Santander, 1998): Neste tipo de célula a aeração ocorre pela injeção do ar em misturadores estáticos em forma de espiral, onde são formadas bolhas e flocos aerados. O fluido é alimentado tangencialmente no cilindro, onde o produto flotado move-se em direção ao vortex finder da cabeça do ciclone, sendo descartado como produto de topo. A água tratada é descarregada pelo fundo. Assim como no ASH, a existência de um overflow resulta em produto flotado com elevado teor de água, ocasionando as mesmas limitações.

3.4.4 Floculação – flotação (Processo FF[®])

Este é um equipamento desenvolvido no LTM – UFRGS, combinando floculação em linha com flotação rápida para a remoção de flocos aerados (Rosa *et al.*, 2000). O FF é uma célula centrífuga derivada da centrífuga LTM, com o objetivo de solucionar os problemas operacionais causados pelo baixo split. A flotação FF é composta por uma unidade de separação, composta pela célula de flotação centrífuga e por um tanque de separação. O tanque de separação localiza-se na descarga da célula centrífuga e tem como função somente a separar do material partícula-bolha-polímero (Da Rosa, 2001). Da mesma forma que na modificação da ASH para BAF, o overflow foi eliminado e um tanque de separação foi adicionado. Na FF, a função do cilindro centrífugo é eliminar o excesso de ar introduzido ao sistema. O contator é o misturador estático em espiral e a separação ocorre em um tanque separado.

Sholji e Kazi (1997) confirmam que a mistura é geralmente realizada em flocladores do tipo mecânicos ou hidráulicos e que poucas vezes é usada a floculação “pneumática”. Neste processo, o gradiente de velocidade, necessário para promover a floculação, é induzido por bolhas de ar geradas, fazendo passar ar comprimido através de um difusor. Estes pesquisadores também reportam que o gradiente de velocidade pode ser controlado regulando a velocidade do fluxo de ar.

Nos estudos de floculação pneumática normalmente utilizam-se câmaras ou colunas onde o ar é injetado através de um difusor (Sholji e Kazi, 1997; Sholji, 1998; Ityokumbul *et al.*, 1999). A floculação pneumática em linha de um fluxo bifásico (ar-água), promovida por misturadores, pode ser explicada por mecanismos similares aos da floculação pneumática em câmaras. Rosa *et al.* (2000, 2002) desenvolveram esta técnica de floculação, em estudos para separação de óleos emulsificados. Após a etapa de floculação, o efluente foi alimentado a uma célula de flotação centrífuga. A eficiência de remoção atingiu valores de 94-96 %. Neste processo a agitação necessária para promover a floculação é incrementada pela injeção de ar no fluxo contendo o efluente a ser tratado e o agente desestabilizante. Desta forma a circulação da mistura bifásica (ar-água) ao passar por misturadores instalados em linha, sofre

uma alta turbulência, dificilmente alcançada pela circulação de um fluido homogêneo. Outro fator responsável pela grande eficiência da floculação pode estar relacionado as grandes áreas interfaciais formadas pela “quebra” do ar introduzido sob a forma de bolhas.

As substâncias surfactantes (como os polímeros floculantes) têm afinidade por interfaces ar-água, de tal modo que os fenômenos ocorridos na interface gás-líquido, na presença de óleo (formação de um filme) podem ser decisivos na floculação. Lelinski (1993), conseguiu bons resultados de separação óleo/água por flotação em um *air sparged hydrocyclone* somente quando satisfizes as condições termodinâmicas para formação de um filme de óleo na interface ar/água.

3.4.5 Flotação à jato (*Jet Flotation*)

A flotação a jato consiste em uma célula dividida em uma zona de contato e aeração (downcomer) e uma zona de separação. O aumento da pressão na região onde a interface gás/líquido é formada aumenta a concentração de ar que se dispersa no líquido em função do aumento da densidade do gás (Mesheriakov *et al.*, 1985). Ainda, a pressão de alimentação está relacionada com a perda de carga produzida pelo dispositivo constritor de fluxo e esta perda de carga é a responsável pela formação das bolhas. Yan e Jameson (2001) estudaram a remoção de algas e fósforo em células de flotação a jato, sendo que atualmente esta tecnologia é aplicada em escala real na Austrália (Wagga-Wagga), com eficiências de remoção superiores a 90%.

A brusca queda de pressão após a constrição de fluxo faz com que o jato assuma a forma de “spray” dentro do líquido, pois passa de uma zona de elevada pressão para uma zona de baixa pressão. Esta descompressão leva a dois fenômenos que estão relacionados com a formação de bolhas: (a) precipitação do ar dissolvido e (b) redução da pressão, facilitando a entrada de ar no líquido (Sissom e Pitts, 1972). Portanto, a pressão de alimentação determinará a massa de ar dissolvida no líquido e o tamanho das bolhas formadas. Em outras palavras, a pressão de alimentação afeta diretamente o *hold up* e o fluxo superficial de bolhas (S_b), parâmetros essenciais da flotação.

Célula LTM modificada: Esta unidade consiste de um tubo contator, um tanque de flotação para separação das fases e um sistema de controle de nível. A modificação na célula consistiu na adição de um cilindro cego no fundo e empacotado na parte superior, no centro do tanque de flotação. O tubo contator é composto de um tubo de descida (downcomer) e um injetor tipo venturi. Um sistema de controle de nível permite regular a altura do líquido (altura da camada de espuma) dentro do tanque separador das fases. Além disto, no fundo do tanque há um tubo para a descarga do efluente tratado.

Na célula a jato, o efluente a ser tratado, previamente condicionado com espumante e/ou desestabilizadores (sólidos sorventes ou agregantes) é alimentado sob pressão (natural ou induzida), pela parte superior do tubo descendente (injetor tipo venturi). Ao passar pela redução de área (construção), a velocidade do fluido aumenta ao mesmo tempo em que diminui a pressão. Esta redução de pressão induz a entrada de ar através da abertura disposta para a entrada deste. O movimento subsequente da corrente de duas fases através da região de baixa velocidade (alta pressão) resulta na dispersão do ar em bolhas pequenas. Estas são forçadas a descer em sentido oposto à sua flotabilidade natural, em direção ao tanque de separação das fases.

3.4.6 Flotação em coluna de precipitados

A flotação de precipitados inclui todos os processos nos quais uma espécie iônica é concentrada desde uma solução aquosa pela formação de um precipitado que é separado por flotação (Pinfold, 1974). A flotação em coluna é amplamente aplicada em processamento mineral, tendo com principais vantagens baixo custo de capital, boa adaptabilidade ao controle automático e elevado desempenho metalúrgico. Nestas colunas, a alimentação é feita pelo topo e desce em contracorrente com bolhas ascendentes, geradas por um difusor disposto no fundo ou por recirculação e passagem por uma construção de fluxo (Rubio, 1998). A flotação de precipitados em coluna é uma combinação destas técnicas, visando o aproveitamento das vantagens de ambas.

Filipov *et al.* (2000) estudaram as interações entre a taxa de aplicação superficial, velocidade do gás e vazão de reciclo na distribuição de tamanho de bolhas e seu efeito na remoção de precipitados contendo molibdênio. Os autores concluíram que a eficiência de remoção de precipitados em coluna está relacionada com a estabilidade dos flocos submetidos às condições turbulentas geradas pelo fluxo de bolhas ascendentes.

Os principais parâmetros que controlam a eficiência da flotação em coluna de precipitados são:

a) Distribuição de tamanho de bolhas: O tamanho de bolhas está relacionado com o fluxo superficial de bolhas (S_b), com o hold up, com a capacidade de carregamento (lifting power) e com as probabilidades de captura (colisão + adesão) e de ascensão. Bolhas muito pequenas oferecem a vantagem da elevada área superficial (elevado S_b) e de elevada probabilidade de colisão. Entretanto, bolhas pequenas possuem baixa capacidade de carregamento e velocidade de ascensão muito baixa, reduzindo a capacidade do processo. Bolhas muito grandes possuem as desvantagens opostas, além de romper-se com facilidade (Yoon, 1999). Sendo assim, o

ideal é uma ampla distribuição de tamanho de bolhas, incluindo bolhas de tamanho intermediário (100 a 600 μm).

b) Distribuição de tempo de residência (regime de fluxo pistão ou mistura completa): As colunas são em geral projetadas para operação em contracorrente, ou seja, bolhas no sentido ascendente e a alimentação no sentido descendente. A situação ideal, portanto, seria a operação em fluxo pistão, mantendo um gradiente de concentração elevado, com as bolhas menores carregadas em contato com o efluente mais diluído. O regime de mistura completa, apesar de não ser o ideal na flotação em coluna pode ocorrer nos casos onde há recirculação do efluente (colunas tipo Microcel).

c) Velocidade superficial do líquido e do gás: Este é um parâmetro de projeto da coluna, limitado pelo tamanho de bolhas e pela cinética de captura. A eficiência de remoção é reduzida em velocidades superficiais muito elevadas, pois, além do tempo não ser suficiente para que os fenômenos de captura ocorram, o cisalhamento na interface agregado (bolha + partícula) com a fase líquida é muito elevado, provocando a desagregação. Além disso, a velocidade terminal das bolhas pode não ser suficiente para superar a força exercida pelo fluxo no sentido descendente e o resultado é que agregados bolha/partícula saem pelo fundo da coluna.

d) Concentração de sólidos e distribuição granulométrica: Se os sólidos precipitados apresentarem uma distribuição muito ampla de tamanhos, a distribuição de tamanho de bolhas também deverá ser larga. Se as partículas forem muito finas, a adição de agentes coagulantes ou floculantes é necessária; por outro lado, no caso de partículas muito grossas, existe maior probabilidade de sedimentação do que de flotação. Se o teor de sólidos no efluente for muito elevado, o volume de ar e o tamanho de bolhas deverá ser incrementado para alcançar a capacidade de carregamento requerida.

e) Parâmetros físico-químicos: Controlam o fenômeno de precipitação, de acordo com o equilíbrio entre as espécies envolvidas. Os principais parâmetros são o pH, a força iônica (o aumento da força iônica prejudica a precipitação), o potencial redox e as concentrações do íon a ser precipitado e do reagente que forma o precipitado. Além da etapa de precipitação, os processos de flotação dependem fortemente de fenômenos interfaciais, conforme discutido anteriormente. Portanto, o estudo e otimização dos parâmetros físico-químicos devem ser realizados especificamente para cada sistema.

3.5 Processos de Desinfecção

A desinfecção pode ser definida como a destruição seletiva de organismos potencialmente causadores de enfermidades. Na área do tratamento de esgotos, as quatro categorias de organismos entéricos que apresentam maiores efeitos na saúde humana são apresentados na Tabela 3-2.

TABELA 3-2. Agentes infecciosos potencialmente presentes em esgodos domésticos não tratados.

	Organismo	Doença Causada
Bactérias	<i>Escherichia coli</i> (enterotoxigenic)	Gastroenterite
	<i>Leptospira</i> (spp.)	Leptospirose
	<i>Salmonella typhi</i>	Febre Tifóide
	<i>Salmonella</i>	Salmonelose
	<i>Shigella</i> (4 spp.)	Shigelose (disenteria)
	Vibrião colérico	Cólera
Protozoários	<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiose
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebíase (disenteria)
	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiase
Helmintos	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariase
	<i>T. solium</i>	Taeníase
	<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriase
Virus	Enteroviruses (72 tipos de vírus, polio, echo, coxsackie, etc.)	Gastroenterite, anomalias no coração, meningite
	Vírus da Hepatite A	Hepatite infecciosa
	Agente Norwalk	Gastroenterite
	Rotavirus	Gastroenterite

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous e Crites, 1998.

3.5.1 Desinfecção por agentes químicos

Os agentes químicos mais comumente empregados como desinfetantes incluem o cloro e seus compostos, bromo, iodo, ozônio, fenol e compostos fenólicos, álcoois, metais pesados e compostos relacionados, pigmentos, sabões e detergentes sintéticos, compostos de amônio quaternário, peróxido de hidrogênio e vários álcalis e ácidos. Dentre estes, os desinfetantes mais comuns são os agentes químicos oxidantes, sendo que o cloro é o mais empregado em nível mundial. O ozônio é um desinfetante altamente efetivo, e seu uso tem aumentado, apesar

de não deixar residual. Os radicais livres formados, HO_2 e HO , possuem um elevado poder oxidante e são, provavelmente, as formas ativas neste processo de desinfecção.

3.5.2 *Desinfecção e oxidação por radiação ultravioleta (UV)*

As propriedades germicidas da radiação emitida por fontes de luz ultravioleta (UV) têm sido empregadas desde o início do século XX. Inicialmente restrito à distribuição de água de alta qualidade, o emprego de lâmpadas UV tem evoluído significativamente desde a década de 90, com o desenvolvimento de lâmpadas, suportes e equipamentos acessórios. Com a dosagem adequada, a radiação ultravioleta elimina bactérias e vírus eficaz, não apresentando formação de subprodutos tóxicos. (USEPA 1996).

Para a produção de radiação UV, lâmpadas especiais contendo vapor de mercúrio são carregadas por um arco elétrico. A energia gerada pela excitação do vapor de mercúrio contido na lâmpada resulta na emissão de luz na faixa ultravioleta. Os sistemas de desinfecção UV são classificados de acordo com parâmetros operacionais internos da própria lâmpada como baixa pressão, de alta ou baixa intensidade e de média pressão e alta intensidade. Lâmpadas de baixa pressão, tanto de baixa como de alta intensidade, geram radiação monocromática no comprimento de onda de 254 nm, que é próximo a 260 nm (comprimento de onda ótimo para desativação de microorganismos). As lâmpadas de baixa pressão e alta intensidade geram aproximadamente duas a quatro vezes a intensidade das lâmpadas de baixa intensidade. As lâmpadas UV de média pressão e alta intensidade geram radiação policromática (240 a 340 nm). Ao passo que as de média pressão e alta intensidade são menos eficientes na produção de radiação no comprimento de onda de 254 nm e outros comprimentos de onda germicidas (20 a 40% da energia total), elas possuem aproximadamente 15 a 20 vezes a intensidade de uma lâmpada de baixa pressão e baixa intensidade (Germetec, 2003).

A radiação UV é um método físico de desinfecção. A radiação no comprimento de onda de 254 nm penetra na parede celular dos microorganismos e é absorvida por seus componentes, incluindo DNA e RNA. Esta absorção inibe a reprodução das células, podendo também causar sua morte, pela ruptura das ligações duplas existentes. A Tabela 3-3 apresenta uma comparação entre os principais métodos de desinfecção (cloro, ozônio e UV), com suas vantagens e desvantagens:

TABELA 3.3. Vantagens e desvantagens do cloro, ozônio e ultravioleta.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Cloro	
1. Tecnologia bem estabelecida	1. A toxicidade residual do efluente deve ser reduzida por decoloração
2. Desinfetante eficaz	2. Formação de trialometanos e outros hidrocarbonetos clorados, potencialmente cancerígenos
3. É possível manter um residual, garantindo a desinfecção em linhas de distribuição	3. Aumento das restrições do uso em função de problemas de segurança operacional
4. Custo relativamente baixo	4. Pouco efetivo na desativação de vírus, esporos e cistos nas dosagens empregadas para remoção de coliformes
	5. Aumenta a concentração de sólidos dissolvidos do efluente final
	6. Libera compostos orgânicos voláteis nos tanques de desinfecção
	7. Aumenta a concentração de cloretos no efluente final
	8. Geração de ácido, o pH do efluente pode ser reduzido se a alcalinidade for insuficiente
Ozônio	
1. Desinfetante eficaz	1. Não há como medir imediatamente se a desinfecção foi bem-sucedida
2. Mais eficaz que o cloro na desativação de vírus, esporos e cistos	2. Não possui efeito residual
3. Requer menos espaço	3. Problemas de segurança (produção no local)
4. Contribui para o aumento do oxigênio dissolvido	4. Muito corrosivo
	5. Relativamente caro
	6. Muito sensível à operação e manutenção
Ultravioleta	
1. Desinfetante eficaz	1. Não há como medir imediatamente se a desinfecção foi bem-sucedida
2. Não apresenta resíduos	2. Não possui efeito residual
3. Mais eficaz que o cloro na desativação de vírus, esporos e cistos	3. Relativamente caro (os preços estão decrescendo na medida em que a tecnologia está se expandindo)
4. Elevada segurança	4. Elevado número de lâmpadas requerido
5. Requer pouco espaço (alta capacidade)	

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (1991) e Tchobanoglous e Crites (1998).

3.6 Reúso de Água

A crescente urbanização em áreas de pouca disponibilidade de água tem agravado a situação do aumento da demanda de água para uso doméstico, industrial, comercial e agrícola. No ano 2000, 2,85 bilhões de habitantes residiam em áreas urbanas (United National Secretariat, 2001). Este aumento na população urbana resulta, associado à redução da disponibilidade de água de boa qualidade, traz o desafio da necessidade de suprimento de água pra uma crescente base de consumidores. Se a tendência atual prosseguir, o consumo de água deverá subir em 40% até 2024 (Wateraid, 2004). Em países industrializados, a água empregada para fins não potáveis, tais como aplicações industriais, descarga de vasos sanitários e irrigação vem sendo tratada em níveis de potabilidade, sem necessidade. Esta água vem sendo gradativamente substituída por efluentes tratados. Os benefícios do reúso de água incluem:

- Aumento da disponibilidade de água na fonte (redução da captação)
- Disponibilização de água potável, de boa qualidade apenas para consumo humano
- Redução do consumo de insumos no tratamento de água potável
- Redução da quantidade de efluentes lançados nos corpos d'água
- Redução da descarga de nutrientes nos corpos d'água
- Potencial de prevenção de enchentes (armazenagem)
- Potencial de criação de áreas de recreação usando água de reúso

Sob a ampla definição do termo reúso e/ou reaproveitamento de água, as fontes de água de reúso podem variar desde águas residuais de processos industriais até as águas excedentes na irrigação. O uso de efluentes tratados para fins não-potáveis oferece o potencial de exploração de um “novo” recurso que pode vir a substituir as fontes existentes de água potável. Este conceito, conhecido como substituição de fonte, não é novo. De fato, o Conselho Econômico e Social das Nações Unidas anunciou, em 1958, que *“nenhuma água de alta qualidade, a menos que haja abundância, poderá ser usada para um fim que possa tolerar qualidade inferior”*.

Muitos usos urbanos, comerciais e industriais podem ser satisfeitos com água de qualidade inferior à água potável. Com respeito ao reúso para consumo humano, órgãos ambientais internacionais estabelecem que *“em função da fragilidade da saúde humana, a prioridade deve ser dada à seleção da fonte mais pura para captação de água potável”* (EPA, 1976).

Entretanto, quando a demanda excede a capacidade de suprimento das fontes de água de elevada pureza e as demais fontes não estão disponíveis ou disponíveis somente a custos

muito elevados, água de menor qualidade poderá ser empregada para atender aos usos não potáveis. Uma vez que poucas áreas dispõem de abundância de água de boa qualidade e a demanda muitas vezes excede a disponibilidade, muitos usos urbanos, residenciais, comerciais e industriais podem ser satisfeitos com água de menor qualidade.

Em muitos casos, efluentes tratados proporcionam a fonte de substituição mais econômica e/ou disponível para a irrigação de parques, jardins, canteiros de vias e rodovias, resfriamento industrial, torres de absorção de gases, processos industriais, vasos sanitários, controle de poeiras (construção civil e mineração), limpeza e manutenção, incluindo lavagem de veículos, além de paisagismo, fins recreacionais e ambientais. A avaliação econômica da substituição da água por água de reúso depende do local e dos custos marginais de novas fontes de água e dos custos do tratamento do efluente e sua disposição. Evidentemente, a construção de linhas de transmissão e distribuição de água de reúso para usuários existentes em grandes centros urbanos é onerosa e causaria transtornos aos habitantes. Portanto, o reúso de água irá continuar a ser mais atrativo para novas áreas residenciais, comerciais, e industriais de uma cidade, onde a instalação de sistemas duplos de distribuição é mais viável do ponto de vista econômico.

O uso de água de reúso para propósitos agrícolas em áreas sub-urbanas pode também ser economicamente atrativo. A concessão pelo uso de grandes quantidades de água para irrigação, atualmente em implementação no Brasil, usualmente envolve contratos de longa duração. Um cenário potencial é o desenvolvimento de novos sistemas de água de reúso para atender às necessidades agrícolas, fora dos centros urbanos, com a expectativa de que o desenvolvimento urbano substitua as áreas agrícolas.

Ao mesmo tempo em que a necessidade de suprimento de água tem sido o motivo de numerosos programas de reúso e reaproveitamento de água, muitos programas de reúso encontram justificativa nos requerimentos rigorosos e de elevado custo relativos à remoção de nitrogênio e fósforo para descarga de efluentes em corpos d'água. Eliminando-se a descarga de efluentes através do reúso de água, mesmo que seja por períodos ao longo do ano, um município poderia evitar o reduzir a necessidade dos onerosos processos de tratamento para remoção de nutrientes.

Os objetivos e as práticas podem diferir entre tecnologias de reúso de água desenvolvidas estritamente para o controle e abatimento da poluição ambiental e aqueles desenvolvidos em benefício da conservação dos recursos hídricos. Quando sistemas de tratamento são desenvolvidos para a disposição no solo ou simples descarte, o objetivo é tratar e/ou dispor o máximo de efluente possível e, portanto, as taxas de aplicação são usualmente superiores à

demanda hídrica. Por outro lado, quando a água de reúso é considerada um recurso com valor econômico, o objetivo é aplicar o efluente de acordo com a demanda hídrica. As diferenças também surgem na distribuição da água: quando a simples disposição é o objetivo, medidores de vazão não são instalados e a água é distribuída com uma tarifa padrão, com custo usualmente baixo. Entretanto, em sistemas nos quais a água é considerada um recurso, a medição de vazões é um procedimento apropriado, limitando desperdícios e recuperando os custos de tratamento.

Ao considerar-se o reúso para um determinado fim, a principal preocupação é como definir se a qualidade da água a ser reaproveitada é apropriada para este fim. Usos mais nobre, tais como irrigação de áreas de livre acesso e vegetais a ser consumidos sem processamento, requerem um elevado nível de tratamento e robustez do sistema (confiabilidade), em comparação com usos menos nobres, tais como irrigação de pastos e reflorestamentos. Por exemplo, em locais públicos com elevado potencial de exposição humana à água reaproveitada, além de ser garantido o menor nível de risco à saúde, a água deve ser clara e sem odores para assegurar de que será aceita do ponto de vista dos fatores estéticos (ANZECC, 2000).

No Brasil, a NBR-13.969/97 (ABNT, 1997) regulamenta alguns parâmetros de qualidade para água de irrigação, limpeza e uso em sanitários. Entretanto estas recomendações são bastante limitadas quando comparadas com as existentes em nível internacional (EPA, 2004). Algumas recomendações são baseadas no nível de tratamento requerido, outras impõem critérios de qualidade e, ainda, algumas requerem ambos. Ainda, existem recomendações relativas à confiabilidade do sistema de distribuição, visando evitar a contaminação das linhas de água potável com a água de reúso.

Qualquer sistema de distribuição de água de reúso deve incorporar sistemas de segurança para evitar infiltrações na linha de água potável. Também recomenda-se o uso de indicações visuais, tais como pintura diferenciada e avisos para diferenciação da água potável. A seguir são analisados os principais tipos de reúso de água no Brasil.

3.6.1 Reúso urbano

Sistemas de reúso urbano devem suprir água para várias aplicações não-potáveis, incluindo:

- Irrigação de parques públicos e centros de recreação, campos de esportes, jardins de escolas, canteiros de rodovias, entre outros;
- Irrigação de áreas comuns em condomínios e em áreas comerciais e industriais

- Limpeza urbana, lavagem de caminhões de coleta de lixo, lavagem das frotas de ônibus municipais e outros veículos
- Usos ornamentais, tipo lagos, fontes, cascatas artificiais
- Controle de poeiras e produção de concreto na construção civil e mineração
- Controle de incêndios, usando-se hidrantes com água de reúso
- Descarga de vasos sanitários em instalações comerciais e industriais

No Brasil, a companhia de saneamento do estado de São Paulo (Sabesp) adota o reúso de água desde a década de 80 em suas próprias instalações para a limpeza de equipamentos ou manutenção de suas áreas. Hoje, são reaproveitados 780 milhões de litros de água por mês, volume suficiente para abastecer toda a população de um município como Taubaté. Como existe um excedente na produção, a Empresa estendeu a alternativa às empresas. Seis prefeituras da Região Metropolitana de São Paulo também usam o produto para efetuar a limpeza pública. Entre elas estão São Paulo, Barueri, São Caetano do Sul, Carapicuíba, Diadema e Santo André. Ao contrário de consumir água potável para lavar as ruas após as feiras livres, caminhões devidamente preparados seguem às estações de tratamento de esgotos de Barueri, Parque Novo Mundo e São Miguel Paulista para se abastecer da água de reúso. Atualmente, são aproveitados 34 milhões de litros de água mensalmente nestas práticas. Os custos são bastante reduzidos. Os órgãos municipais pagam R\$ 0,36 por mil litros de água (VALOR ECONOMICO, 2002).

3.6.2 *Reúso industrial*

O reúso industrial vem crescendo desde a década de 1990 em função dos problemas de escassez de água e aumento da exigência da legislação com relação aos padrões de emissão. A seguir são descritos os principais usos industriais de água de reúso.

Água de resfriamento: Para a maioria das indústrias, a água de resfriamento é a principal aplicação da água de reúso pois o avanço na tecnologia de tratamento de água tem permitido que as indústrias usem água de qualidade mais baixa. Estes avanços possibilitaram a redução de depósitos inorgânicos, controle da corrosão e problemas biológicos usualmente associados com o emprego de água de reúso.

Água de processo industrial: A viabilidade do reúso de água em processos industriais depende de cada aplicação em particular. Por exemplo, a indústria de eletrônicos requer água de elevadíssima pureza, enquanto que a indústria de curtimento tolera água de baixa qualidade. A

exigência de qualidade para a indústria têxtil, celulose e papel e metalúrgicas é intermediária (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2003).

Celulose e papel: A indústria de celulose e papel é historicamente conhecida como consumidora de elevadas quantidades de água. Sendo assim, a prática do reúso/reciclo de água nestas indústrias é fator fundamental para a sua sustentabilidade em longo prazo. Os parâmetros de qualidade são variáveis de acordo com cada etapa e processo de fabricação.

Indústria Química: As exigências de qualidade da água variam amplamente dependendo do processo produtivo. Geralmente, águas com pH neutro (6,2 a 8,3), com baixos valores de dureza, turbidez e sólidos em suspensão são requeridas. Sólidos dissolvidos e cloreto em geral não são parâmetros críticos.

Indústria Têxtil: A água empregada na indústria têxtil deve apresentar baixa turbidez, cor, ferro e manganês. A dureza pode causar depósitos no tecido e causar problemas nos processos que empregam sabão. Ainda, nitratos e nitritos podem causar problemas no tingimento (IRWD, 2003).

Petróleo e Carvão: Processos de produção de petróleo e carvão podem usualmente tolerar água de qualidade relativamente baixa. Em geral, a água deve apresentar pH na faixa de 6 a 9 e apresentar teores moderados de sólidos em suspensão ($<10 \text{ mg.L}^{-1}$)

3.6.3 Reúso agrícola

Irrigação agrícola representa uma parcela importante da demanda total de água, representando em torno de 70% do uso da água em nível mundial (Metcalf e Eddy, 2003). O reúso agrícola é sempre considerado como uma importante componente em programas de reúso em função das seguintes razões:

- Demanda elevada
- Benefícios significativos na conservação dos recursos hídricos
- Possibilidade de associar o reúso agrícola com outros tipos de reúso.

3.6.3.1 Qualidade da água para irrigação:

Os principais constituintes químicos preocupantes na água de reúso agrícola são a salinidade, teor de sódio, elementos traço, excesso de cloro e nutrientes. A sensibilidade é em geral função da tolerância de cada cultura aos constituintes encontrados na região das raízes ou depositados nas folhas. Água de reúso tende a apresentar maiores concentrações destes constituintes do que fontes naturais de captação (poços, açudes, rios). Os tipos e concentrações dos constituintes em água de reúso proveniente de esgotos domésticos tratados

dependem das características do esgoto afluyente à estação de tratamento, bem como do sistema de coleta. Os principais parâmetros de qualidade a serem considerados na irrigação são a salinidade, o teor de sódio ou taxa de absorção de sódio (TAS), e a presença de elementos traço (cádmio, cobre, molibdênio, níquel e zinco).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Considerações Iniciais

Conforme descrito no Capítulo 2, o objetivo geral deste trabalho de pesquisa foi a comparação da qualidade da água obtida em um sistema tradicional de tratamento de esgotos domésticos (uso integrado de reator anaeróbico e lagoa de polimento) com o sistema alternativo em paralelo, composto por reator anaeróbico, flotação não-convencional em dois estágios e desinfecção ultravioleta. A seguir são descritas as configurações empregadas para a execução da parte experimental e os parâmetros adotados para a avaliação de qualidade da água.

4.2 Estação Piloto de Tratamento de Esgotos Domésticos

A parte experimental da tese foi realizada em uma unidade em escala piloto, instalada na ETE São João Navegantes, do Departamento Municipal de Águas e Esgotos, DMAE – Porto Alegre. O período da operação estudado foi de Setembro de 2002 a Julho de 2004, correspondendo a um total de 667 dias.

O esgoto encaminhado para a ETE São João – Navegantes apresentou-se bastante diluído, e com considerável contribuição da drenagem pluvial. A unidade piloto, com capacidade de tratamento de 1 m³/h recebia por bombeamento o esgoto doméstico gradeado e desarenado da ETE. Esta unidade era composta por um reator anaeróbico de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB), seguido por uma lagoa de Polimento em paralelo com um sistema de flotação em dois estágios: (i) processo FF (floculação-flotação) e (ii) coagulação e flotação por ar dissolvido, seguido de desinfecção ultravioleta (Figura 4.1.).

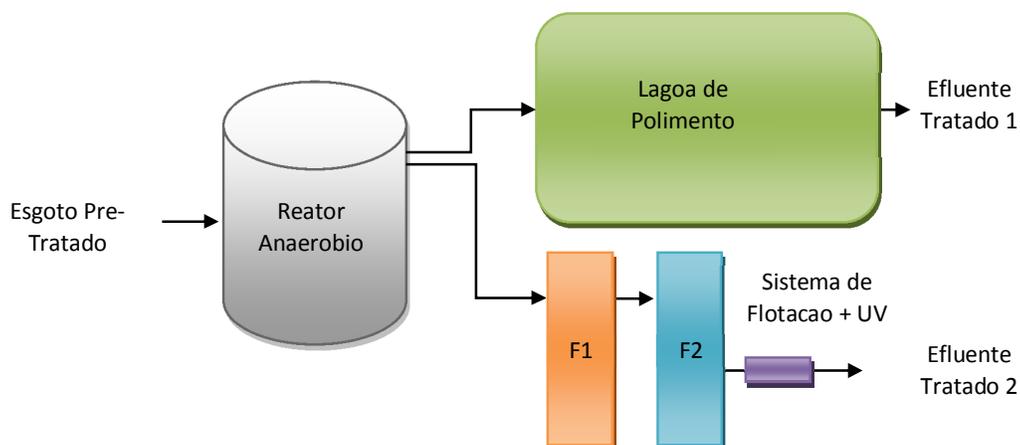


FIGURA 4.1. Fluxograma da planta piloto de tratamento de esgotos.

O esgoto era bombeado por uma bomba centrífuga de rotor aberto (BBL Bombas, 2 CV) com capacidade para 2 m³/h até um reservatório em resina PRFV, com capacidade para 2000 L. Deste reservatório, o esgoto era bombeado por uma bomba de deslocamento positivo (Netzsch, NEMO29A, 1 CV), controlada por inversor de frequência até o vertedor de entrada do reator anaeróbio. No reator anaeróbio a corrente atravessava o manto de lodos, vertendo pela parte superior para o próximo estágio.

Do reator UASB, o esgoto escoava por gravidade para a lagoa, onde permanecia pelo tempo de 10 dias (tempo de detenção hidráulico), até ser descarregado por um vertedor em um tanque de PRFV (0,5 m³). Para a execução dos experimentos de flotação, foi construído um desvio na linha (by pass), permitindo o bombeamento do efluente do reator UASB ao sistema de flotação. O efluente tratado (por flotação ou pela lagoa) era descarregado na rede pluvial, até o Rio Gravataí. A Tabela 4.1. apresenta as características de cada etapa do fluxograma.

TABELA 4.1. Características das unidades da planta piloto.

UNIDADE	FUNÇÃO	CARACTERÍSTICA
Reator Anaeróbio	Remoção de matéria orgânica dissolvida (DBO, DQO)	Volume = 20 m ³ Diâmetro = 2 m Profundidade útil total = 3,5 m TDH = 8 h
Lagoa de Polimento	Decaimento bacteriano e remoção parcial de nutrientes	Volume = 240 m ³ Comprimento = 30 m Largura = 10 m Profundidade = 0,8 m TDH = 10 dias
Flotação 1 FF	Remoção de sólidos em suspensão com polímero floculante	Volume = 0,35 m ³ Diâmetro = 0,25 m Altura = 4 m
Flotação 2 FAC	Remoção de fosfato pelo processo de flotação de agregados coloidais (FAC) usando cloreto férrico.	Volume = 0,35 m ³ Diâmetro = 0,25 m Altura = 4 m
Ultravioleta	Decaimento bacteriano	Dosagem = 25 mJ/cm ² TDH = 14 s

4.3 Unidades de Tratamento Biológico

4.3.1 Reator de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB)

O reator anaeróbico de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB) o efluente a ser tratado era introduzido pelo fundo do reator e flui de forma ascendente através de um manto de lodos composto por agregados biológicos, que permanecem em suspensão (Figura 4.2).

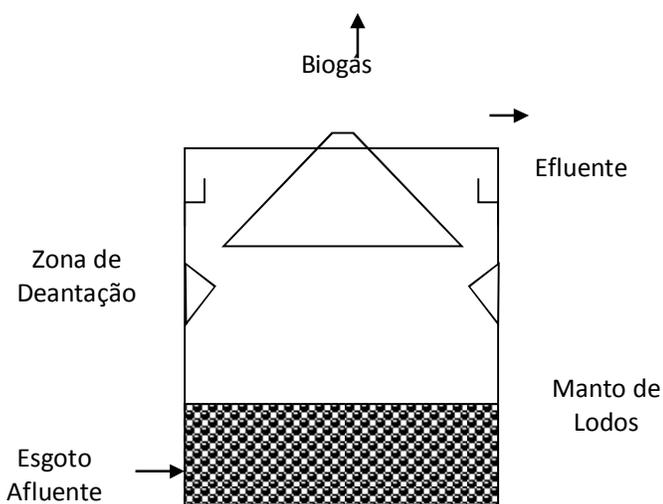


FIGURA 4.2 Representação esquemática do reator UASB.

O reator empregado no experimento foi dimensionado a partir do tempo de detenção hidráulico requerido para uma remoção de DQO em torno de 60 a 80% na temperatura ambiente, a partir de recomendações técnicas e parâmetros citados pela literatura para reatores anaeróbios em climas amenos (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997).

O biogás (CH_4 e CO_2) produzido era borbulhado em uma coluna d'água e liberado para a atmosfera. O gás produzido em condições anaeróbicas contribui para a mistura do reator e para a manutenção dos grânulos enquanto ascendem até a superfície. O material eventualmente arrastado pelo gás atinge a zona de decantação e desgaseificação e sedimenta novamente. O gás aprisionado é coletado em uma campânula, localizada no topo do reator. Os parâmetros de projeto empregados estão apresentados na Tabela 4.2.

TABELA 4.2 Parâmetros de projeto e dimensionamento do reator UASB.

PARÂMETRO	SÍMBOLO	VALOR	UNIDADE
Vazão de alimentação	Q	1,0	m ³ .h ⁻¹
Diâmetro da Base	D	2,5	m
Área	A	4,9	m ²
Velocidade na base	U _B	0,20	m.h ⁻¹
Velocidade na tubulação	U _T	0,5	m.s ⁻¹
Velocidade no decantador	U _D	0,3	m.h ⁻¹
Volume útil	V _U	15	m ³
Tempo de detenção hidráulico	TDH	15	h

4.3.2 Lagoa de polimento

A função da lagoa no estudo foi proporcionar uma base de comparação da qualidade da água obtida por um dos métodos mais amplamente difundidos de tratamento de águas residuárias no Brasil com a qualidade da água obtida pelo processo alternativo, flotação em dois estágios e desinfecção UV. A lagoa foi dimensionada visando principalmente o decaimento bacteriano, de acordo com as recomendações citadas por Arthur (1985), Mara (1975) e Mara *et al.* (2001). Partindo da equação da cinética de decaimento bacteriano em regime de fluxo pistão, foi calculado o tempo de detenção necessário para o atendimento do padrão de emissão de coliformes fecais em esgotos tratados ($< 10^3$ NMP/100 mL), considerando que o efluente do reator anaeróbio contenha 10^8 NMP/100 mL.

Fixando-se a profundidade útil em 0,8 m, a área da lagoa resultou em 277 m². Para haver uma margem de segurança, a área de projeto ficou em 300 m². Para garantir o regime de fluxo, adotou-se uma relação entre comprimento e largura de 3:1, resultando em comprimento = 30 m e largura = 10 m. Para que o regime de fluxo se aproximasse mais do fluxo pistão, foi disposta uma divisória na metade da largura da lagoa, resultando em um percurso total de 60 m, com velocidade média de 0,2 m.h⁻¹. A Figura 4.3 mostra a lagoa em operação.



FIGURA 4.3 Fotografia da lagoa de polimento em operação.

4.4 Unidade de Flotação em Dois Estágios

A etapa de tratamento físico-químico consistiu na floculação, coagulação e precipitação, seguidas de separação por flotação não convencional em dois estágios. Foi dada ênfase no uso de processos emergentes de flotação de alta taxa (técnicas compactas). Sendo assim, o dimensionamento original dos flutuadores foi concebido de forma a permitir modificações na configuração ao longo da operação. Foram construídos dois flutuadores em série (Figura 4.4), visando produzir lodos com melhores características para o destino final ou reaproveitamento e também para aumentar a eficiência e confiabilidade na remoção de sólidos em duas etapas, variando as formas de injeção de bolhas e tipo de produtos químicos em cada etapa.

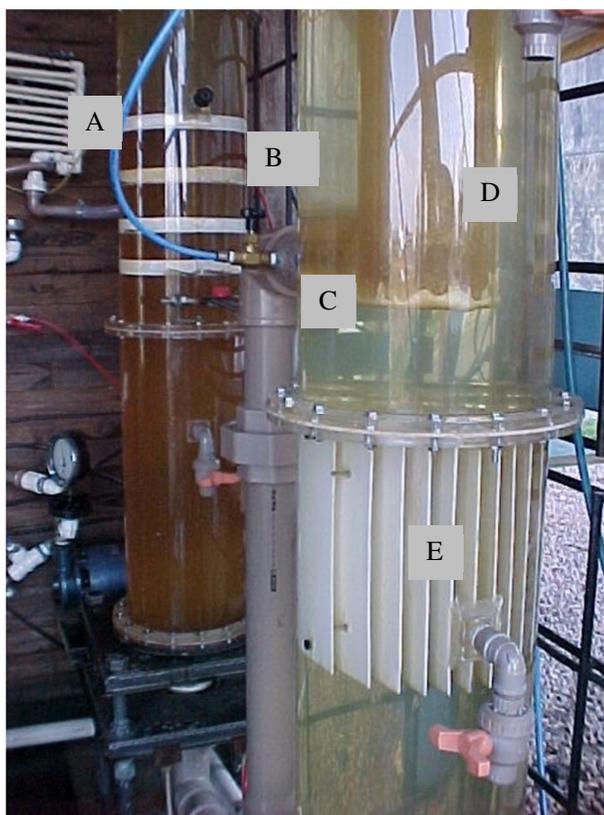


FIGURA 4.4 Colunas de flotação em dois estágios. A = sistema de floculação pneumática em linha, B = coagulação; C = injeção de microbolhas; D = contator da etapa 2; E = lamelas de direcionamento de fluxo.

O sistema de flotação empregado foi desenvolvido com base na combinação de técnicas tradicionais de flotação (flotação por ar dissolvido) e técnicas não convencionais (processo FF[®] de floculação/flotação). A configuração do sistema visou dois objetivos principais:

- a) atingir elevadas taxas de aplicação (unidades mais compactas);
- b) separação dos lodos orgânico e inorgânico (facilidade de disposição).

4.4.1 Sistema de floculação-flotação: primeiro estágio

O primeiro estágio, que tem a função de remover sólidos em suspensão pelo processo FF[®] (floculação-flotação). Este processo, desenvolvido inicialmente para a remoção de óleos emulsificados (Rosa, 2002), baseia-se na formação de flocos aerados, ou seja, contendo bolhas de ar em sua estrutura. O fenômeno é possível em função das características hidrofóbicas das partículas em suspensão, no caso, os flocos biológicos do reator UASB. A velocidade de ascensão dos agregados é muito elevada e a estrutura formada é extremamente

resistente ao cisalhamento. A taxa de aplicação alcançada nesta etapa foi de 64 m.h^{-1} , com tempo de detenção de 3,8 minutos, incluindo a etapa de coagulação.

4.4.1.1 Unidade de floculação pneumática em linha

Esta unidade era constituída pelos injetores de floculante (polímero catiônico) ar comprimido, por um floculador e por dois manômetros. A solução de floculante (1g/L), era injetada através de uma bomba dosadora na vazão adequada à concentração previamente estabelecida. Após a adição do floculante, era injetado ar comprimido a uma vazão de 3 NL/min , produzindo uma perda de carga de 2 kgf.cm^{-2} . O ar provinha de um compressor de alta pressão, marca Schulz, $\frac{1}{2} \text{ HP}$. A vazão de ar era controlada com um rotâmetro ou pelo controle da perda de carga no floculador. O floculador em linha foi projetado e construído com base nos estudos apresentados por Da Rosa (2002). Este floculador possuía a função de proporcionar ao fluxo uma mistura ideal, visando otimizar a floculação e agregação das partículas presentes no efluente do reator UASB. O floculador, apresentado na Figura 4.5, era composto por um misturador em forma de serpentina com 20 elementos, fabricados com tubos de PVC 32 mm, com 200 mm de comprimento.

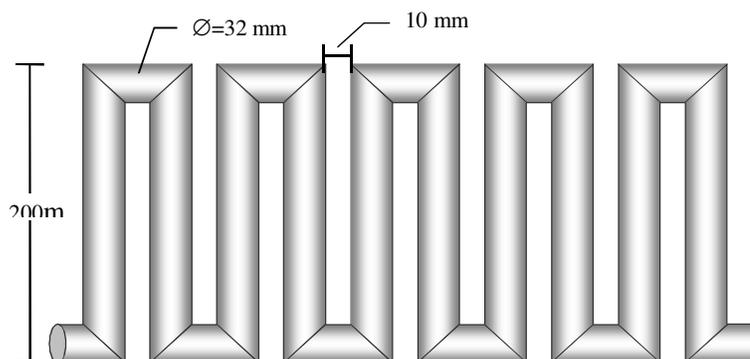


FIGURA 4.5. Floculador pneumático em linha.

O polímero empregado foi selecionado em testes de bancada (testes em provetas), conforme determinado em estudo prévio (Da Rosa, 2002), tendo sido selecionado um polímero catiônico de alto peso molecular. Foi variada a concentração de polímero floculante, para uma vazão de ar fixa em 3 NL/min . O lodo flotado, composto pela biomassa de microorganismos anaeróbios e pelo polímero adicionado ($2 \text{ a } 10 \text{ mg.L}^{-1}$) era recolhido pelo topo do flotador, com raspagem manual. A eficiência de remoção de sólidos foi medida pela turbidez residual da solução, em um turbidímetro marca Hack, modelo 2600-N.

4.4.1.2 Unidade de separação por flotação

A unidade de separação era composta pela célula de flotação centrífuga (Figura 4.6) e a coluna de separação (Figura 4.7). A célula centrífuga era constituída de um cilindro de fundo plano, em PVC esgoto, com descarga superior e diâmetro interno de 100 mm e a altura 1000 mm. A alimentação à célula (efluente do reator UASB floculado) era feita de forma tangencial através de um tubo (32 mm) localizado na parte superior. O dispositivo coletor das bolhas de ar grandes e de parte de produto floculado era disposto coaxialmente na parte superior, e corresponde a um tubo de 25,4 mm de diâmetro interno e 50 mm de comprimento. Esta célula era disposta no centro da coluna de flotação propriamente dita.

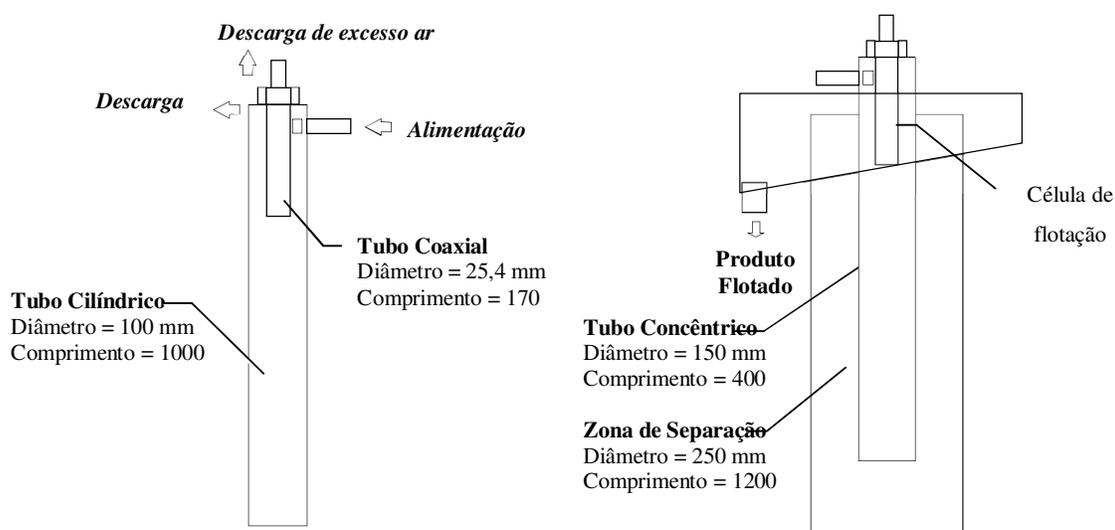


FIGURA 4.6. Célula de flotação centrífuga. FIGURA 4.7. Coluna de Flotação, Estágio 1.

A parte inferior da primeira coluna de flotação funcionava como uma câmara de coagulação, empregando-se defletores perpendiculares ao fluxo para mistura. Os defletores foram dimensionados de forma a propiciar uma variação no número de Reynolds, tornando-se mais turbulento ao princípio e sendo reduzido até voltar ao próximo ao laminar (Camaño, 2002).

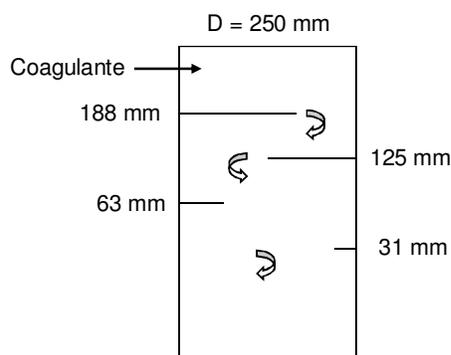


FIGURA 4.8. Zona de coagulação, estágio 1 da flotação.

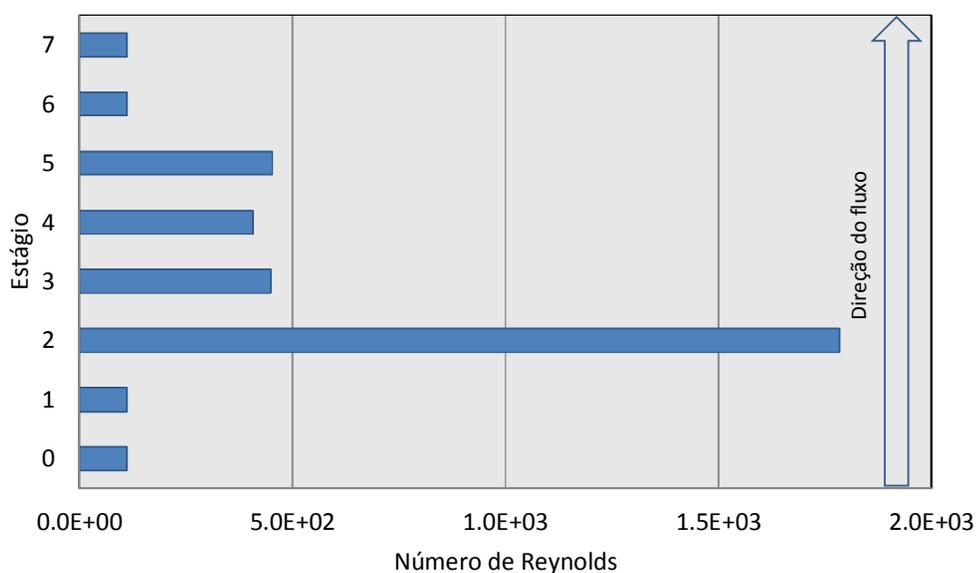


FIGURA 4.9. Variação do número de Reynolds na zona de coagulação, estágio 1 da flotação. O tempo de detenção em cada um dos estágios era de aproximadamente 18 segundos.

4.4.2 Sistema de floculação-flotação: segundo estágio

Após receber a dosagem de coagulante (FeCl_3) o efluente era conduzido por gravidade para o segundo estágio da flotação. Neste estágio ocorre a remoção do fosfato dissolvido por precipitação com Fe^{+3} e adsorção em $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e também serve como um polimento para a remoção de sólidos finos. A dosagem ótima de coagulante situou-se entre 20 e 40 mg.L^{-1} de Fe^{+3} . O pH após a adição de FeCl_3 situou-se naturalmente entre 5,5 e 7,3. Em função da elevada alcalinidade do efluente do reator UASB, não foi necessário ajuste de pH. Dadas as características dos agregados formados nesta etapa, o tipo de flotação mais adequado é a

flotação por ar dissolvido em coluna de precipitados (FAD Coluna). A taxa de aplicação alcançada nesta etapa foi de 49 m.h^{-1} , com tempo de detenção de 2 minutos.

4.4.2.1 Vaso saturador

O vaso saturador foi projetado de forma a atingir uma velocidade superficial entre 500 a 1000 m.d^{-1} (Haarhoff e Rykaart, 1995), para razões de reciclo variáveis entre 15 e 30%. Saturador foi construído em PVC soldável, classe 12, com 100 mm de diâmetro e 1100 mm de altura. O recheio do vaso saturador empregado, ocupando 600 mm de coluna, era composto de cilindros de PVC com 25 mm de diâmetro e 25 mm de altura. A vazão de ar na alimentação era medida em um rotâmetro e controlada por válvula agulha. A vazão de ar durante a operação variou entre 0,8 e $1,2 \text{ NL.min}^{-1}$. O nível no vaso saturador era controlado por um by-pass na linha, desviando o fluxo excedente para o tanque de armazenagem. A pressão de operação situou-se entre 4,5 e $5,0 \text{ kgf.cm}^{-2}$.

4.5 Ensaios de Flotação

4.5.1 Ajuste das condições hidráulicas de flotação

O ajuste hidráulico do sistema de flotação em dois estágios foi realizado com água da rede, tornando possível o estabelecimento de condições operacionais iniciais, especialmente a perda de carga. A velocidade superficial foi fixada pelo limite no qual começava a haver arraste de bolhas pela parte inferior do flotador.

4.5.2 Ensaios para otimização da dosagem de produtos químicos

Os ensaios de flotação foram realizados em períodos de 4 a 6 horas, de forma contínua. As variáveis estudadas foram a concentração de polímero floculante e a concentração de coagulante (cloreto férrico).

4.6 Procedimentos Analíticos

4.6.1 Variáveis de controle do processo biológico

As variáveis de controle do processo foram temperatura, pH, potencial redox, alcalinidade, remoção de DQO (total e solúvel), nitrogênio amoniacal e ortofosfato. A Tabela 4.3. resume a rotina de análises e o método empregado.

TABELA 4.3. Análises empregadas no monitoramento do desempenho do processo.

Parâmetro	Método (APHA, AWWA, 1985)	Frequência
pH	Potenciometria	Diária
Potencial redox	Potenciometria	Diária
Alcalinidade	Titulometria	Semanal
DQO (total e solúvel)	Refluxo fechado e Titulometria	Semanal
Sólidos	Gravimetria	Semanal
NH₄-N	Refluxo aberto e Titulometria	Semanal
NTK	Refluxo aberto e Titulometria	Semanal
NO₃ e NO₂	Cromatografia iônica	Semanal
PO₄	Cromatografia iônica	Semanal
Coliformes	Colilert [®]	Semanal
UV254	Espectrometria	Semanal

4.6.2 Variáveis de controle do processo físico-químico

A otimização da dosagem de produtos químicos foi feita com base em medidas de turbidez, em um turbidímetro portátil.

4.6.3 Tensão superficial

As medidas de tensão superficial foram realizadas com um Tensiômetro Krüs modelo 8451, que utiliza o método do anel de du Noüy. O procedimento experimental foi verificado pela medida da tensão superficial da água destilada.

4.6.4 Variáveis operacionais do sistema de flotação em dois estágios

As variáveis operacionais básicas do sistema físico-químico foram:

- *Taxa de aplicação*: Influencia diretamente a velocidade e permite a avaliação da relação entre a eficiência e a capacidade do processo;
- *Razão de reciclo, vazão de ar e pressão de saturação*: variáveis relacionadas diretamente com a razão ar/sólidos influenciam a eficiência de remoção de sólidos;

- *Parâmetros físico-químicos*: Estes parâmetros controlam o fenômeno de precipitação do fósforo, de acordo com o equilíbrio entre as espécies envolvidas. Os principais parâmetros são o pH, as concentrações de fosfato e de ferro e de polímero floculante.

4.6.5 Sistema de desinfecção ultravioleta

O sistema de desinfecção ultravioleta foi operado em condições constantes, de acordo com as instruções do fabricante, na vazão de 386 L/h. O sistema empregado foi o Germetec GPI, Purificador de água, Modelo G463T5L, com saída de 1". A dosagem resultante, ou seja, a energia transferida por unidade de área, é dada por:

$$\text{Dosagem (mJ.cm}^{-2}\text{)} = \text{Intensidade (mV.cm}^{-2}\text{)} \times \text{tempo de residência (s)}$$

Para a vazão máxima, a dosagem corresponde a 25 mJ.cm⁻², o que proporciona uma redução de até 4-log em termos de coliformes totais, segundo o fabricante (Germetec, 2005).

4.7 Delineamento Experimental e Análise de Dados

Os experimentos apresentados nesta tese tiveram dois enfoques básicos:

- Avaliação do desempenho do sistema UASB-Lagoa no tratamento de esgoto
- Análise comparativa do desempenho do sistema de polimento usando flotação e desinfecção ultravioleta.

Os testes (T1 a T20) usando Flotação em dois estágios (F1 e F2) foram organizados na seguinte matriz experimental, variando a concentração de polímero catiônico e coagulante férrico:

	POLÍMERO					
	mg/L	0	2.5	5	10	15
Fe ⁺³	0	T1	T2	T3	T4	T5
	10	T6	T7	T8	T9	T10
	15	T11	T12	T13	T14	T15
	25	T16	T17	T18	T19	T20

4.7.1 *Análise estatística: box plot*

Os resultados obtidos foram processados e expressos na forma de gráfico *Box Plot*. O box plot (gráfico de caixa) é uma ferramenta exploratória de análise de dados (Massart e Vander Heyden, 2004). O propósito deste gráfico é dar ao analista um método eficiente de examinar um conjunto de dados, para se ter uma primeira idéia da distribuição desses dados. O box plot é especialmente útil quando trabalha-se com conjuntos limitados de dados para os quais outras ferramentas como histogramas, que requerem longas series dados, onde o estudo pode ficar inválido ou inconclusivo.

Através da disposição dos valores em ordem crescente tem-se uma idéia clara sobre a localização e a dispersão dos dados. Para o gráfico boxplot é necessário calcular:

- Limite da haste inferior;
- Limite da haste superior;
- Primeiro quartil;
- Terceiro quartil;
- Mediana.

As informações dadas pelo resumo destes cinco números são apresentadas na forma de um gráfico de caixa que agrega uma série de informações sobre a distribuição:

- Posição;
- Dispersão;
- Assimetria;
- Caudas;
- Dados discrepantes.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados os resultados obtidos na operação da planta piloto durante 22 meses. A operação do sistema, tratando esgoto gradeado e desarenado da ETE São João-Navegantes (DMAE, Porto Alegre), teve início em Setembro de 2002. Os resultados estão divididos entre a operação do sistema biológico (combinação UASB e Lagoa de Polimento) e resultados do sistema global (UASB, flotação em dois estágios e desinfecção ultravioleta).

5.1 Características do Esgoto

O esgoto doméstico afluyente à ETE São João-Navegantes tem por característica elevado teor de sólidos fixos (areia) e baixas concentrações de matéria orgânica e nutrientes. Estas são características típicas de redes de coleta antigas, apresentando alta interferência da diluição pelo esgoto pluvial. A Tabela 5.1. mostra as características médias do esgoto afluyente à planta piloto, analisadas durante o período de operação da planta piloto.

TABELA 5.1. Características do esgoto afluyente à planta piloto e padrão de emissão.

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉDIA	PADRÃO DE EMISSÃO*	DE
DQO	mg.L ⁻¹	298	**	
NH ₄ -N	mg.L ⁻¹	37,5	20	
PO ₄	mg.L ⁻¹	6,0	1	
pH	Adimensional	6,9	5 a 9	
SST	mg.L ⁻¹	541	150	
Sólidos sedimentáveis	mL.L ⁻¹	4,9	1	
Tensão superficial	mN.m ⁻¹	48,1	72	
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	166,0	-	
Coliformes fecais	NMP/100mL	1,4x 10 ⁷	< 10 ³	
Coliformes totais	NMP/100mL	2,1 x 10 ⁸	< 10 ³	

* Padrão de Emissão do CONAMA 357/2005

** DBO, depende do estudo de auto-depuração do corpo receptor.

5.2 Desempenho do Sistema UASB – Lagoa de Polimento

5.2.1 Remoção de matéria orgânica

O reator anaeróbio (UASB) mostrou eficiência na remoção de matéria orgânica do esgoto bruto desde os primeiros dias de operação. A Figura 5.1 mostra a remoção percentual de remoção de DQO (total) no reator UASB durante o tempo de operação.

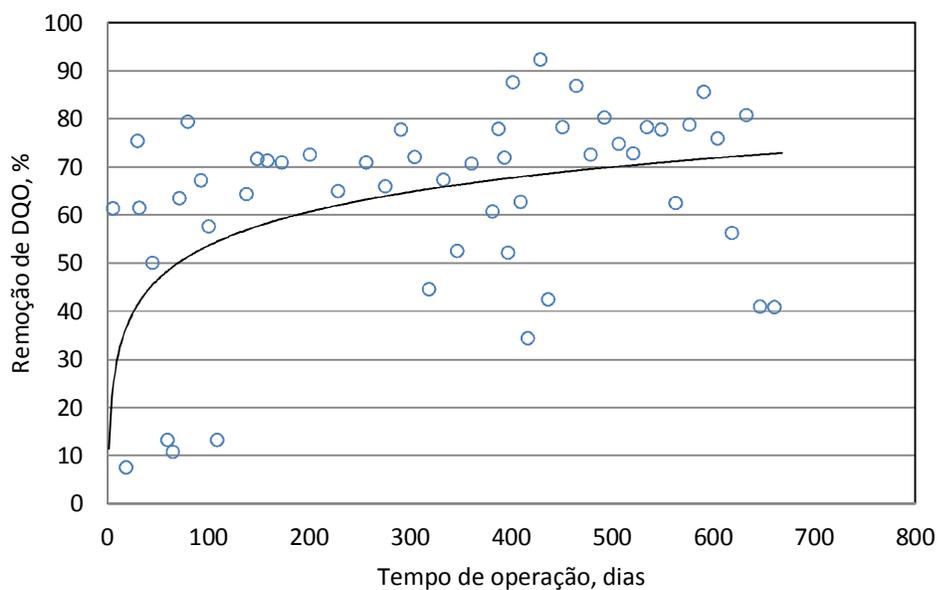


FIGURA 5.1. Remoção de demanda química de oxigênio (total) do esgoto bruto, no reator UASB durante o período de operação.

A Figura 5.2 mostra a remoção percentual de DQO na Lagoa durante o tempo de operação.

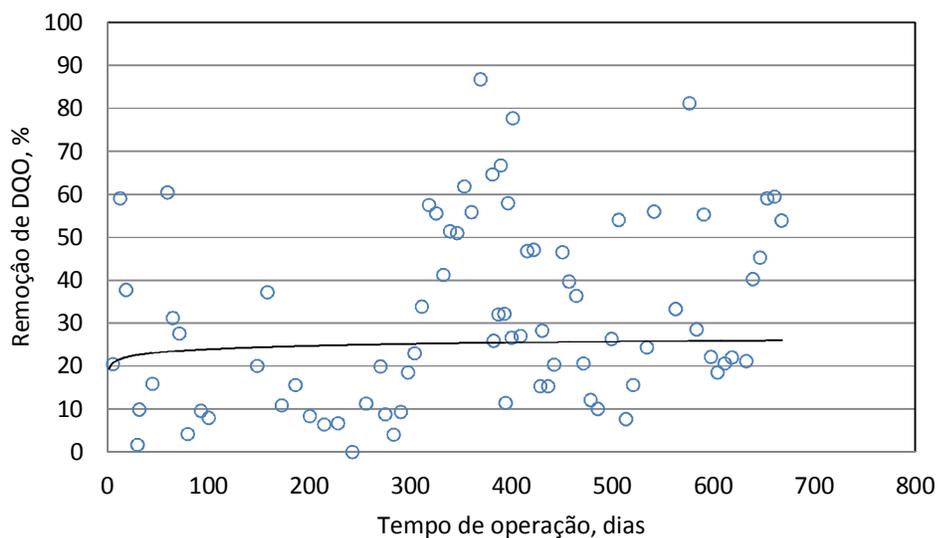


FIGURA 5.2. Remoção de demanda química de oxigênio (total) do efluente do reator UASB, na lagoa de polimento durante o período de operação.

A Figura 5.3 mostra a concentração de matéria orgânica, expressa em termos da demanda química de oxigênio (DQO total), no esgoto bruto, no efluente do reator anaeróbico e no efluente da lagoa de polimento.

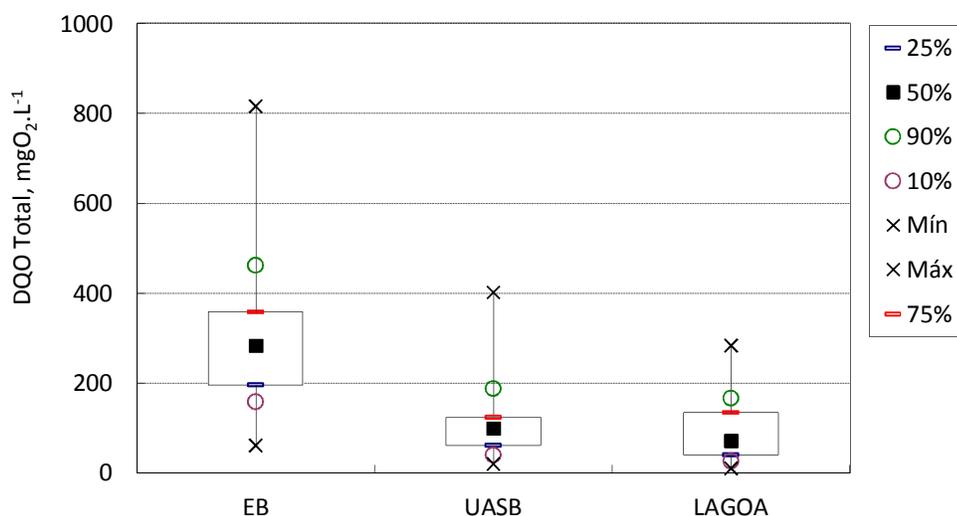


FIGURA 5.3. Box-plot dos valores de demanda química de oxigênio (total) do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento durante o período de operação.

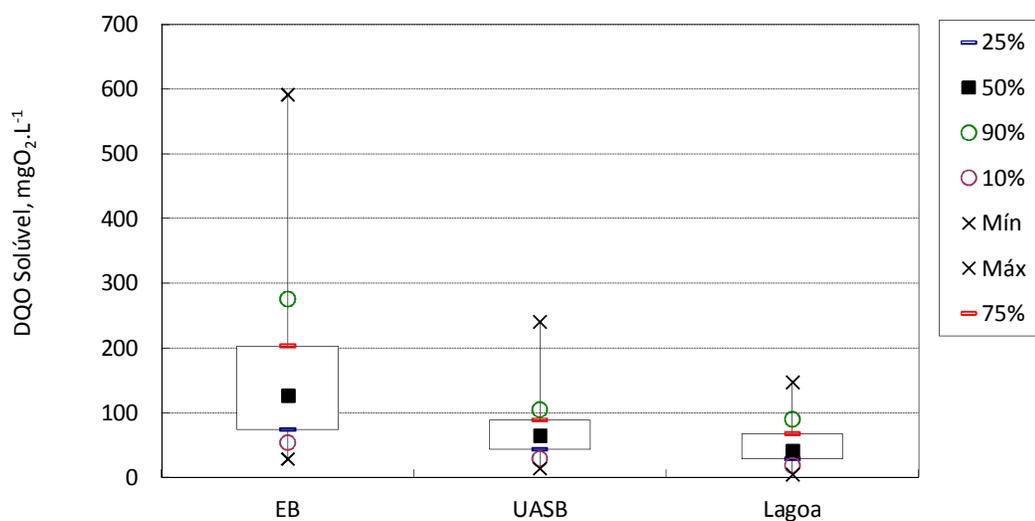


FIGURA 5.4. Box-plot dos valores de demanda química de oxigênio solúvel do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento durante a operação.

Os valores de DQO na saída do sistema UASB-Lagoa foram sempre menores que os de entrada, sendo que em alguns casos a concentração de matéria orgânica do efluente da lagoa era maior que do efluente do reator anaeróbico, em função da presença da biomassa de algas.

A Figura 5.5 abaixo mostra os valores de absorvância Ultra-Violeta, em 254 nm (UV_{254}), mostrando a redução do nível de complexidade do material orgânico solúvel durante o tratamento.

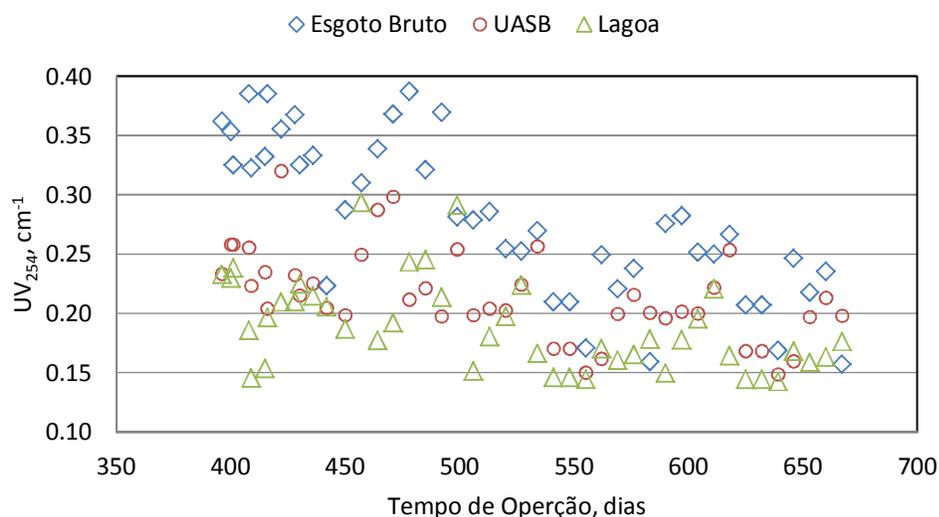


FIGURA 5.5. Valores de absorção ultravioleta em 254 nm (UV_{254}) no esgoto bruto (EB), efluente do reator anaeróbico (UASB) e efluente da lagoa de polimento (Lagoa).

Valores mais elevados de absorbância indicam a ocorrência de compostos com ligações duplas, triplas e aromáticas, como também a presença de substâncias precursoras de trihalometanos, caracterizando a presença de formas mais complexas de matéria orgânica. Apenas como referência, água potável apresenta valores de UV_{254} inferiores a $0,05\text{cm}^{-1}$ (Edzwald, 1993). A Figura 5.6 a seguir mostra o Box Plot para os valores de UV_{254} nos diferentes estágios de tratamento, durante o tempo de operação.

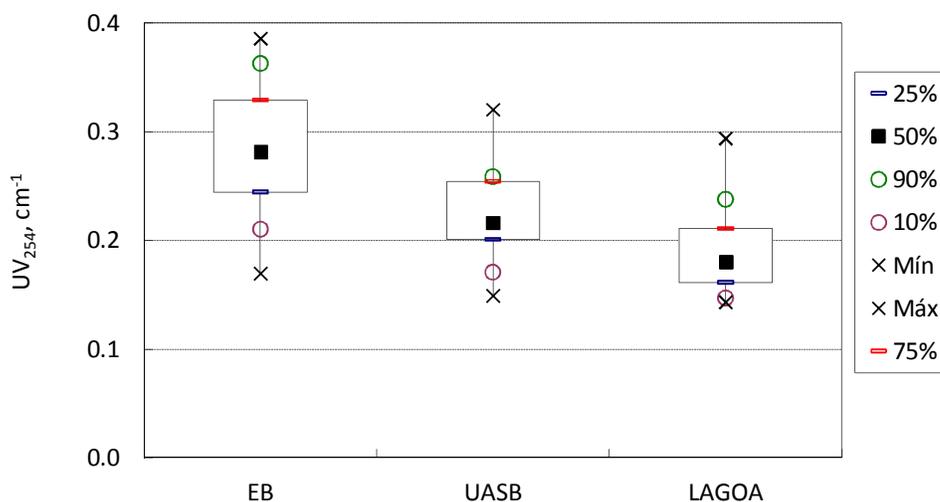


FIGURA 5.6. Box-plot para os valores de absorção ultravioleta em 254 nm (UV_{254}) no esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento.

5.2.1.1 Produção teórica de biogás

Durante o período execução do experimento, não foi possível medir a produção de biogás, em função de limitações experimentais. Portanto a seguir apresenta-se uma estimativa teórica da quantidade produzida, baseada na temperatura média observada e na remoção real de DQO ao longo dos meses.

- produção teórica de metano: 1 kg DQO resulta em 250g de CH₄
- nas CNTP: volume de metano = 1,28 Tlitros CH₄/ kg DQO (T em Kelvin)
- para uma dada pressão parcial de metano (p_m) e uma dada fração de metano coletada (f_m):

O volume de biogas pode ser calculado pela seguinte equação (MONTEGGIA, 2001):

$$v_b = \frac{f_m \cdot 1,28 \cdot T}{p_m} / \text{kgDQO}$$

Onde:

v_b = volume de biogas

f_m = recuperação do gas

T = temperatura em Kelvin

p_m = pressão parcial do metano

No caso da planta piloto, a remoção média de DQO (considerando a fração solúvel) foi de 1,85 kg DQO por dia, na temperatura média de 24,7 °C (297,7K)

$$v_b = \frac{(2/3) \cdot 1,28 \cdot 297,7}{0,75} = 338,4 \text{ L/kgDQO}$$

Considerando a recuperação de 2/3 do gás e pressão parcial de metano de 0,75, o volume de biogas produzido foi de aproximadamente 626 L por dia.

Em termos energeticos, 1 m³ de Biogas (aproximadamente 6 kWh/m³) seria equivalente a:

<p>0,5 kg de Diesel</p> <p>1,3 kg de Madeira</p> <p>1,3 kg de Biomassa</p> <p>0,7 kg de Carvão</p> <p>1,1 m³ de Gás natural</p> <p>0,24 m³ de Propano</p>

Fonte: Green Power India (2005).

5.2.1.2 Produção de Lodo Anaeróbio

Durante o período de operação não houve necessidade de descarte de lodo, e esta variável não foi considerada nas análises rotineiras. Entretanto, pode-se assumir uma produção média de lodo de 0,1 a 0,2 g SST/g DQO. Considerando-se o valor médio de 1,85 kg de DQO removido por dia, a produção teórica de lodo resultou em torno de 0,19 a 0,37 kg por dia.

5.2.2 Remoção de sólidos em suspensão

A Figura 5.7 mostra os valores de sólidos em suspensão nas diferentes etapas de tratamento, onde pode-se observar que a remoção ocorre predominantemente no reator UASB, devido às suas características hidráulicas, propícias para a sedimentação e degradação da matéria sólida.

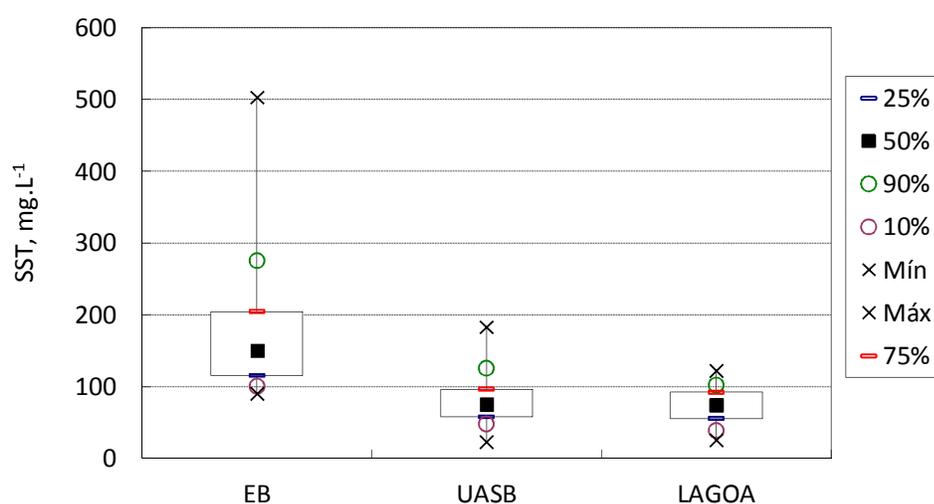


FIGURA 5.7. Box-plot dos valores de sólidos suspensos totais do esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento durante o período de operação.

5.2.3 Remoção de nitrogênio

A Figura 5.8 mostra as concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação, e a Figura 5.9 mostra o gráfico Box Plot para tais valores.

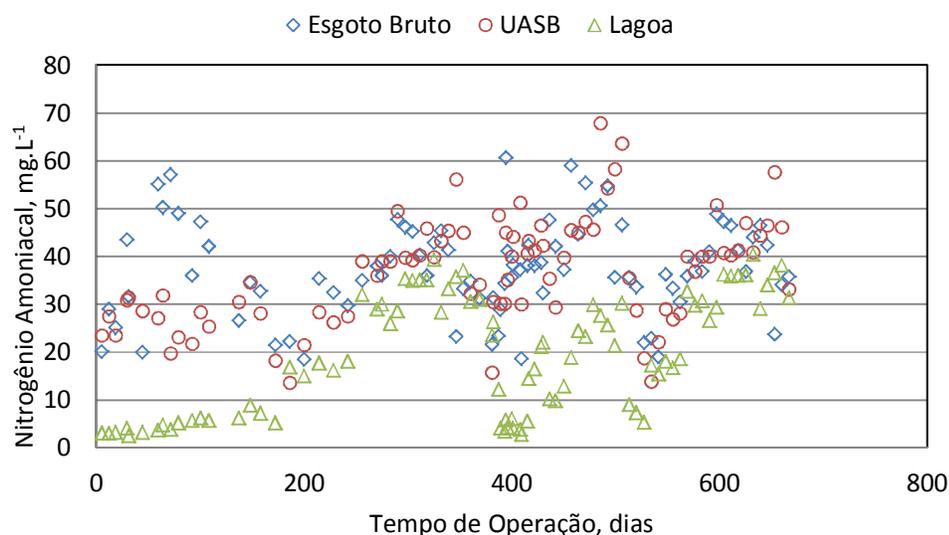


FIGURA 5.8. Concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.

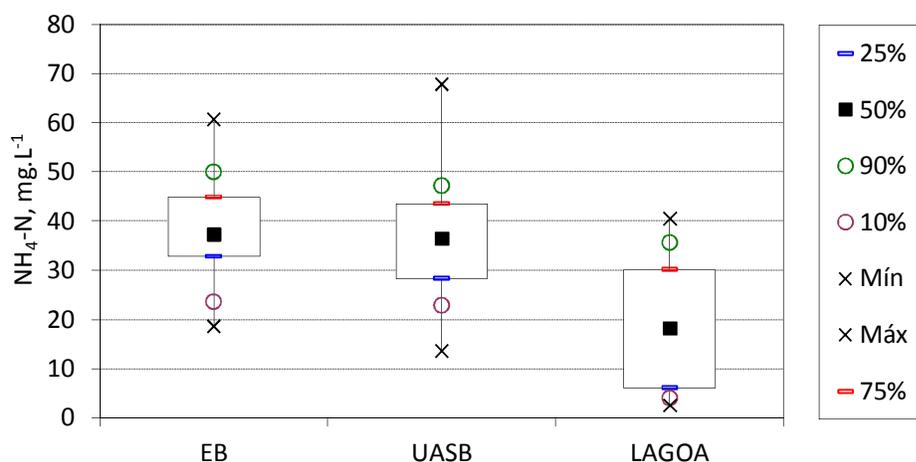


FIGURA 5.9. Box-plot para as concentrações de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento.

Analisando-se ambas as figuras, observa-se que a remoção de nitrogênio amoniacal ocorre predominantemente na lagoa. As condições em lagoas convencionais não são propícias para a remoção biológica de nutrientes. Na lagoa projetada neste experimento, buscou-se favorecer o consumo biológico de CO_2 (predominância da fotossíntese sobre os processos de degradação da matéria orgânica) para elevar o pH do meio. O pH elevado permite a remoção de

nitrogênio e fósforo por processos físico-químicos naturais. O nitrogênio pode ser removido da fase líquida por volatilização do gás NH_3 .

Diversos processos afetam o pH de uma lagoa, sendo os mais importantes:

- remoção biológica de CO_2 , quando o consumo fotossintético predomina sobre a produção pelas bactérias ou por difusão da atmosfera;
- formação e volatilização do NH_3 , que é equivalente à adição de uma base forte

Ambos os mecanismos de remoção de acidez ocorrem simultaneamente. A remoção física, por dessorção, deve-se à supersaturação deste gás no esgoto que está sendo tratado. Na lagoa a dessorção de CO_2 ocorre somente na interface líquido ar e torna-se muito lenta quando o pH é maior que 8. Assim, para que o pH aumente significativamente acima deste valor, é necessário que a fotossíntese se desenvolva em uma taxa elevada, de modo que a taxa de consumo biológico de CO_2 supere a produção pelas bactérias. Se o pH atinge um valor elevado, a fase líquida pode tornar-se subsaturada em CO_2 , podendo haver dissolução de CO_2 atmosférico.

A Figura 5.10 mostra o diagrama de predominância das espécies $\text{NH}_3(\text{g})$ e NH_4^+ em função do pH, considerando a alcalinidade média do efluente da lagoa ($94 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) e a concentração média de nitrogênio amoniacal na lagoa ($19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Este diagrama foi construído usando o Software Hydra/Medusa.

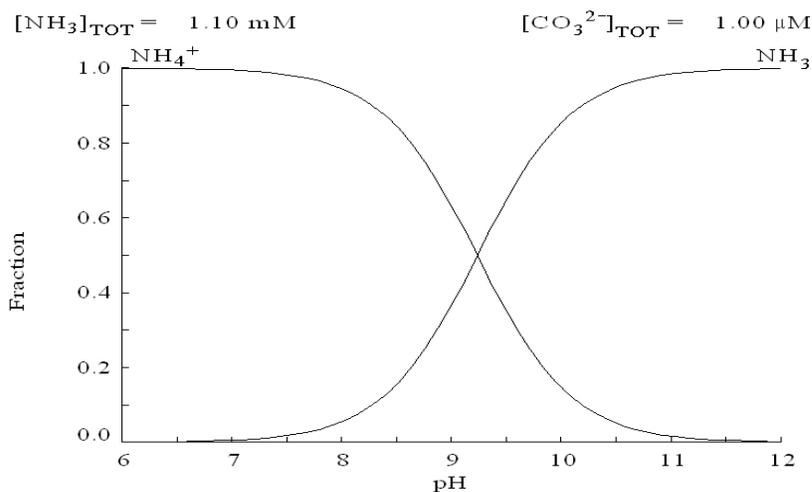


FIGURA 5.10. Diagrama de predominância das espécies $\text{NH}_3(\text{g})$ e NH_4^+ em função do pH, considerando a alcalinidade média do efluente da lagoa ($94 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) e a concentração média de nitrogênio amoniacal na lagoa ($19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Software Hydra/Medusa (Puigdomenech, 2004).

5.2.3.1 Desempenho da lagoa em função das variações climáticas

A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal ocorreu basicamente na lagoa nos períodos quentes (temperaturas entre 30-34 °C) (Figura 5.11). Nestes períodos, a maior taxa de fotossíntese resulta na maior produção de alcalinidade, elevando o pH do meio. Nos períodos onde a lagoa apresentou pH mais elevado, as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente foram mais baixas (Figura 5.12).

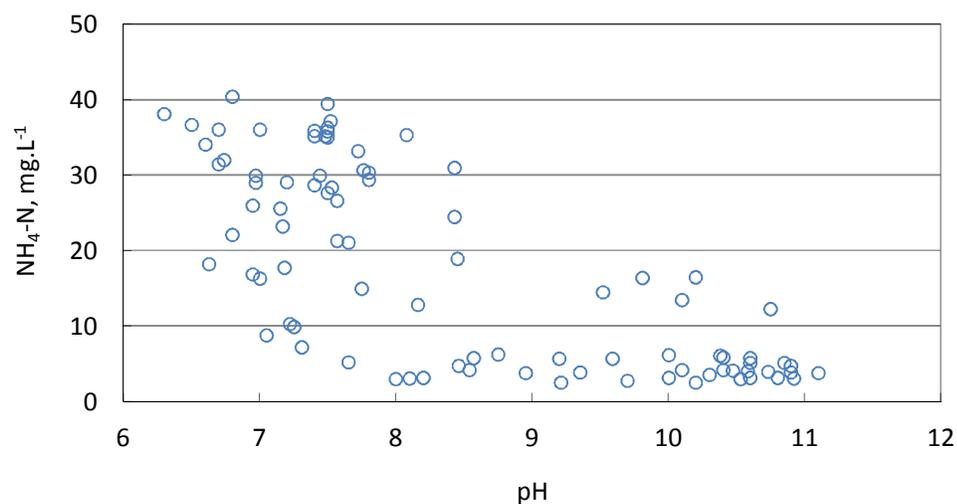


FIGURA 5.11. Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente da lagoa de polimento em função do pH.

A elevada superfície (300 m²) e baixa profundidade (0,8 m) da lagoa contribuem para o aumento da taxa de transferência do NH_{3(g)} por difusão para a atmosfera, resultando em eficiências de remoção superiores a 90% em períodos quentes (pH elevado).

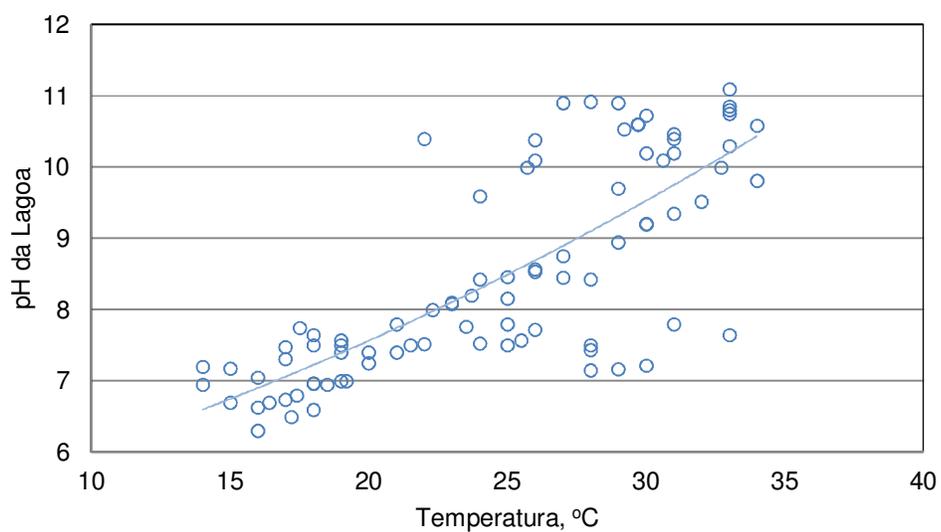


FIGURA 5.12. Relação entre a temperatura da água e o pH no efluente da lagoa de polimento.

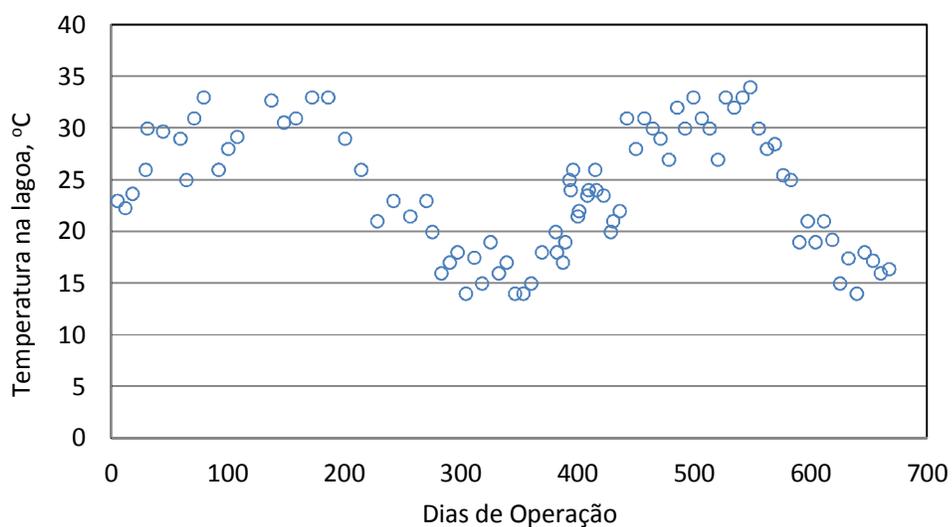


FIGURA 5.13. Temperatura da água ao longo do experimento na lagoa de polimento.

5.2.4 Remoção de fosfato

A Figura 5.14 mostra as concentrações de fosfato no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação, e a Figura 5.15 mostra o gráfico Box Plot para tais valores.

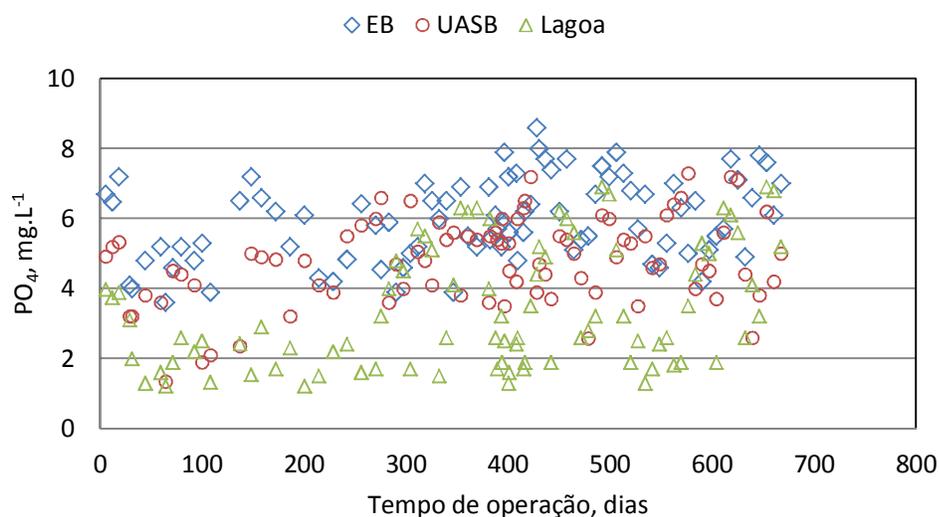


FIGURA 5.14. Concentrações de fosfato no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.

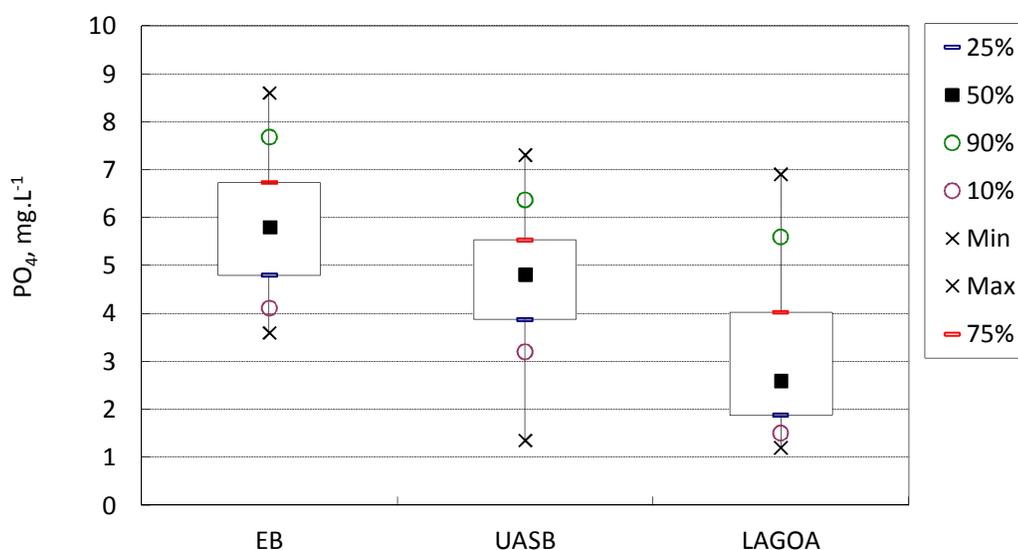


FIGURA 5.15. Box-plot para a concentração de fosfato solúvel no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente da lagoa.

A remoção média de fosfato no reator anaeróbico foi de 19%, e na lagoa, 23%, sendo a remoção global neste sistema em torno de 43%, com valores médios finais na ordem de 3,5 mg.L^{-1} (limite para emissão $<1,0 \text{ mg.L}^{-1}$).

No reator UASB, além do uso de fosfato na produção de ATP (transporte de energia para o metabolismo), outro mecanismo envolvido na remoção anaeróbica de fósforo é também

conhecido por *luxury phosphorus uptake*, onde a biomassa desenvolve uma capacidade de acumular fósforo na forma de bio-polímeros.

Na lagoa, sob as condições de altos níveis de fotossíntese e na presença de Ca e Mg, a remoção de fósforo é possível mediante a precipitação de sais insolúveis de fosfato, tais como apatita ($\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$) e a estruvita (MgNH_4PO_4). A remoção de fósforo pode ocorrer por sedimentação do material orgânico no fundo da lagoa e também pela precipitação de sais minerais de fosfato. A solubilidade de fosfatos em água depende da concentração de cátions e do pH (Stumm e Morgan, 1970).

A Figura 5.16 ilustra o diagrama de espécies para o fósforo, cálcio e magnésio, mostrando a precipitação de sais de Ca e Mg em valores de pH alcalinos.

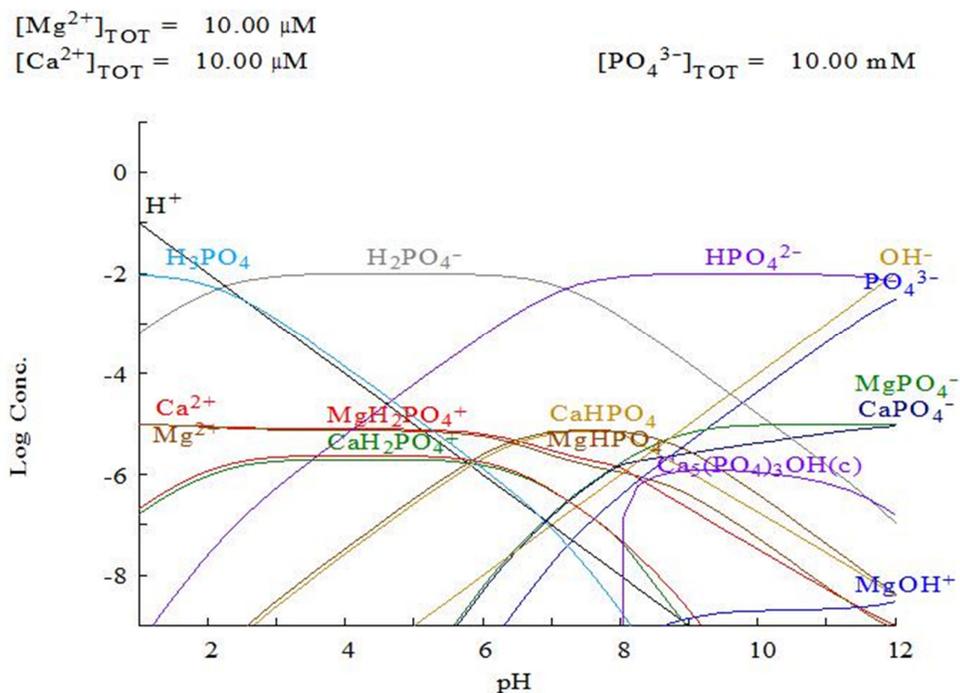


FIGURA 5.16. Diagrama de predominância das espécies PO_4^{2-} em função do pH, considerando a alcalinidade média do efluente da lagoa. Software Hydra/Medusa (PUIGDOMENECH, 2004).

5.2.5 Remoção de organismos patogênicos

A eficiência de remoção de organismos patogênicos foi avaliada pela análise de coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF). As Figuras 5.17 e 5.18 apresentam os valores logarítmicos de coliformes totais e coliformes fecais, respectivamente, no esgoto bruto, lagoa e reator UASB.

Pode-se observar uma redução da ordem de 1 log no reator anaeróbio e de 3 log na lagoa, sendo bastante estável durante o período de monitoramento. No reator UASB, é previsível a obtenção de baixa eficiência de remoção de patogênicos, sendo os mecanismos associados basicamente à sedimentação e aglomeração nos grânulos. A remoção observada na lagoa, na ordem de 3-4 log, também encontra-se dentro da faixa esperada. Diversos mecanismos contribuem para a desinfecção em lagoas de polimento, incluindo radiação Ultravioleta, ambiente alcalino ($\text{pH} > 9$), sedimentação, competição com outros organismos, oxidação e decaimento bacteriano pelo elevado tempo de detenção (Mara e Horan, 2003).

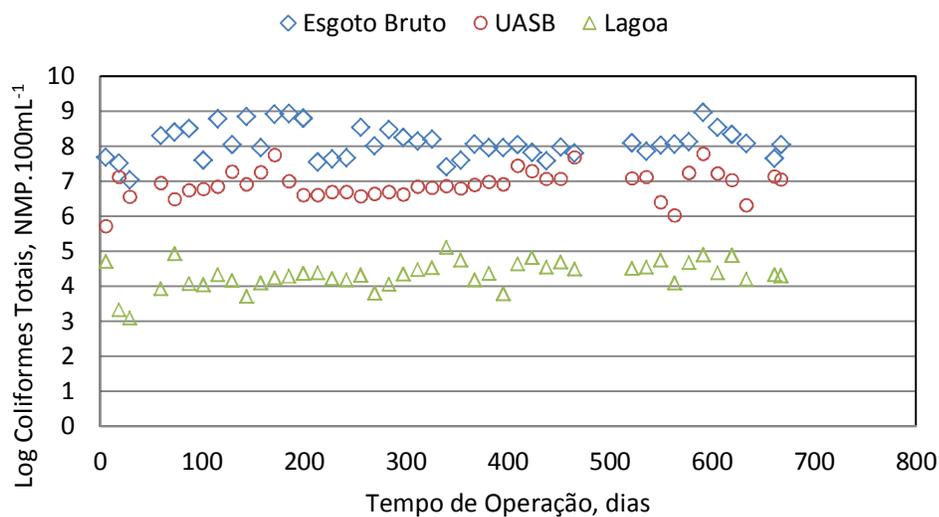


FIGURA 5.17. Coliformes Totais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.

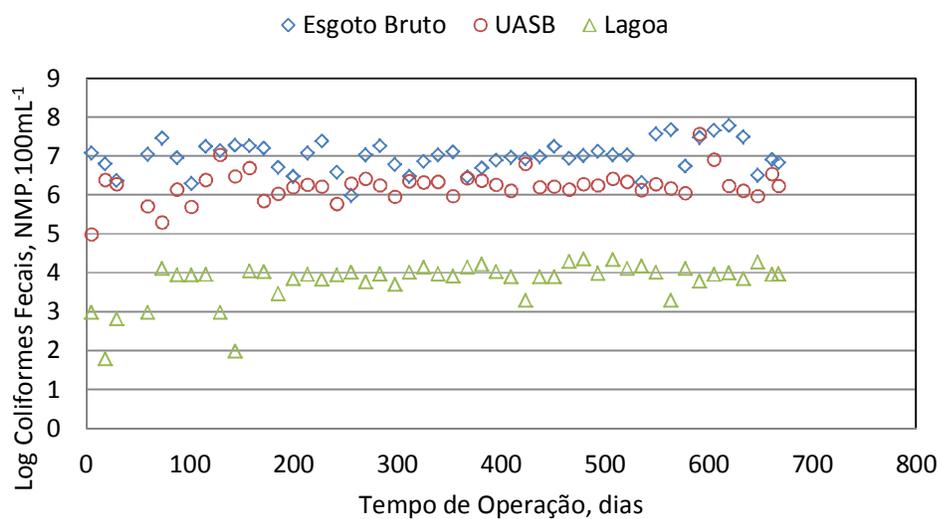


FIGURA 5.18. Coliformes fecais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.

As Figuras 5.19 e 5.20 apresentam os gráficos Box Plot para coliformes fecais e coliformes totais, respectivamente.

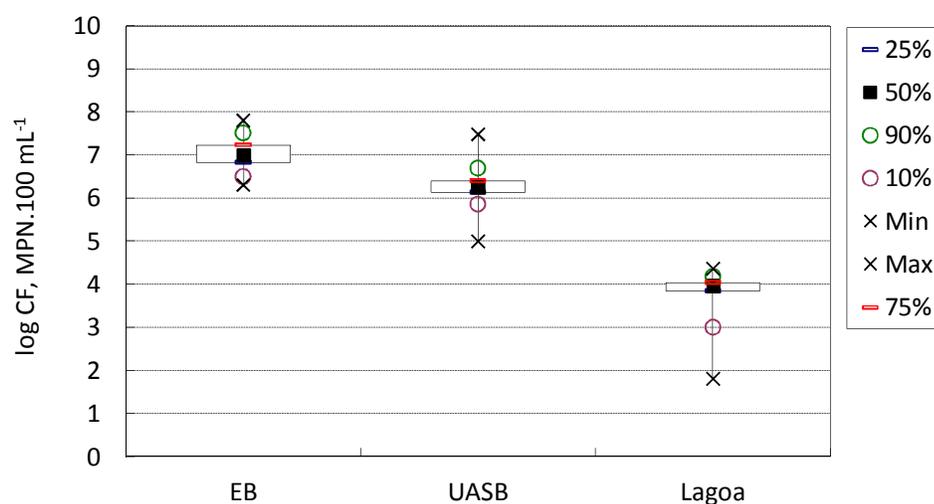


FIGURA 5.19. Box-plot para coliformes fecais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento.

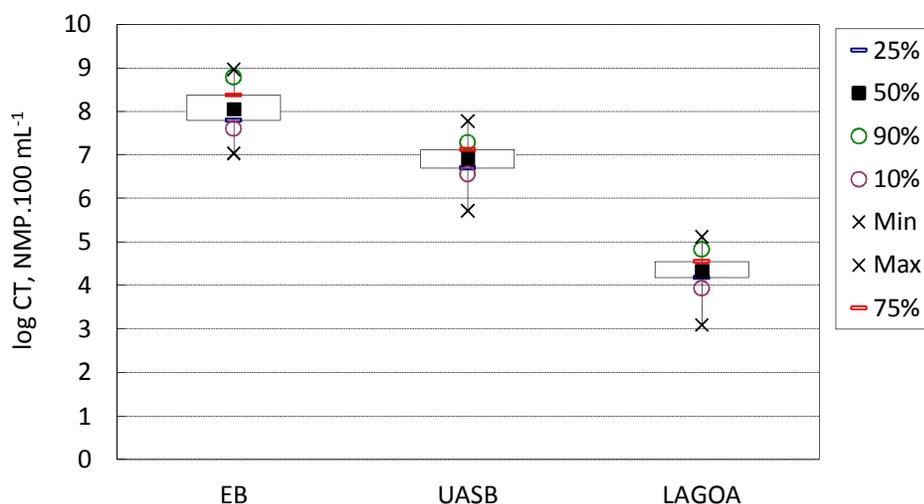


FIGURA 5.20. Box-plot para coliformes totais no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento.

Pode-se observar relativamente baixa variação nos valores durante o período estudado, e também é possível observar que o efluente não atende aos padrões de emissão do Conama em nenhum dos casos medidos ($< 10^3$), sendo necessário posterior tratamento para desinfecção.

5.3 Outros Parâmetros Indicadores da Qualidade da Água

5.3.1 Monitoramento do pH

As Figura 5.21 e 5.22 mostram as variações do pH no esgoto bruto, efluente do reator anaeróbico e efluente da lagoa de polimento ao longo da operação.

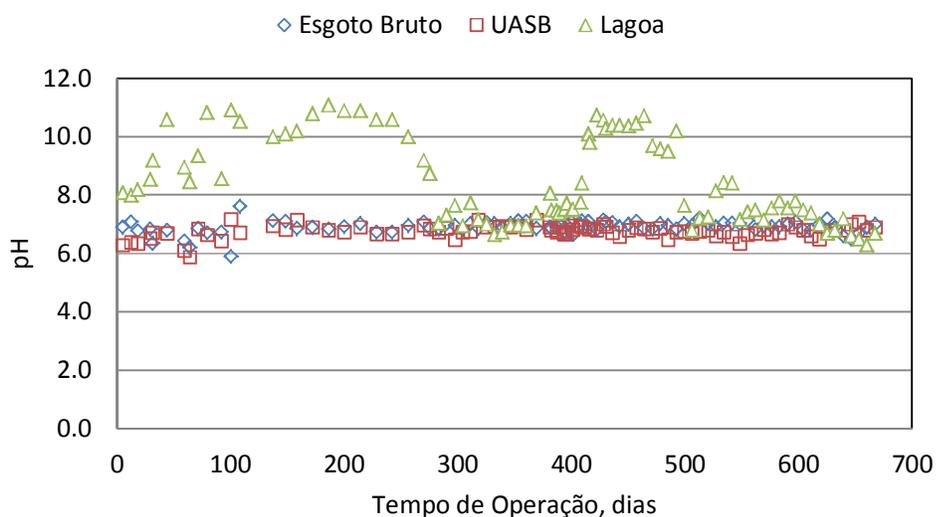


FIGURA 5.21. Valores de pH nos três pontos do sistema biológico durante o tempo de operação.

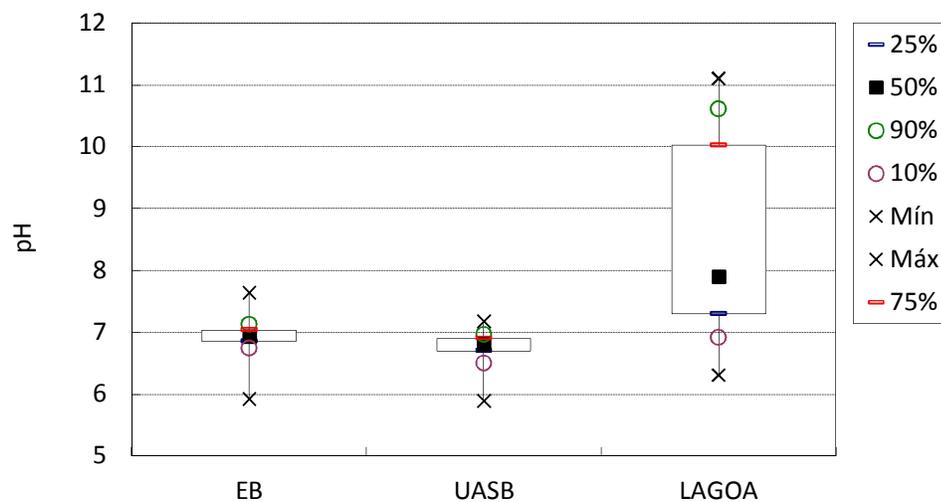


FIGURA 5.22. Valores de pH nos três pontos do sistema biológico.

O pH do reator anaeróbico manteve-se estável, em valores próximos à neutralidade, durante todo o período de operação, refletindo o adequado balanço nos processos de acidogênese e metanogênese, tamponados pela alcalinidade do meio.

No efluente da lagoa, foram observadas significativas variações de pH relacionadas com as mudanças na temperatura da água, conforme apresentado na análise anterior. Nos períodos

mais quentes, os valores de pH foram mais elevados, enquanto que nos períodos mais frios o pH situou-se na faixa neutra.

5.3.2 Tensão superficial

A tensão superficial é a força tangencial que mantém um fluido unido na interface ar-líquido. Esta força é o resultado das forças de atração entre moléculas adjacentes, expressas por unidade de área. Água pura tem uma tensão superficial da ordem de $72 \text{ mN}\cdot\text{cm}^{-2}$, enquanto compostos orgânicos, como álcoois, encontram-se em uma faixa bastante mais reduzida, 20 a $30 \text{ mN}\cdot\text{cm}^{-2}$. As Figuras 5.23 e 5.24 mostram a variação da tensão superficial ao longo do processo de tratamento.

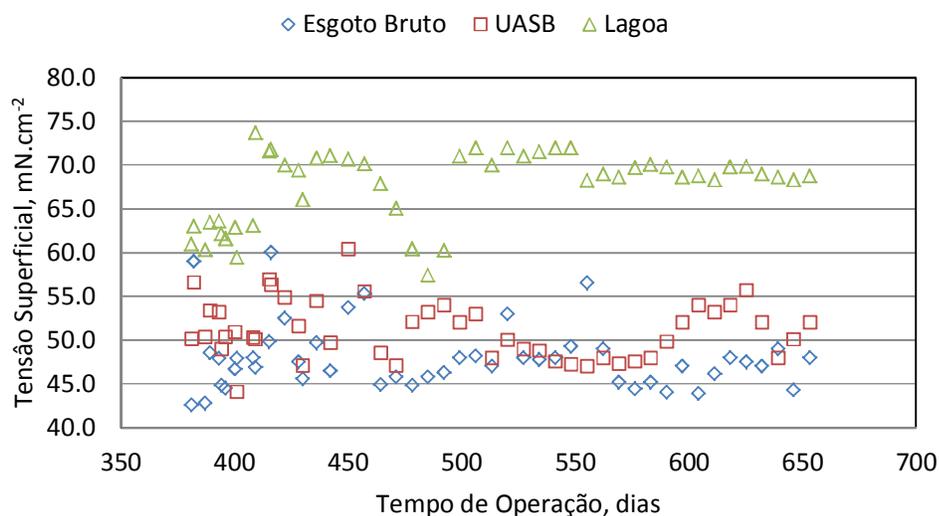


FIGURA 5.23. Tensão superficial no esgoto bruto, no efluente do reator UASB no efluente da lagoa de polimento durante o tempo de operação.

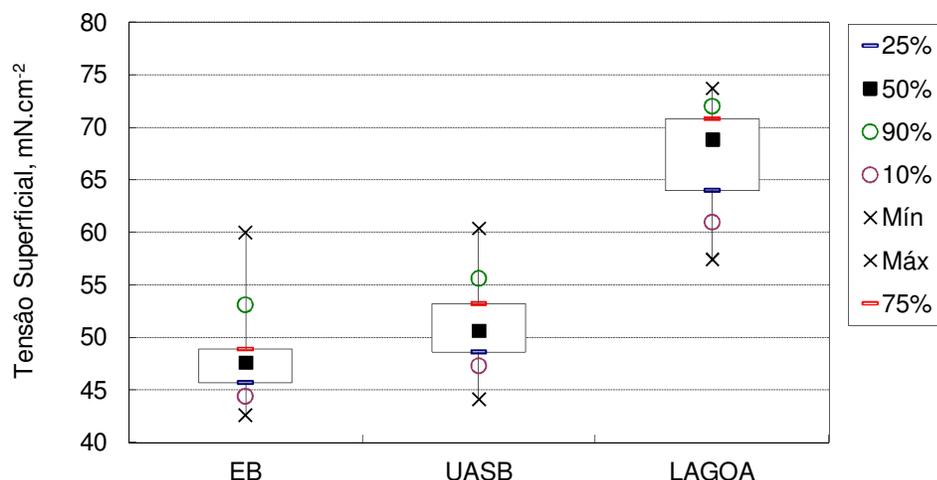


FIGURA 5.24. Box-plot para os valores de tensão superficial no esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB e efluente da lagoa de polimento.

A tensão superficial pode ser considerada um bom indicador da qualidade da água, uma vez que qualquer variação em nível molecular é refletida neste parâmetro, e assim a tensão superficial pode ser considerada um indicador indireto de qualidade.

5.4 Resultados dos Ensaios de Flotação

Os ensaios de flotação em dois estágios foram realizados entre Setembro de 2003 e Maio de 2004, visando a otimização da dosagem de polímero e de coagulante férrico.

Os demais parâmetros operacionais, vazão de ar, taxa de recirculação, velocidade superficial, foram mantidos constantes durante os experimentos, após ajuste inicial.

5.4.1 Remoção de sólidos em suspensão

De acordo com o conceito da flotação em dois estágios, o primeiro estágio visou remover o material particulado em suspensão, proveniente do crescimento bacteriano no reator UASB, usando somente polímero catiônico, gerando um lodo predominantemente orgânico. A Figura 5.25 mostra a variação da remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) com a concentração de polímero, no primeiro estágio da flotação.

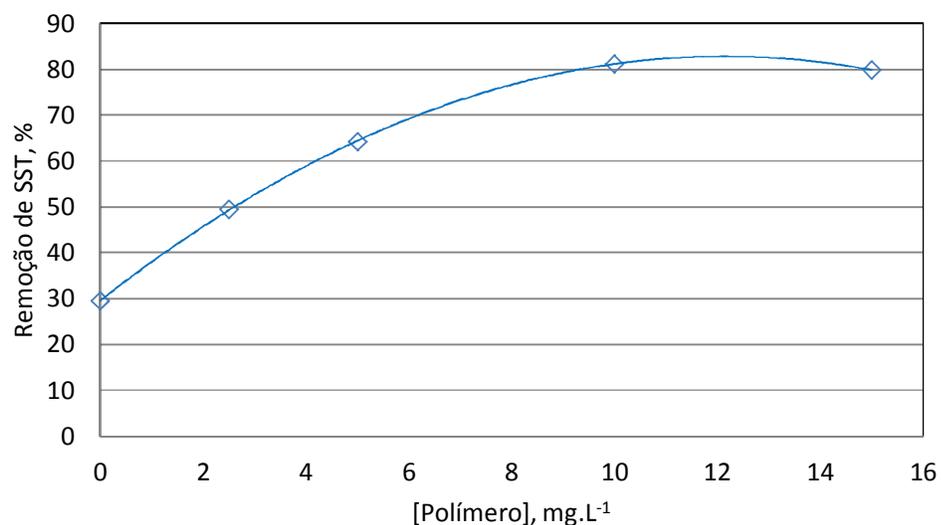


FIGURA 5.25. Efeito da dosagem de polímero na remoção de sólidos suspensos totais (SST), primeiro estágio da flotação (F1).

A Figura 5.26 mostra o gráfico Box Plot dos valores de de Sólidos Suspensos Totais (SST) em função da concentração de polímero, no primeiro estágio da flotação.

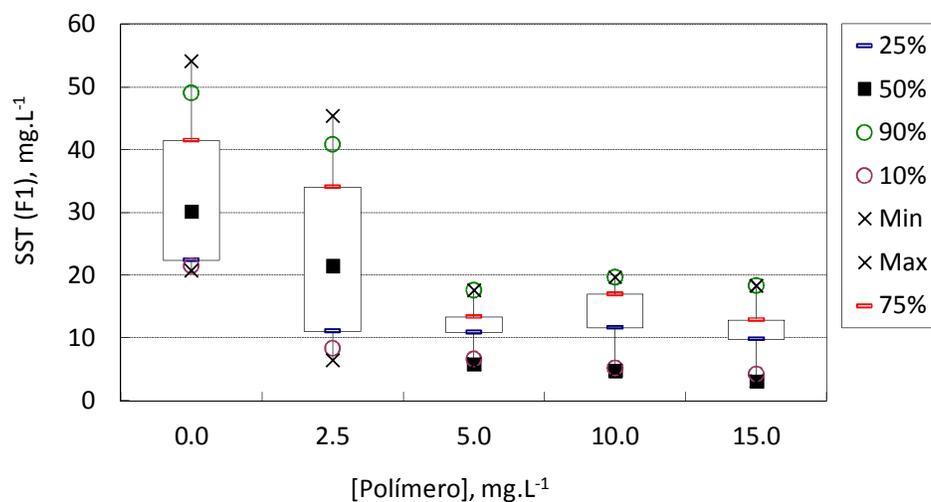


FIGURA 5.26. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de sólidos em suspensão.

A quantidade de lodo orgânico produzido no estágio F1, considerando-se a remoção de sólidos em torno de 80% foi de aproximadamente 2 kg por dia (massa seca), equivalente a 24 litros por dia (teor médio de sólidos 8%).

No estágio 1 da Flotação, o efluente atingiu valores de SST próximos a 10 mg/L, qualidade próxima à maioria das normas internacionais para irrigação. No segundo estágio, após a adição de coagulante férrico, os níveis de remoção de sólidos foram bastante superiores, atingindo valores na ordem de 99%.

A Figura 5.27 mostra o gráfico tridimensional da variação da remoção de sólidos em suspensão com a dosagem de polímero (estágio 1 – F1) e de coagulante férrico (estágio 2 – F2).

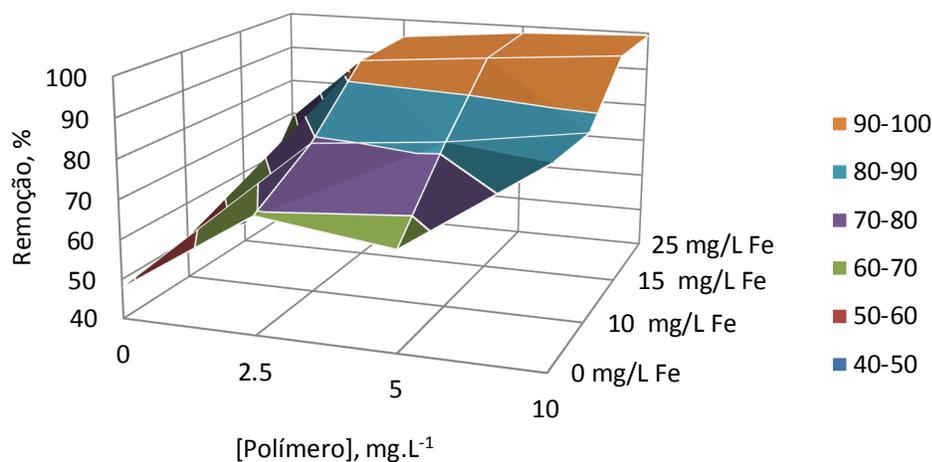


FIGURA 5.27. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de sólidos em suspensão.

Observa-se que a faixa de remoção ótima fica em torno de 5 mg.L⁻¹ de polímero e 20 mg.L⁻¹ de coagulante férrico. Nestas condições operacionais, a remoção foi superior a 99% e a concentração de sólidos no efluente tratado foi inferior a 1 mg.L⁻¹.

5.4.2 Remoção de turbidez

Analogamente à remoção de sólidos suspensos, o primeiro estágio visou remover a turbidez reacionada com a presença de particulado orgânico, proveniente do reator UASB, usando somente polímero catiônico. A Figura 5.28 mostra a variação da remoção de turbidez com a concentração de polímero, no primeiro estágio da flotação.

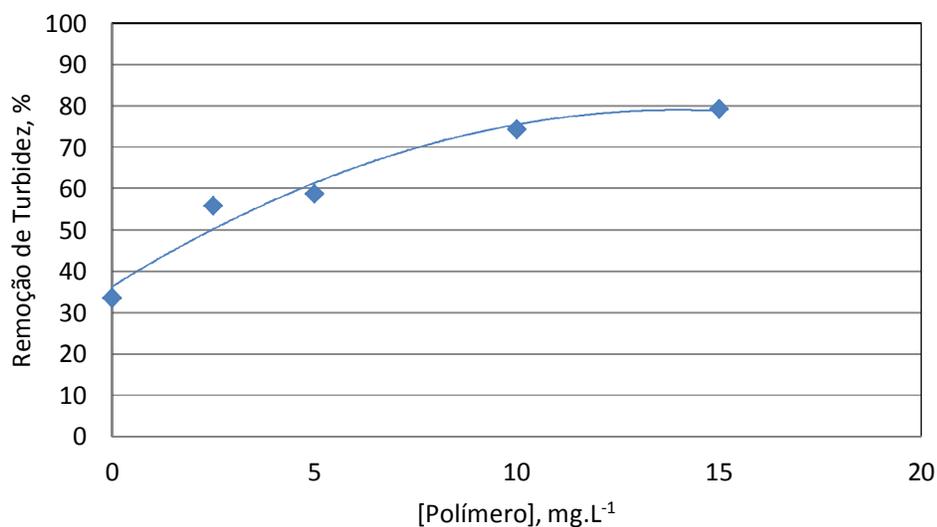


FIGURA 5.28. Efeito da dosagem de polímero na redução da Turbidez, no primeiro estágio da flotação (F1).

No estágio 1 da Flotação, o efluente atingiu valores de Turbidez próximos a 5NTU, qualidade satisfatória à maioria das normas internacionais para irrigação. No segundo estágio, após a adição de coagulante férrico, os níveis de remoção de sólidos foram bastante superiores, atingindo valores na ordem de 99%. A Figura 5.29 mostra o gráfico tridimensional da variação da remoção de sólidos em suspensão com a dosagem de polímero (estágio 1 – F1) e de coagulante férrico (estágio 2 – F2).

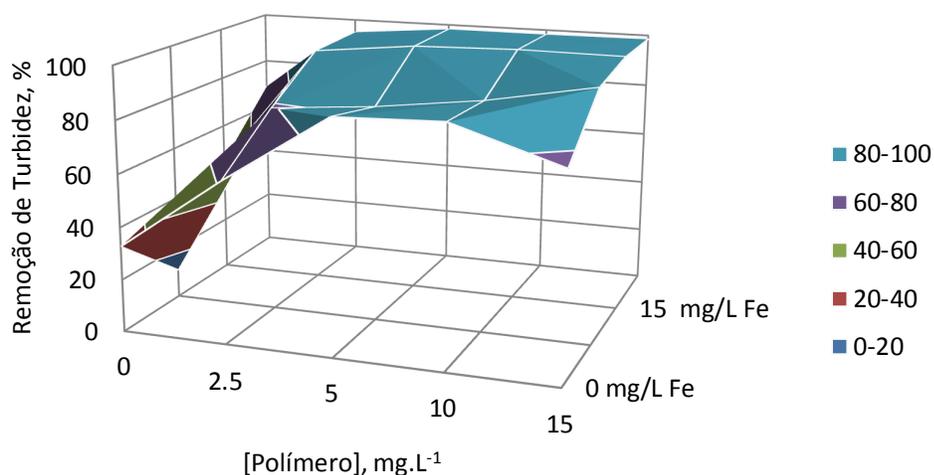


FIGURA 5.29. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução da turbidez.

Observa-se que a faixa de remoção ótima de turbidez fica em torno de 5 mg.L^{-1} de polímero e 20 mg.L^{-1} de coagulante férrico. Nestas condições operacionais, a remoção foi superior a 99% e a Turbidez no efluente tratado foi inferior a 1 NTU.

5.4.3 Remoção de matéria orgânica (DQO)

A remoção de matéria orgânica por flotação está diretamente associada à remoção de sólidos suspensos. O primeiro estágio visou remover o material particulado orgânico, proveniente do reator UASB, usando somente polímero catiônico. A Figura 5.30 mostra a variação da remoção de DQO total, com a concentração de polímero, no primeiro estágio da flotação.

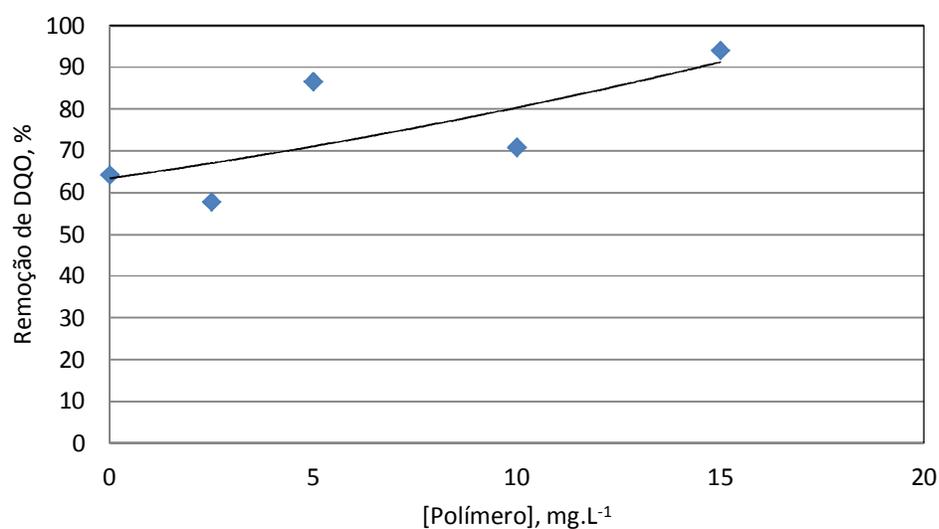


FIGURA 5.30. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de DQO Total (DQO_T).

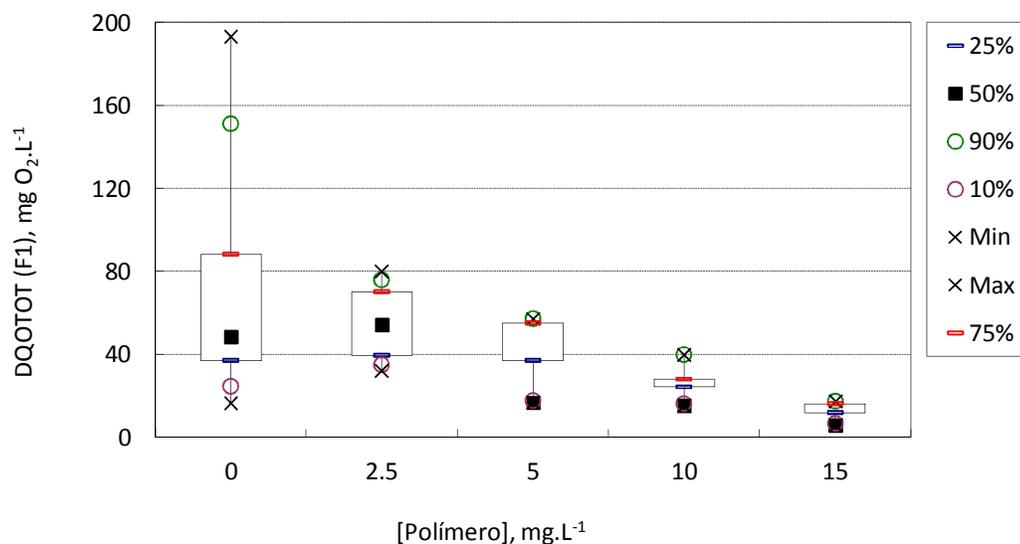


FIGURA 5.31. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): valores de DQO total (DQO_T).

No estágio 1 da Flotação, o efluente atingiu valores de DQO inferiores a 15 mg.L⁻¹ O₂, qualidade satisfatória às mais estritas normas internacionais para irrigação (DQO < 10 mg/L). No segundo estágio, após a adição de coagulante férrico, os níveis de remoção de turbidez foram bastante superiores, atingindo valores na ordem de 99%.

A Figura 5.32 mostra o gráfico tridimensional da variação da remoção DQO com a dosagem de polímero (estágio 1 – F1) e de coagulante férrico (estágio 2 – F2).

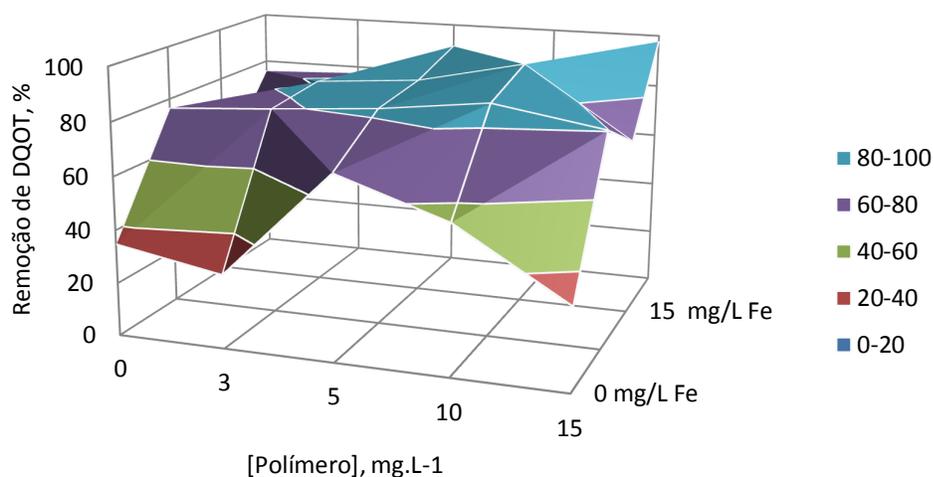


FIGURA 5-32. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução da DQO Total.

Observa-se que a faixa de remoção ótima de DQO total fica em torno de 5 mg.L^{-1} de polímero e 20 mg.L^{-1} de coagulante férrico. Nestas condições operacionais, a remoção foi superior a 98% e a DQO Total no efluente tratado foi inferior a $8 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$.

5.4.4 Remoção de nitrogênio amoniacal

A remoção de nitrogênio amoniacal no primeiro estágio da flotação não era esperada, uma vez que este poluente encontra-se dissociado em meio aquoso. A Figura 5.33 mostra a variação da remoção de nitrogênio amoniacal, com a concentração de polímero, no primeiro estágio da flotação.

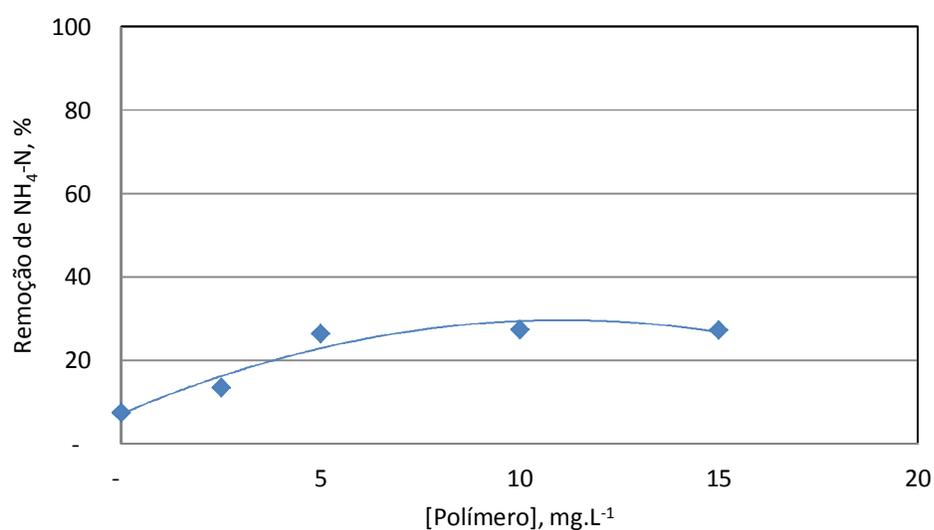


FIGURA 5.33. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$).

A Figura 5.34 apresenta o gráfico Box Plot das concentrações de $\text{NH}_4\text{-N}$ após o primeiro estágio da flotação.

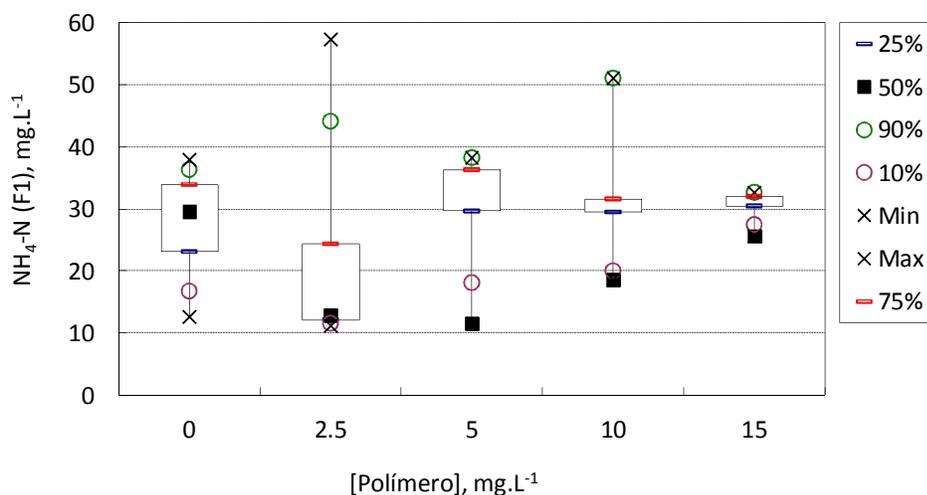


FIGURA 5.34. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): valores de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$).

No estágio 1 da Flotação, o efluente atingiu valores de $\text{NH}_4\text{-N}$ em torno de 30 mg.L^{-1} , qualidade insatisfatória às normas internacionais para irrigação ($<5 \text{ mg/L}$). No segundo estágio, após a adição de coagulante férrico, os níveis de remoção de sólidos foram ainda insatisfatórios, atingindo valores na ordem de 40%. A Figura 5.35 mostra o gráfico tridimensional da variação da remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ com a dosagem de polímero (estágio 1 – F1) e de coagulante férrico (estágio 2 – F2).

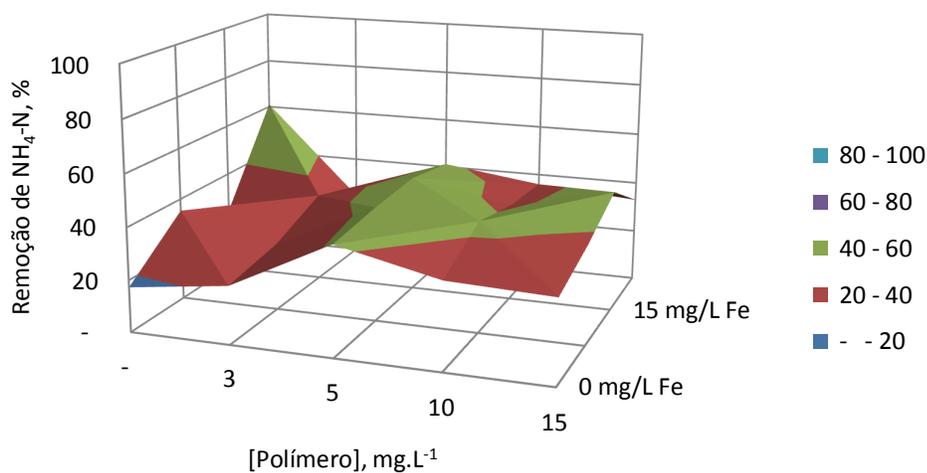


FIGURA 5.35. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução do nitrogênio amoniacal.

Observa-se que a faixa de remoção máxima de $\text{NH}_4\text{-N}$ total fica em torno de 15 mg.L^{-1} de polímero e 15 mg.L^{-1} de coagulante férrico. Nestas condições operacionais, a remoção foi superior a 45% e o nitrogênio amoniacal no efluente tratado foi inferior a $25 \text{ mg.L}^{-1}\text{O}_2$.

5.4.5 Remoção de fósforo

A remoção de fósforo no primeiro estágio da flotação não era esperada e tampouco desejada, uma vez que este poluente encontra-se dissociado em meio aquoso e a precipitação somente deveria ocorrer no segundo estágio. A Figura 5.36 mostra a variação da remoção de fosfato (PO_4^{-2}), com a concentração de polímero, no primeiro estágio da flotação.

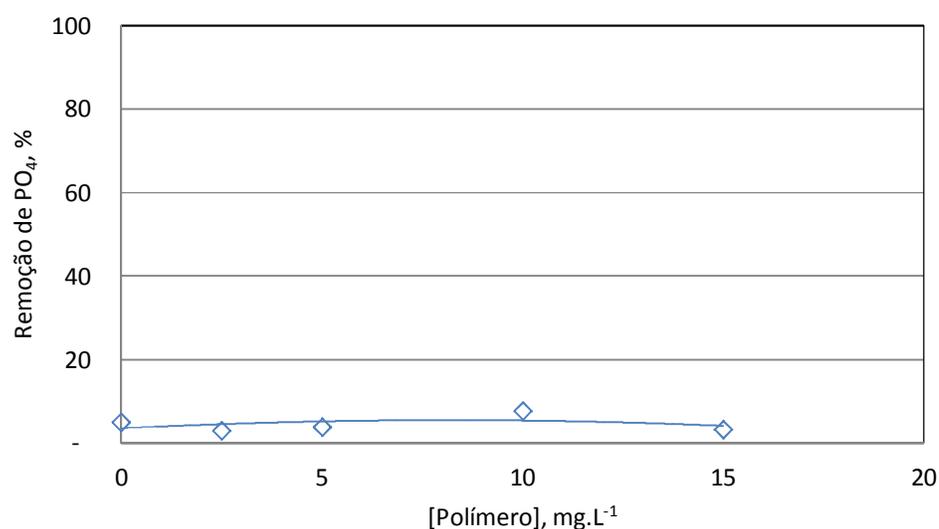


FIGURA 5.36. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$).

A remoção pode ser considerada insignificante e resultante somente da parcela de PO_4 possivelmente adsorvida na matéria sólida (SST). O Box Plot apresentado a seguir confirma esta tendência.

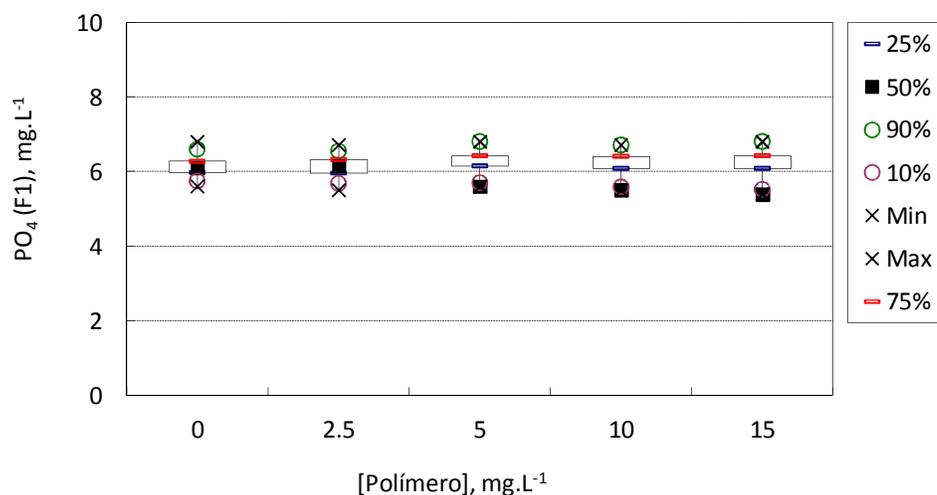


FIGURA 5.37. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): concentração de fosfato (PO_4^{-2}).

Conforme esperado, no primeiro estágio da Flotação, a concentração fosfato no efluente não variou significativamente, atingindo valores de PO_4 em torno de 3 – 4 mg.L^{-1} , qualidade insatisfatória às normas nacionais para emissão em corpos d'água superficiais, mas ainda apropriados para a irrigação de diversas culturas e reúso em diversos fins.

Entretanto, no segundo estágio, após a adição de coagulante férrico, os níveis de remoção de fosfato foram elevados, atingindo valores na ordem superiores a 99.9%. A Figura 5.38 mostra o gráfico tridimensional da variação da remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ com a dosagem de polímero (estágio 1 – F1) e de coagulante férrico (estágio 2 – F2).

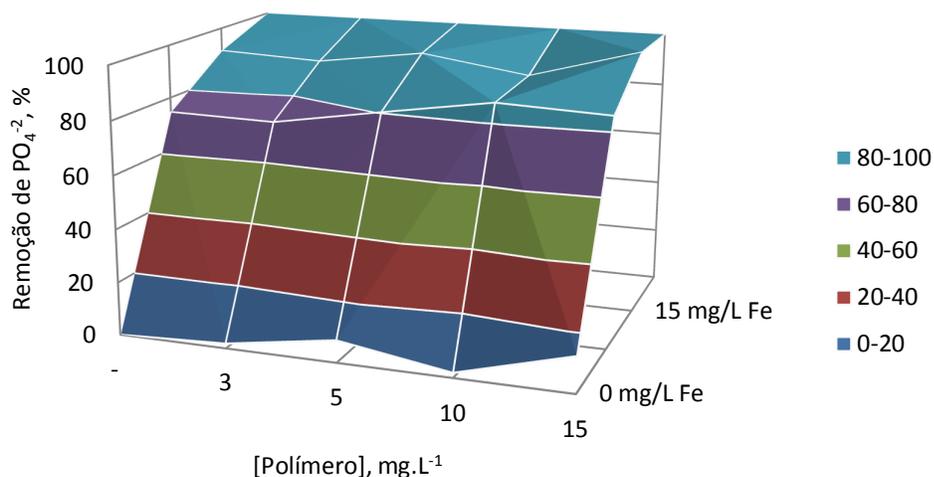


FIGURA 5.38. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de fosfato.

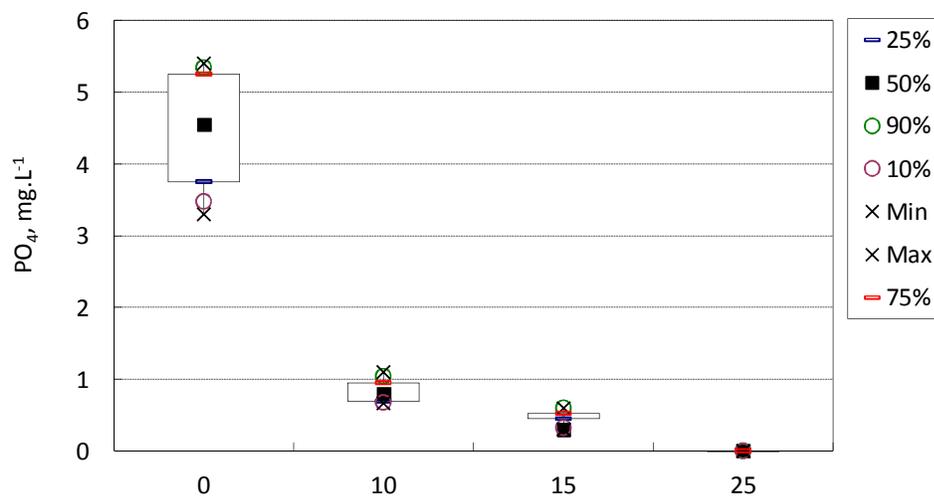


FIGURA 5.39. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no segundo estágio da flotação (F2): valores de fosfato (PO_4^{-2}).

Observa-se que a faixa de remoção máxima de PO_4 fica em torno de 15 mg.L^{-1} de coagulante férrico, independente da concentração de polímero. Nestas condições operacionais, a remoção foi superior a 99,9% e a concentração de fosfato no efluente tratado foi inferior aos níveis de detecção. A precipitação de fosfatos usando coagulantes a base de ferro e alumínio é amplamente consolidada, e o mecanismo pode ser resumido pelo diagrama de espécies mostrado na Figura 5.40, a seguir.

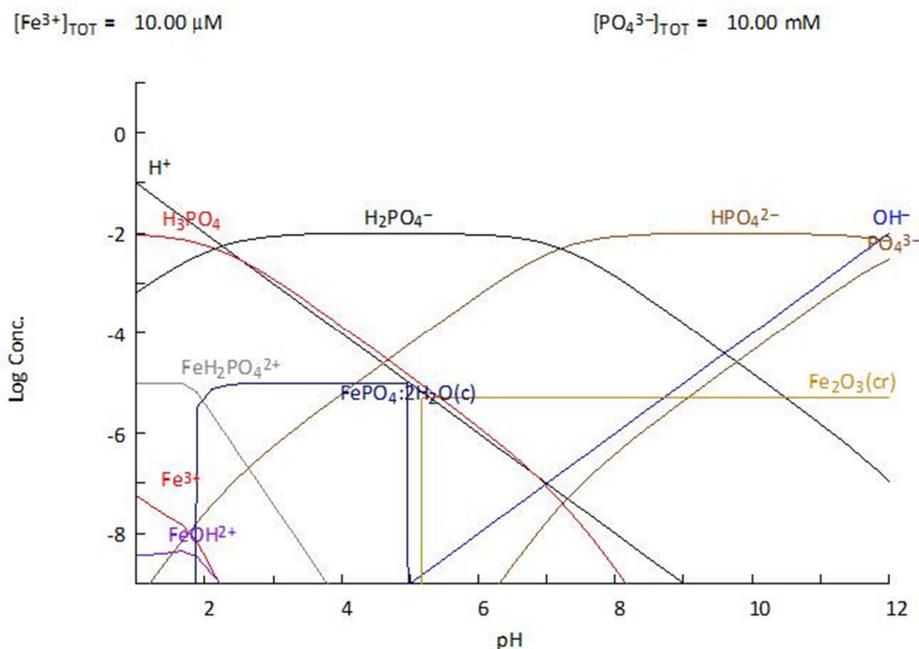


FIGURA 5.40. Diagrama de predominância das espécies fosfato e ferro em função do pH. Software Hydra/Medusa (Puigdomenech, 2004).

5.4.6 Remoção de coliformes

A remoção de coliformes totais e fecais em ambos os estágios da flotação não era esperada, e somente aquela fração dos microorganismos associados aos flocos de material sólido poderiam ser removidos. As Figuras 5.41e 5.42 mostram a variação da remoção de coliformes totais e coliformes fecais, respectivamente, com a concentração de polímero, no primeiro estágio da flotação.

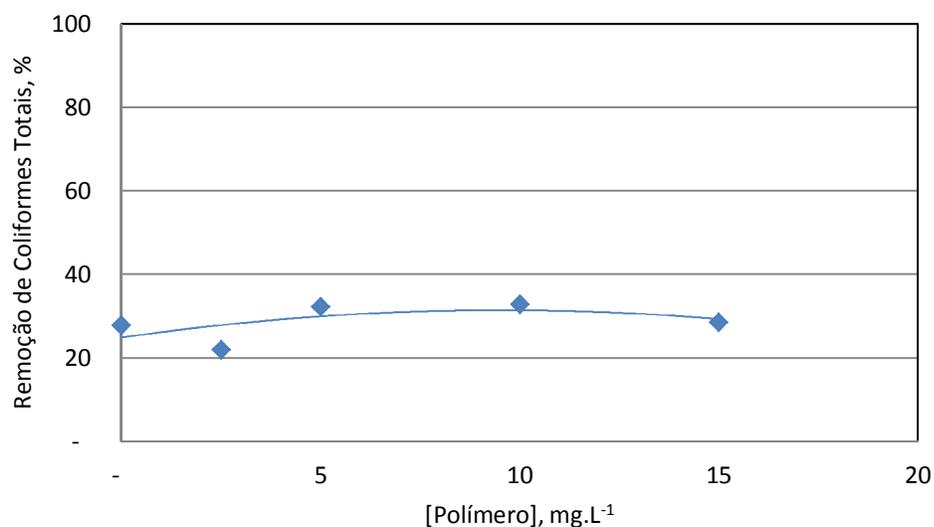


FIGURA 5.41. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de coliformes totais.

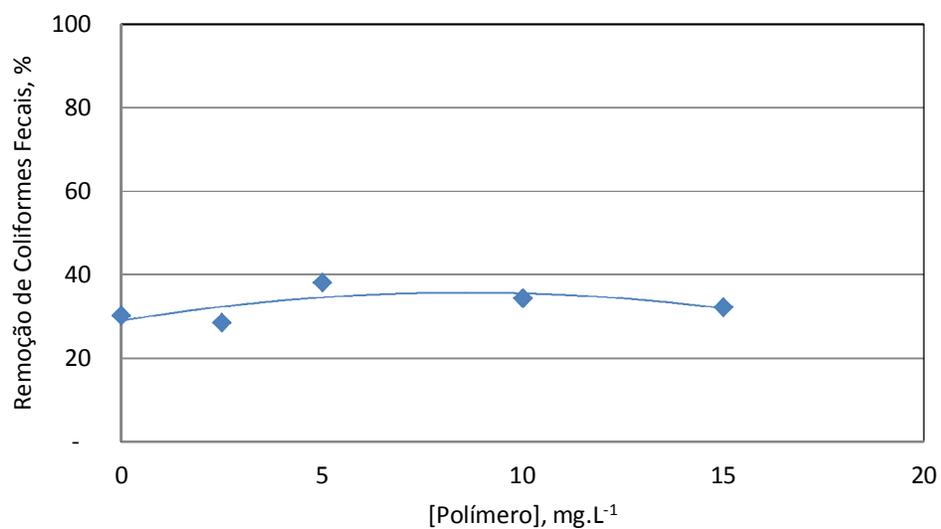


FIGURA 5.42. Efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): redução de coliformes fecais (Coli Fecais).

A remoção pode ser considerada baixa, porém significativa, e resultante somente da parcela de organismos associados à matéria sólida (SST). Os gráficos Box Plot apresentados nas Figuras 4.43 e 5.44, a seguir, confirmam esta tendência à baixa eficiência remoção.

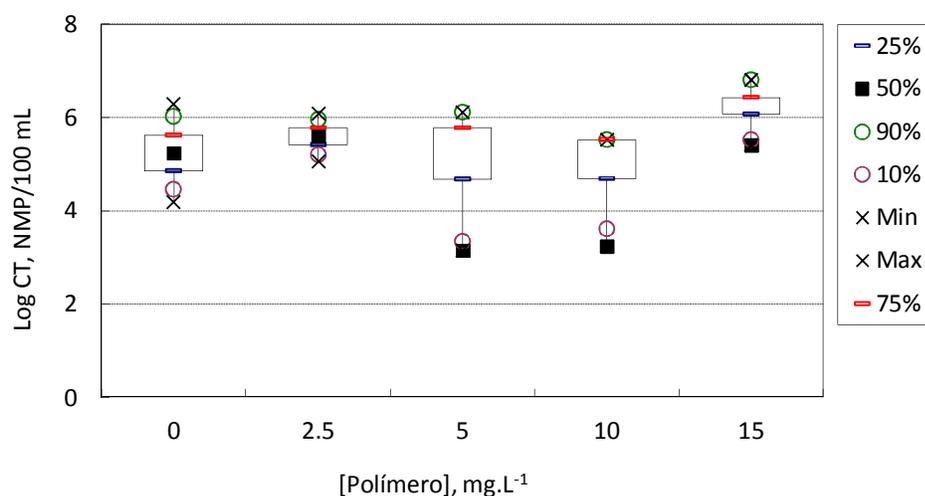


FIGURA 5.43. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): Log Coliformes Totais.

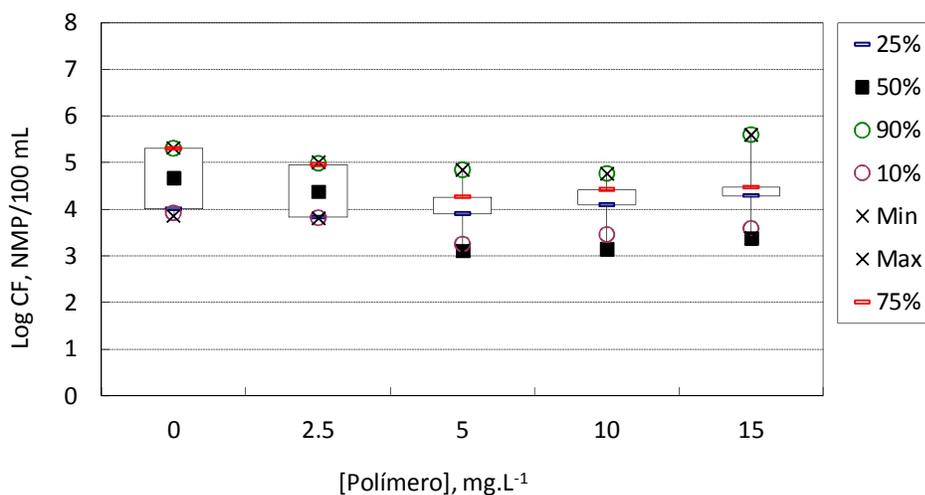


FIGURA 5.44. Box Plot, efeito da dosagem de polímero no primeiro estágio da flotação (F1): Log Coliformes Fecais.

Conforme esperado, no primeiro estágio da Flotação, a presença de coliformes no efluente não variou significativamente, atingindo valores na ordem de 10^4 a 10^5 NMP/100mL, qualidade insatisfatória às normas internacionais para irrigação.

No segundo estágio, após a adição de coagulante férrico, os níveis de remoção de coliformes continuaram moderados, atingindo valores inferiores a 60%. As Figuras 5.45 e 5.46 mostram

os gráficos tridimensionais da variação da remoção de coliformes totais e fecais com a dosagem de polímero (estágio 1 – F1) e de coagulante férrico (estágio 2 – F2).

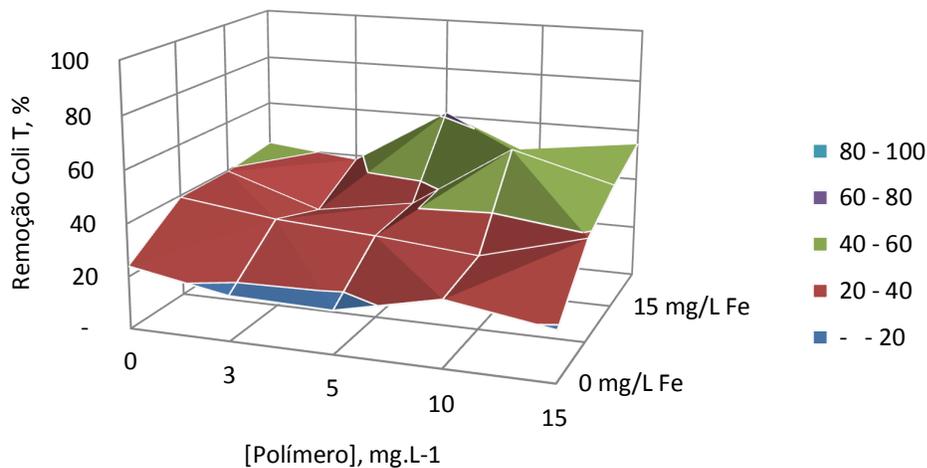


FIGURA 5.45. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de coliformes totais (ColiT).

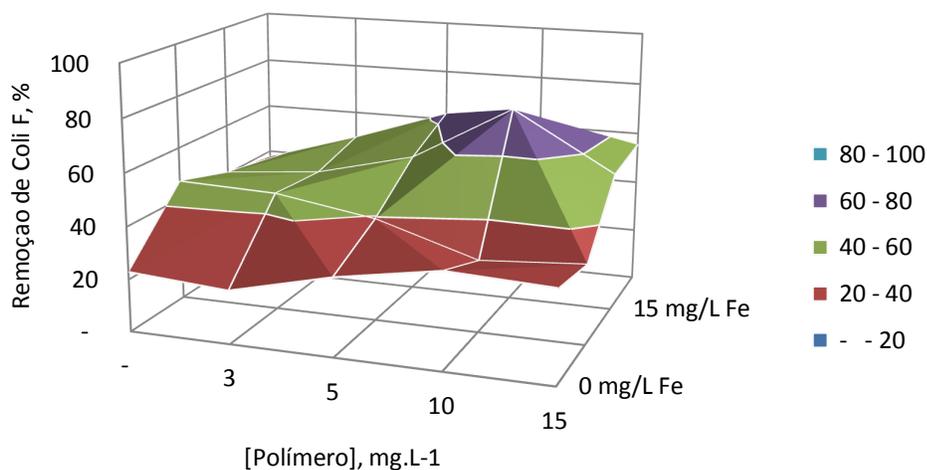


FIGURA 5.46. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2): redução de coliformes fecais (ColiF).

Observa-se que a faixa de remoção máxima de PO₄ fica em torno de 25 mg.L⁻¹ de coagulante férrico, e 10mg.L⁻¹ de polímero. Ainda, nestas condições operacionais, a remoção foi inferior a 60% ou 4 log, e a presença de patogênicos no efluente tratado foi insatisfatória para o atendimento dos níveis de seguros para irrigação, comprovando a necessidade de uma etapa posterior de desinfecção.

5.5 Desinfecção Ultravioleta

Conforme demonstrado nos resultados apresentados, os processos de tratamento de esgotos usando reator anaeróbio e lagoa, assim como reator anaeróbio e flotação não são suficientes para atender aos padrões mínimos requeridos para a emissão de efluentes em corpos d'água, ou para irrigação. Portanto, a desinfecção é uma etapa adicional requerida para melhorar a qualidade do efluente tratado.

As Figuras 5.47 e 5.48 mostram os valores logarítmicos de coliformes totais e coliformes fecais após a desinfecção ultravioleta, em função da dosagem de polímero empregado no estágio 1 de flotação (F1).

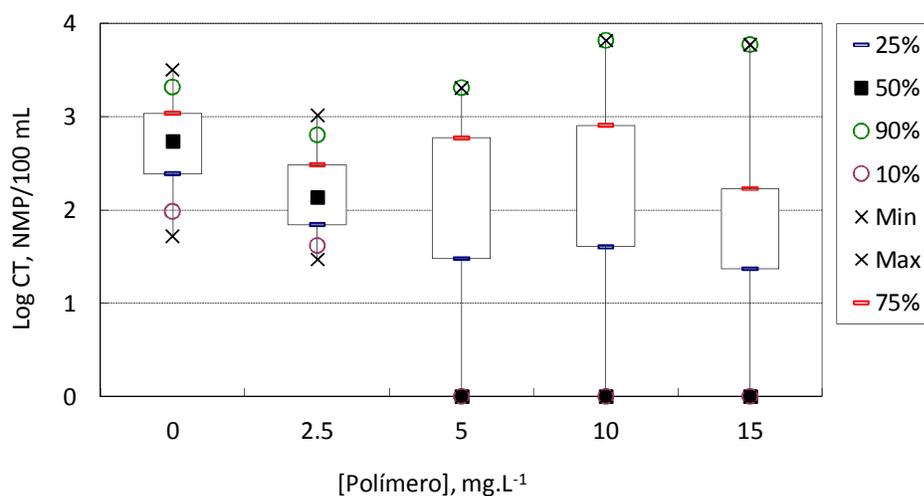


FIGURA 5.47. Box Plot, valores logarítmicos Coliformes Totais após desinfecção ultravioleta.

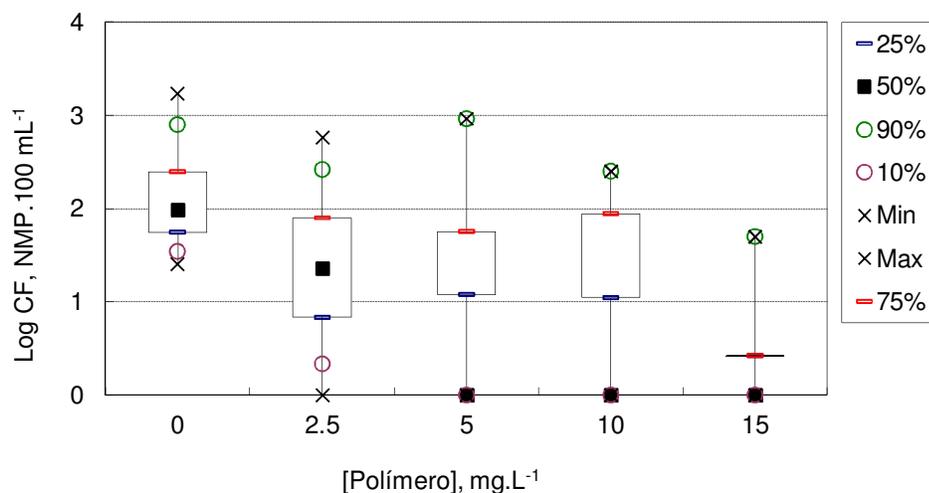


FIGURA 5.48. Box Plot, valores logarítmicos Coliformes Fecais após desinfecção ultravioleta, em função da dosagem de polímero.

A qualidade do efluente após flotação afetou a eficiência de desinfecção, especialmente em função da turbidez, e por esta razão a eficiência está relacionada com a dosagem de coagulante e de polímero nos estágios anteriores a desinfecção.

As Figuras 5.49 e 5.50 mostram a influência da dosagem de polímero e de coagulante férrico na eficiência de remoção de coliformes totais e fecais, respectivamente, por desinfecção ultravioleta.

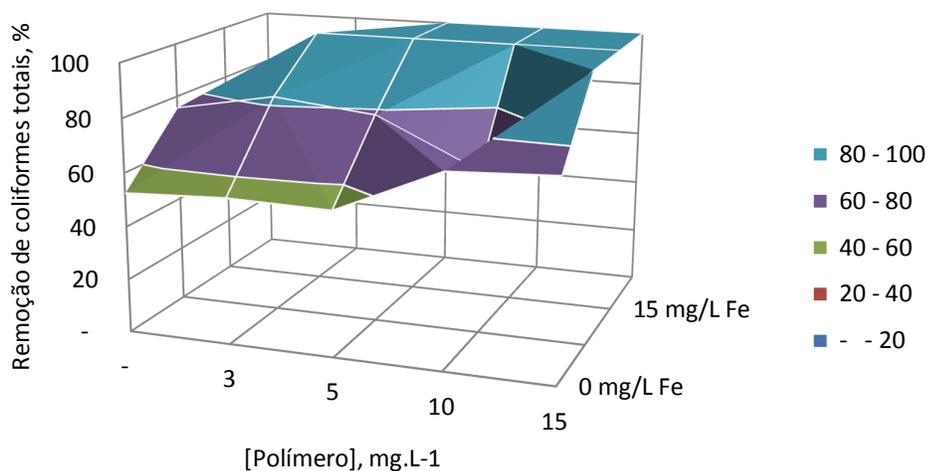


FIGURA 5.49. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2) na remoção de coliformes totais por desinfecção ultravioleta.

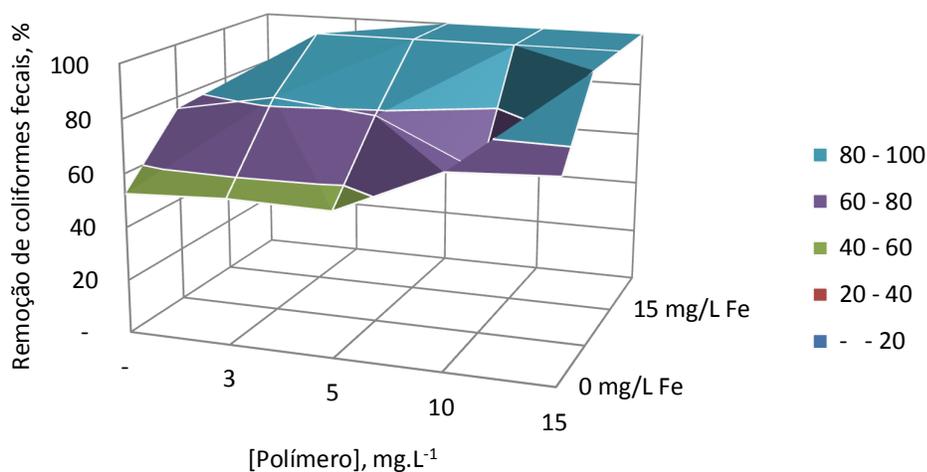


FIGURA 5.50. Efeito da dosagem de polímero (F1) e de coagulante férrico no segundo estágio da flotação (F2) na remoção de coliformes fecais por desinfecção ultravioleta.

A turbidez afeta diretamente a eficiência de desinfecção, uma vez que a presença de partículas no meio aquoso bloqueia a transmissão dos raios ultravioleta. A Figura 5.51 ilustra a relação entre a turbidez do efluente tratado, e a eficiência de desinfecção. Pode-se perceber que apenas para valores de turbidez abaixo de 5 NTU a desinfecção atingiu valores bastante satisfatórios, próximos a 100%.

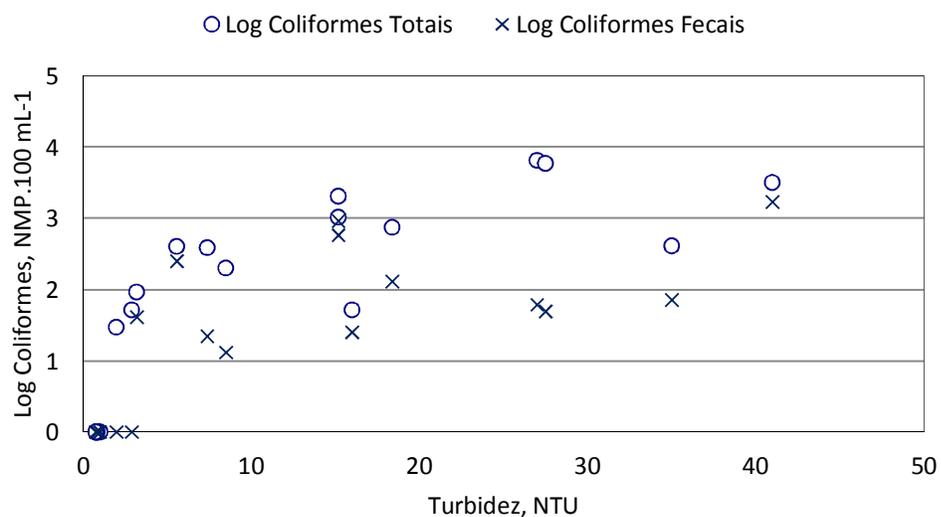


FIGURA 5.51. Relação entre a remoção de coliformes totais e fecais por desinfecção ultravioleta com a turbidez do efluente tratado.

5.6 Impactos dos Resultados

Esta tese consistiu em um trabalho de pesquisa que contribuiu para o avanço científico e tecnológico, incluindo a formação de recursos humanos nas etapas de desenvolvimento e de transferência da tecnologia. O principal impacto resultante é a disponibilização de uma tecnologia inovadora e de alta eficiência para depuração de águas residuárias, permitindo o seu reúso em atividades diversas, incluindo usos urbanos, agrícolas e industriais, além da recuperação de nutrientes e potencial de produção de energia a partir do biogás. Adicionalmente, o caráter multidisciplinar e inovador deste trabalho potencializa a abertura de novas linhas de pesquisa na área ambiental como um todo.

5.6.1 Adequação aos padrões de qualidade para reúso de água

Comparando a qualidade do efluente tratado por este sistema, com as diretrizes nacionais para reúso estabelecidas pela NBR-13969, pelo Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), pela Agência Nacional de Águas (ANA) e também pela Sabesp, pode-se observar que o efluente produzido é compatível com a qualidade para a maioria dos fins de reúso. As Tabelas 5.2 a 5.5 mostram os padrões para reúso aplicáveis em nível nacional.

TABELA 5.2. Diretrizes Classes de água de reúso pela NBR-13.969.

Classe	Uso previsto	TurbNTU	Colif Fecais, NMP/100mL	SDT mg/L	pH	Cl resid mg/L
1	Lavagem de carros e outros usos que requerem contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes	<5	<200	<200	6-8	0,5-1,5
2	Lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes	<5	<500	-	-	0,5>
3	Reuso em descargas dos vasos sanitários	<10	<500	-	-	-
4*	Reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual	-	<5.000	-	-	-

(*) *Requer também oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L*

TABELA 5.3. Parâmetros característicos para água de reúso (adaptado de ANA, 2005).

Classe	Uso previsto	Turb (UT)	Cor (UH)	Colif Fecais (NMP/100mL)	SDT (mg/L)	SST (mg/L)	pH	O&G (mg/L)	DBO (mg/L)
1	Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos d'água, etc.), lavagem de roupas e de veículos	≤2	≤10	ND ⁽¹⁾	≤500	≤5	6-9	≤1	≤10
2	Lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo e controle de poeira.	---	---	≤1000	---	30	6-9	≤1	≤30
3 ⁽²⁾	Irrigação de áreas verdes e rega de jardins	<5	<30	≤200	450-1500	<20	6-9	---	<20
4 ⁽³⁾	Resfriamento de sistemas de ar condicionado (torres de resfriamento)	---	---	---	1000	5000	5-8,3	---	---

⁽¹⁾ ND - Não detectáveis

⁽²⁾ Limite para Boro:

Irrigação de culturas alimentícias: 0,7 mg/L

Regas de jardim e similares: 3,0 mg/L

⁽³⁾ Sem recirculação

TABELA 5.4. Opções de reúso apresentadas pela Resolução CNRH 54/2005.

OPÇÕES DE REÚSO	POSSÍVEIS APLICAÇÕES
Fins urbanos	Irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana.
Fins agrícolas e florestais	Aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas.
Fins ambientais	Implantação de projetos de recuperação do meio ambiente.
Fins industriais	Processos, atividades e operações industriais.
Aquicultura	Criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

TABELA 5.5. Padrões de qualidade propostos pela SABESP para a água de reúso.

Parâmetros	Proposta SABESP
Cloro residual livre (mg/L)	2 - 6
DBO (mg/L)	<25
SST (mg/L)	<35
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	<200
Turbidez (NTU)	<20
pH	6 - 9
Helmintos (ovo/L)	-
Óleos e graxas (mg/L)	Virtualmente ausentes

Fonte: Semura *et al*, 2005.

Ainda, comparando a qualidade do efluente tratado por este sistema, com as diretrizes para reúso estabelecidas pela agência ambiental norte-americana (Tabela 5.6), pode-se observar que o efluente produzido é compatível com a qualidade para a maioria dos fins de reúso.

TABELA 5.6. Diretrizes gerais para o reúso da água. Adaptado de USEPA 2004.

TIPO DE REÚSO	TRATAMENTO	QUALIDADE DA ÁGUA	COMPATIBILIDADE
Reúso Urbano	Secundário Filtração Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> pH = 6 – 9 < 10 mg.L⁻¹ DBO < 2 NTU Coliformes fecais não detectáveis em 100mL 	Sim
Irrigação em Área restrita	Secundário Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> pH = 6 – 9 < 30 mg.L⁻¹ DBO < 30 mg.L⁻¹ SST < 200 Coliformes fecais em 100mL > 1 mg.L⁻¹ Cl₂ residual 	Sim
Reúso agrícola, alimentos frescos	Secundário Filtração Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> pH = 6 – 9 < 10 mg.L⁻¹ DBO < 2 NTU Coliformes fecais não detectáveis em 100mL 	Sim
Reúso agrícola, alimentos processados	Secundário Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> pH = 6 – 9 < 30 mg.L⁻¹ DBO < 30 mg.L⁻¹ SST < 200 Coliformes fecais em 100mL > 1 mg.L⁻¹ Cl₂ residual 	Sim
Reúso agrícola, fins	Secundário	<ul style="list-style-type: none"> pH = 6 – 9 < 30 mg.L⁻¹ DBO 	Sim

não-alimentares	Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> • < 30 mg.L⁻¹ SST • < 200 Coliformes fecais em 100mL • > 1 mg.L⁻¹ Cl₂ residual 	
Usos recreacionais	Secundário Filtração Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> • pH = 6 – 9 • < 10 mg.L⁻¹ DBO • < 2 NTU • Coliformes fecais não detectáveis em 100mL • > 1 mg.L⁻¹ Cl₂ residual 	Sim
Paisagismo	Secundário Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> • < 30 mg.L⁻¹ DBO • < 30 mg.L⁻¹ SST • < 200 Coliformes fecais em 100mL • > 1 mg.L⁻¹ Cl₂ residual 	Sim
Construção Civil	Secundário Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> • < 30 mg.L⁻¹ DBO • < 30 mg.L⁻¹ SST • < 200 Coliformes fecais em 100mL • > 1 mg.L⁻¹ Cl₂ residual 	Sim
Industrial	Secundário Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> • pH = 6 – 9 • < 30 mg.L⁻¹ DBO • < 30 mg.L⁻¹ SST • < 200 Coliformes fecais em 100mL • > 1 mg.L⁻¹ Cl₂ residual 	Sim
Ambiental	Secundário Filtração Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> • < 30 mg.L⁻¹ DBO • < 30 mg.L⁻¹ SST • < 200 Coliformes fecais em 100mL 	Sim
Recarga de aquíferos	Secundário Filtração Desinfecção	<ul style="list-style-type: none"> • Depende do uso 	Depende do uso

6 CONCLUSÕES

Foi desenvolvido, em escala piloto, um sistema de tratamento de esgotos domésticos mediante a combinação de processos biológicos (reator anaeróbio de manto de lodos de fluxo ascendente, UASB) e físico-químicos otimizados (flotação em dois estágios).

Os resultados obtidos ao longo de dois anos de operação permitem concluir que é possível a obtenção de água com qualidade para reúso em diversas aplicações, incluindo usos urbanos, agrícolas e industriais.

A recuperação seletiva de fósforo foi viabilizada pela integração dos processos otimizados de coagulação, floculação e flotação em dois estágios, sendo produzido um lodo com características predominantemente orgânicas no primeiro estágio (usando concentrações variáveis de floculante, entre 0 e 15 mg.L⁻¹) e inorgânicas no segundo (basicamente fosfato férrico, usando concentrações de Fe⁺³ entre 0 e 25 mg.L⁻¹). Como resultado global, chegou-se a um modelo de estação de tratamento de esgotos que apresentou um potencial para atender os objetivos propostos, conforme descrito a seguir:

- As técnicas físico-químicas e químicas estudadas para o tratamento de efluentes de reator anaeróbio (UASB) permitiram a obtenção de padrões de qualidade requeridos para o reúso da água, para diversos fins;
- O processo de flotação em dois estágios permitiu a obtenção de lodos separados, sendo o primeiro predominantemente orgânico, contendo material particulado e polímero catiônico, e o segundo inorgânico, composto basicamente por fosfato de ferro e hidróxido férrico;
- O processo de desinfecção ultravioleta mostrou-se eficiente na remoção de organismos patogênicos (indicados por coliformes totais e fecais), embora sensível à presença de turbidez no efluente tratado;
- a qualidade da água resultante das configuração *reator anaeróbio seguido de polimento físico-químico e desinfecção/oxidação ultravioleta* foi consistentemente superior ao procedimento convencional, *reator anaeróbio seguido de lagoa de estabilização* produzindo um efluente tratado com qualidade suficiente para ser utilizado em reúso dos mais diversos fins;

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT (1997). NBR-13.969/97. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.
- AHRING, B.K. (1994). Status on science and application of thermophilic anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 30 (12), pp. 241-249.
- AISSE, M.M., JÜNGENSEN, D., REALI, M.A.P., PENETRA, R.G., FLORENCIO, L. e SOBRINHO, P.A. (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação. Em: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB 2, pp. 333-376.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; Water Pollution Control Federation (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. Washington: Editor: Eaton, Andrew O.; Clesceri, Lenore S.; Greenberg, Arnold E.
- ANA (2005), FIESP, SindusCon-SP; *Conservação e Reúso da Água em Edificações*, São Paulo, Brasil.
- ANDERSON, G. K.; OZTURK, I. e SAW, C. B. (1990) Pilot-scale experiences on anaerobic fluidized-bed treatment of brewery wastes. *Water Science and Technology* 22 (9), pp. 157-166.
- ANZECC (2000) Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, National water quality management strategy, Paper no. 4. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Volume 3.
- AQUAFLOT (2003a). Estação de polimento de efluentes do sistema de tratamento de esgotos de Samambaia (DF). Memória de cálculo do processo. Aquafлот Industrial LTDA.
- AQUAFLOT (2003b). Estação de polimento de efluentes do sistema de tratamento de esgotos de Santa Maria (DF). Memória de cálculo do processo. Aquafлот Industrial LTDA.
- ARTHUR, J.P. (1983). Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries The World Bank Washington, D.C., U.S.A.
- BINOT, R.A., BOL, T., NAVEAU, H.P. e NYNS, E.J. (1983) Biomethanation by immobilised fluidised cells. *Water Science and Technology* 15(8-9), pp. 103-115.
- BIO (2002). *Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente*. Flotação Ganha Adeptos no Brasil, Julho. Setembro de 2002, pp. 40-46.

- BORDACS, K. e YOUNG, J. (1997). Biological processes for industrial wastewater treatment. Em: Freeman (Ed.) Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal, 2a ed., McGraw Hill.
- BRASIL (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de Março de 2005.
- CAMAÑO, E.B.S. (2002). Comunicação pessoal.
- CARISSIMI, E.; RUBIO, J. (2005). The flocs generator reactor – FGR: a new basis for flocculation and solid-liquid separation. *International Journal of Mineral Processing*. v. 75, n. 3-4, p. 237-247.
- CARISSIMI, E.; RUBIO, J.; ROSA, J.J. (2007). Flotation in water and wastewater treatment and reuse: Recent trends in Brazil. *International Journal of Environmental and Pollution*. v. 30, n. 2, p. 193-208.
- CAVALCANTI, P.F.F. (2003). Integrated Application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions. Doctoral Thesis, Wageningen Agricultural University, Holanda, 139 p.
- CAVALCANTI, P.F.F., van HAANDEL, A., KATO, M.T., VON SPERLING, M., LUDUVICE, M.L. e MONTEGGIA, L.O. (2001). Pós Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Lagoas de Polimento. Em: CHENICHARO, C.A.L. (Coordenador). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. PROSAB – Rede Cooperativa de Pesquisas. Belo Horizonte, pp.105-170.
- CHENICHARO, C.A.L. (1997). Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Reatores Anaeróbios. Volume 5. DESA-UFMG.
- CHENICHARO, C.A.L. (Coordenador). (2001). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. PROSAB – Rede Cooperativa de Pesquisas. Belo Horizonte.
- CNRH (2005). Resolução N^o54, de 28 de novembro de 2005, Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, 3 p., em vigor desde 9 de março de 2006, 2005.
- COLIC, M., MORSE, D.E., MORSE, W.O., MATHERLY, T.G., CARTY, S. e MILLER, J.D. (2001). From Air Sparged Hydrocyclone To Bubble Accelerated Flotation: Mineral Industry Technology Sets Stage for Development of New Wastewater Treatment Flotation.

- Paper apresentado no "Froth Flotation/Dissolved Air Flotation: Bridging the Gap". Tahoe City, California, EUA.
- CONFER, D.R. e BRUCE E.L. (1998). A conceptual model describing macromolecule degradation by suspended cultures and biofilms. *Water Science and Technology*, 37 (4-5) pp. 231-234.
- DELORNE, A.J. e KAPUSCINSKI, B. (1990). On performing experimental studies on transient states of continuous-flow methanogenic reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 35, pp. 746-750.
- DEPARTMENT of the Interior - Bureau of Reclamation. (2003). *Water 2025: Preventing Conflict and Crisis in the West*. www.doi.gov/water2025/.
- DERJAGUIN, B.V. e CHURAEV, N.V. (1989). The current state of the theory of long-range surface forces. *Colloids and Surfaces*, 41, pp. 223-237.
- DOBBS, R.A., WISE, R.H. e DEAN, R.B. (1972). The use of ultraviolet absorbance for monitoring the total organic carbon of water and wastewater. *Water Research*, v.6, p. 1173.
- DONNERT, D. e SALECKER, M. (2000). Elimination of phosphorous from municipal and industrial waste water. *Water Science and Technology*, v.40 n. 4-5, pp. 195-202.
- EDZWALD, J.K. (1993). Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics, and Coagulants. *Water Science and Technology*, v.27 n. 11 pp. 21.
- FÉRIS, L.A., GALLINA, C.W., RODRIGUES, R.T. e RUBIO, J. (2000). Optimizing dissolved air flotation design and saturation. *Anais: The 4th International Conference on Flotation in Wastewater Treatment*. Helsinki, Finland, Setembro. IWA Conferences.
- FILIPOV, L.O., JOUSSEMET, R. e HOUOT, R. (2000). Bubble spargers in column flotation: adaptation to precipitate flotation. *Minerals Engineering*, 13(1) pp.37-51.
- FUERSTENAU, M.C. (1976). *Flotation*. Vol. I. American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers, New York, p.621.
- GERMETEC (2003). www.germetec.com.br.
- GOLDEMBERG, J., (2000). *World Energy Assessment, Preface*. United Nations Development Programme, New York, NY, USA.
- GRITZUK, M. 2003. *Testimony-The Importance of Water Reuse in the 21st Century*, presented by Michael Gritzuk to the Subcommittee on Water & Power Committee on Resources, U.S. House of Representatives, March 27, 2003.

- HAARHOFF, J. & RYKAART, E. M. (1995). Rational design of packed saturators, *Water Science and Technology*, Volume 31, Issues 3-4, 1995, pp. 179-190
- HALALSHEH, M., KERSTENS, S., ZEEMAN, G., VAN LIER, J., FAYYAD, M. e LETTINGA, G. (2004). Treatment of strong domestic sewage using a two stage AF/UASB system and a conventional UASB reactor. *Proceedings of the 10th World Congress on Anaerobic Digestion*, v.2, pp.1036-1041.
- HICKEY, R.F. e WU, W.M. (1991). Start-up, operation, monitoring and control of high-rate anaerobic treatment systems. *Water Science and Technology*, 24 (8), pp. 207-255.
- HOSSAIN, S. , Salleh, A, Boyce, A.N., Chowdhury, P. and Naquiuddin, M. (2008). Biodiesel Fuel Production from Algae as Renewable Energy. *American Journal of Biochemistry and Biotechnology* 4 (3):250-254, 2008.
- IRWD (2003). Irvine Ranch Water District. Water Reclamation website www.IRWD.com.
- ISRAELACHVILI, J.N. (1985). Intermolecular and surface forces with applications to colloidal and biological systems. Academic Press 296 p.
- ITYOKUMBUL, M.T., RAMANI, D.V., KISSEL, M.M., (1999). Preliminary evaluation of bubble column flocculation, *Minerals and Metallurgical Processing*, Vol. 16, No. 2, pp. 16-19.
- JÜNGENSEN, D.(2005). Comunicação Pessoal, visita à Sanepar, 2005.
- JÜNGENSEN, D., LOBATO, M.B., AISSE, M.M. e SOBRINHO, P.A. (2002). Avaliação do sistema reator RALF e flotação por ar dissolvido no tratamento de esgoto sanitário. *Sanare, Revista técnica da Sanepar, Curitiba*, v.17, n.17, pp. 49-58.
- KEMPENEERS, S.; VAN MENXEL, F. e GILLE, L. (2000). A decade of large scale experience in dissolved air flotation. *Anais: The 4th International Conference on Flotation in Wastewater Treatment*. Helsinki, Finland, Setembro. IWA Conferences.
- KIURU, H.J. (2001). Development of dissolved air flotation technology from the first generation to the newest (third) one (DAF in turbulent flow conditions). *Water Science and Technology* vol 43, No 8, pp.1-7.
- LANG, X., A.K. DALAI, N.N. BAKHSHI, M.J. REANEY and P.B. HERTZ (2002). Preparation and characterization of biodiesels from various Bio-Oils. *Bioresour. Technol.*, 80: 53-62.
- LELINSKI, D. (1993). ASH flotation of dispersed oil droplets – A model system for bitumen flotation from tar sand, M.Sc. Thesis, University of Utah, 125p.

- LEVINE, B.B., MADIREDDI, K., LAZAROVA, V., STENSTROM, M.K. e STUFFET, M. (1999). Treatment of trace organics compounds by membrane process: at the lake Arrowhead water reuse pilot plant. *Water Science and Technology*, 40(4/5), pp. 293-301.
- LOOKER, N. (1998). *Municipal Wastewater Management in Latin America and the Caribbean*, R.J. Burnside International Limited, Canadian Environment Industry Association.
- MACHADO, R. (2005). Comunicação pessoal, visita à Corsan.
- MARA, D.; PEARSON, H; ORAGUI, J., ARRIDGE, H. e SILVA, S.A. (2001) *Research Monograph No. 5: Development of a new approach to waste stabilization pond design*. First published in 2001 by the School of Civil Engineering, University of Leeds, Leeds LS2 9JT England © University of Leeds 2001.
- MARA, D.D. (1975). Proposed design for oxidation ponds in hot climates. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, 101:296.
- MARA, D. e HORAN, N. J. (2003). *Handbook of water and wastewater microbiology*. Academic Press, 819 p.
- MARÍN, P., ALKALAY, D., GUERRERO, L., CHAMY, P., ALKALAY, D. e SCHIAPPACASSE, M.C. (1999). Design and start-up of an anaerobic fluidized bed reactor. *Water Science and Technology* 40 (8), pp. 63-70.
- MASSART D.L. e VANDER HEYDEN (2004), Visual Presentation of Data by Means of Box Plots. *LC•GC Europe*, 17(11) 586–591.
- MATIS, K.A. (Editor) (1995). *Flotation Science and Engineering*. Marcel Dekker, N.Y., p.558.
- MENG, C.K. E STAFFORD, L. (2001). Screening Environmental Samples Using UV-vis Spectroscopy. – Application. Agilent Technologies. *Gas Chromatography*, Janeiro, p. 1-8.
- MESHIERIAKOV, N.F., YAKUSHKIN, V.P., ZHUKOV, E.V., e SABIROV, R.K. (1985). Application of deep jet aeration in flotation. *Fine Particles processing Flotation*, Vol II. XVII IMPC, Setembro, pp. 307-317.
- METCALF e EDDY (1991). *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse*. 3a Ed., McGraw Hill. 1344 p.
- MILLER, J. (2001). *Surface Chemistry of Oil/Soil/Water Systems for Improved Oil Removal from Contaminated Soil by Air-Sparged Hydrocyclone Flotation*. EPA Grant Number: R825396.

- MONTEGGIA, L e TESSELE, F. (2001). Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. Em: CHENICHARO, C. (coordenador). Coletânea de Trabalhos Técnicos – Volume 2. Pós – tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB 2. p. 97 – 102.
- MONTEGGIA, L. (2001). Material do curso de tratamento de esgotos domésticos, IPH, UFRGS.
- MUJERIEGO, R. e ASANO, T. (1999). Role of advanced treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science and Technology*, v.40 n. 4-5, pp. 1-9.
- NBR-13.969/97 - ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS
- NYNS, E.J. e GENDEBIEN, A. (1993). Landfill gas: from environment to energy. *Water Science and Technology* 27(2), pp.253-259.
- PASHLEY, R.M. e ISRAELACHVICI, J. N. (1981). A comparison of surface forces and interfacial properties of mica in purified surfactant solutions. *Colloids and Surfaces* 2, pp. 155-168.
- PENETRA, R.G. (2003). Flotação aplicada ao pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios de leito expandido tratando esgoto sanitário. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo – São Carlos.
- PINFOLD, T.A. (1972). Ion Flotation. Em: Lemlich, R. (Editor) *Adsorptive Bubble Separation Techniques*. Academic Press, pp. 53-73.
- PUIGDOMENECH, I. (2004). Medusa Chemical Equilibrium Software. Downloaded at <http://www.inorg.kth.se/medusa>
- REALI, M.A.P. e CAMPOS, J.R. (2002). Researches on flotation and development of new high performance DAF units for water treatment in Brazil. *Research Advances in Water Research* (v1). R.M. Mohan (Ed.) Global Research Network Publ., Kerala – India.
- REALI, M.A.P., PATRIZZI, L.J. e CORDEIRO, J.S. (2000). Comparison of thickening of sludges from two water treatment plant using dissolved air flotation and gravity. *Anais: The 4th International Conference on Flotation in Wastewater Treatment*. Helsinki, Finland, Setembro. IWA Conferences.
- RODRIGUES, R.T.; RUBIO, J. (2007). DAF-dissolved air flotation: Potential applications in the mining and mineral processing industry. *International Journal of Mineral Processing*. v. 82, Iss 1, p. 1-13.

- ROSA, J. J. (2002). Tratamento de efluentes oleosos por floculação pneumática em linha e separação por flotação - Processo FF. Tese de Doutorado, 145p., PPGEM-UFRGS, Porto Alegre.
- ROSA, J.J., BEAL, R.C. e RUBIO, J. (2000). Processo e equipamento para tratamento e reciclagem de água de lavagem de veículos e efluentes similares. Pedido de Privilégio de Patente de Invenção protocolado junto ao Instituto Nacional de Propriedade Industrial – INPI, sob o n.º 0006390-8, em 01/11/2000.
- ROSA, J.J.; RUBIO, J. (2005). The FF (flocculation-flotation) process. *Minerals Engineering*. v. 18, n. 7, p. 701-707.
- ROSE, G.D. (1999). *Community-Based Technologies for Domestic Wastewater Treatment and Reuse: Options for Urban Agriculture*, N.C. Division of Pollution Prevention and Environmental Assistance, CFP Report Series: Report 27.
- RUBIO, J. (1998). Environmental applications of the flotation process. Em: Castro, S.H., Vergara, F. e Sánchez, M. (Editores.). *Effluent Treatment in the Mining Industry*. Universidad de Concepción, Chile, pp. 335-363.
- RUBIO, J. (2002). Unconventional Flocculation/Flotation In: *Proceedings of Flotation and Flocculation: From Fundamentals to Applications, Strategic Conference and Workshop, 2002, Kona-Hawaii*.
- RUBIO, J. e SMITH, R. W. (2001). Overview of Induced Air and Dissolved Air Flotation in Waste Treatment In: *Froth Flotation/Dissolved Air Flotation: Bridging the Gap, 2001, Tahoe-California*.
- RUBIO, J., SOUZA, M. L., e SMITH, R. W. (2002). Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Minerals Engineering*. v.15, p.139 – 155.
- RUBIO, J. TESSELE, F. (2007). Tratamento de efluentes líquidos no setor Minerometalúrgico. Em: Capítulo 11 do livro “Introdução ao Tratamento de Minérios”. Valadão, G.E.S.; Araújo, A.C. (organizadores), Editora UFMG, Belo Horizonte, p. 211-223.
- SABESP (2004).
- SANTANDER, M. (1998). Separação de óleos emulsificados por flotação não convencional, Tese de Doutorado, 123p., PPGEM-UFRGS, Porto Alegre.
- SHELLINKHOUT, A. e COLLAZOS, C.J. (1992). Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. *Water Science and Technology* 25(7), pp. 159-166.

- SEMURA, K.A.; RICCITELLI, M.; GONÇALVES, M.C. (2005). Estudo para implantação de reúso e proposição de parâmetros de qualidade para usos urbanos não potáveis a partir das ETEs da RMSP. Anais 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande.
- SHOLJI, I. (1998). Pneumatic flocculation, *Water Research*, Vol. 32, No. 9, pp. 2870-2876.
- SHOLJI, I., KAZI, N.M. (1997), Kinetics of pneumatic flocculation, *Water Research*, Vol. 31, No. 12, pp. 2979-2988, 1997.
- SMITH, R.W. (1989). Flotation of Algae, Bacteria and other Microorganisms, *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 4, 277-299.
- SOLARI J. A. e GOCHIN, R.J. (1992). Fundamental Aspects of Microbubbles Flotation. *Colloid Chemistry in Mineral Processing*, Ralston, J. and Laskowski, J.S. (Eds.), Cap. 13, pp. 395-418.
- SOUZA M.L. e RUBIO, J. (2003). Column flotation of iron hydroxides precipitates. Artigo submetido ao *Minerals Engineering*.
- STUMM, W. e MORGAN, J.J. (1970). *Aquatic Chemistry – an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. WILLEY-INTERSCIENCE, 583 p.
- TCHOBANOGLIOUS, G. e CRITES, R. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. WCB-McGraw Hill, 1084 p.
- TEIXEIRA, M. (2005). Comunicação pessoal, visita à Caesb.
- TESSELE, F., MONTEGGIA L.O., RUBIO, J. (2005), Treatment of municipal wastewater UASB reactor effluent by unconventional flotation and UV disinfection. *Water Science & Technology* Vol 52 No 1-2 pp 315–322 © IWA Publishing 2005
- TESSELE, F., MONTEGGIA, L. O., OLIVEIRA, D. e RUBIO, J. (2005). Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por flotação em dois estágios e desinfecção ultravioleta. Anais do 23o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Setembro de 2005.
- TESSELE, F., ROSA, J. J., RUBIO, J., Souza, M.L. (2004a). Avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes industriais - Parte II: Aplicações. *Saneamento Ambiental*, 2004.
- TESSELE, F., RUBIO, J., MONTEGGIA, L. O. (2004b). Selective nutrient and water recovery from municipal wastewater combining advanced treatment techniques In: *International Conference on Wastewater Treatment for Nutrient Removal and Reuse*,

- Pathumthani, Thailand. Proceedings of the International Conference on Wastewater Treatment for Nutrient Removal and Reuse, pp. 180 – 187
- TESSELE, F., RUBIO, J., MONTEGGIA, L. O. (2004c). Treatment of Municipal Wastewater UASB Reactor Effluent by Unconventional Flotation and UV Disinfection In: Proceedings of the 10th World Congress on Anaerobic Digestion, 2004, Montreal - Canada v.2.
- TESSELE, F., RUBIO, J., ROSA, J. J. (2004d). Avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes industriais - Parte I: Fundamentos e mecanismos. Saneamento Ambiental. Rio de Janeiro, v.AnoXIV, n.102, p.30 - 36, 2004. In Portuguese.
- TURKENBURG, W.C., (2000). Renewable energy technologies. In: Goldemberg, J. (Ed). World Energy Assessment, Preface. United Nations Development Programme, New York, USA, pp: 219-272.
- UNITED NATIONS SECRETARIAT – Population Division-Department of Economic and Social Affairs. 2001. World Urbanization Prospects: The 1999 Revision. ST/ESA/SER.A/194, USA.
- USEPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1976. National Interim Primary Drinking Water Regulations. EPA 570/ 9-76-003, Washington, D.C.
- USEPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1999. Wastewater Technology Fact Sheet: Ultraviolet Disinfection. EPA 832-F-99-064. Washington, D.C.
- USEPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1996. Ultraviolet Light Disinfection Technology in Drinking Water Application—An Overview. Office of Water: Washington, D.C. EPA/811-R-96-002.
- USEPA, 2004. EPA/625/R-04/108 September 2004. Guidelines for Water Reuse. U.S. Environmental Protection Agency, 445 p.
- USUI, S. (1989). Group training course on mineral processing and metallurgy. Physical Chemistry of Flotation. Japan International Cooperation Agency, Japão, 98 p.
- VALOR ECONOMICO (2002). Sabesp entra no mercado de água de reuso para indústria. Denise Carvalho, Publicado em 15/03/2002.
- VanHAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. (1994). Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate. Chichester, John Wiley & Sons, p.226.
- Van LIER, J., SEEMAN, P. e LETTINGA, G. (1998). Decentralized Urban Sanitation Concepts: Perspectives for Reduced Water Consumption and Wastewater Reclamation for

- Reuse, EP&RC Foundation, Wageningen (The Netherlands), Sub-Department of Environmental Technology, Agricultural University.
- VanLIER, J.B. e LETTINGA, G. (1999). Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic wastewater: the decentralised approach. *Water Science and Technology*, v.40, n.7, p.171-183.
- VIEIRA, S.M., CARVALHO, J.L., BARIJAN, F.P. e RECH, C.M. (1994). Application of the UASB technology for sewage treatment in a small community at Sumará, São Paulo State. *Water Science and Technology*. 30(12), pp. 203-210.
- WAGENINGEN AGRICULTURAL UNIVERSITY (1998). Options for Closed Water Systems. Sustainable Water Management. Anais: International WIMWK Congress, Wageningen, Holanda.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Water Sanitation and Health (WSH). [Updated 2003; cited 31 July 2003]. www.who.int/water_sanitation_health/waste-water.
- YAN, Y., e JAMESON, G.J. (2001). Application of the Jameson Cell Technology for algae and phosphorous removal from maturation ponds. Apresentado no Congresso Froth Flotation/Dissolved Air Flotation: Binding the Gap. Tahoe City, Califórnia, EUA. Maio de 2001.
- YOON, R.-H. (1999). Bubble-particle interactions in flotation. Em: Parekh, B.K., Miller, J.D. (Eds). *Advances in Flotation Technology*. SME, pp.95-112.
- ZHOU, Z.A., ZHENGHE, X. e FINCH, J.A. (1994). On the role of cavitation in particle collection during flotation – a critical review. *Minerals Engineering*, 7(9), pp. 1073-1084.

Páginas da web

<http://www.wateraid.org/>, 2005

<http://www.ciwem.org/water>, 2005

<http://www.germetec.com.br>, 2005

http://www.greenpowerindia.org/biogas_benefits.htm, 2005

<http://domesticfuel.com/2008/09/30/algae-biodiesel-from-catfish-farms>, 2011

8 ANEXO: PRODUÇÃO CIENTÍFICA ASSOCIADA

8.1 Artigos em Periódicos

RUBIO, J.; TESSELE, F.; PORCILE, P. A.; MARINKOVIC (2002), E Flotación como proceso de remoción de contaminantes: Avances y aplicaciones en la flotación por aire disuelto. *Minerales*. v. 57, n. 243, p. 21-28.

TESSELE, F; DA ROSA, J.J.; RUBIO, J. (2004) Avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes industriais – Parte I: Fundamentos e mecanismos. *Saneamento Ambiental*. Ano XIV, n. 102, p. 30-36.

TESSELE, F.; DA ROSA, J.J.; DE SOUZA, M.L.; RUBIO, J. (2005) Avanços da flotação no tratamento de águas e efluentes – Parte II: Aplicações. *Saneamento Ambiental*. Ano XV, n. 115, p. 38-45.

TESSELE, F.; MONTEGGIA, L. O.; J. RUBIO (2005). Treatment of municipal wastewater UASB reactor effluent by unconventional flotation and UV disinfection. *Water Science and Technology*, v. 52, p. 315-322.

8.2 Capítulos de Livro

MONTEGGIA, L. O.; TESSELE F. (2001). Remoção físico-química de algas e fósforo de lagoas de alta taxa. In: Carlos A. L.Chernicharo. (Org.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 1 ed. Belo Horizonte: Segrac, v. 2, p. 97-102.

RUBIO, J.; TESSELE, F. (2002). Processos para o Tratamento de Efluentes na Mineração. Em: Capítulo 16 do livro “Tratamento de Minérios 3ª Edição”; Da Luz, A. B.; Sampaio, J. A.; Monte, M. B de M.; De Almeida, S. L.(Eds). CETEM-CNPq-MCT, p. 639-700.

RUBIO, J.; TESSELE, F. (2004). Tratamento de Efluentes Líquidos no Setor Mineiro-Metalúrgico. Em: Capítulo 16 do livro “Tratamento de Minérios 4ª Edição”; Da Luz, A. B.; Sampaio, J. A.; Monte, M. B. de M.; De Almeida, S. L. (Eds).CETEM-CNPq-MCT, p. 639-699.

RUBIO, J.; TESSELE, F. (2007). Tratamento de Efluentes Líquidos no Setor Minero-Metalúrgico. Em: Capítulo 11 do livro “Introdução ao Tratamento de Minérios”. Valadão, G.E.S.; Araújo, A.C. (organizadores), Editora UFMG, BeloHorizonte, p. 211-223.

8.3 Artigos Apresentados em Conferências Internacionais

TESSELE, F.; MONTEGGIA, L.O.; RUBIO, J. (2004). Selective nutrient and water recovery from municipal wastewater combining advanced treatment techniques. International Conference on Wastewater Treatment for Nutrient Removal and Reuse. Pathumthani, Thailand, Paper Number ICWNR-04-090, v. 1, p. 180-187.

TESSELE, F.; MONTEGGIA, L.O.; RUBIO, J. (2004). Treatment of municipal wastewater UASB reactor effluent by unconventional flotation and UV disinfection. In: 10th World Congress, 2004, Montreal - Canadá. v. 2. p. 933-939.

MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F.; OLIVEIRA, D. (2005). Application of UASB reactor effluent on corn crop irrigation: water quality aspects. In: VIII Taller y simposio latinoamericano sobre digestion anaerobia, 2005, Punta del Este. Proceedings VIII Latin American workshop and symposium on Anaerobic Digestion, p. 575.

MONTEGGIA, L. O.; FRONZA, A.; HEGLERT, A.; TESSELE, F. (2005). Low-strength domestic wastewater treatment by the use of anaerobic reactor (UASB) integrated to stabilisation pond in sub-tropical climate. In: VIII Taller y simposio latinoamericano sobre digestion anaerobia, 2005, Punta del Este. Proceedings VIII Latin American workshop and symposium on anaerobic digestion, 2005. p. 576.

8.4 Artigos Apresentados em Conferências Nacionais

MONTEGGIA, L. O.; FRONZA, A.; HEGLERT, A.; TESSELE, F. (2005). Uso integrado de reator anaeróbico e lagoa de polimento para tratamento de esgoto doméstico diluídos em clima sub-tropical. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande. Campo Grande: ABES, 2005. p. 148.

TESSELE, F.; Et al. (2005). Polimento de efluentes de lagoas de estabilização por flotação por ar dissolvido. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental Congresso ABES, 2005, Campo Grande, p. 149.

MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F.; RUBIO, J. (2005). Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico por flotação em dois estágios de desinfecção ultravioleta. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande: ABES, p. 146.

MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F.; RUBIO, J. (2005). Remoção de algas e fósforo de lagoa de polimento por flotação em dois estágios. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande: ABES, p. 147.

8.5 Salão de Iniciação Científica

MONTEGGIA, L. O.; OLIVEIRA, D.; TESSELE, F.; MORAES, M. (2003). Recuperação seletiva de nutrientes de esgoto doméstico por processos otimizados. In: Salão de Iniciação Científica, 2003, Porto Alegre. Livro de resumos, 2003. p. 242.

MONTEGGIA, L. O.; FRONZA, A.; HEGLERT, A. TESSELE, F. (2004). Estudo das características hidrodinâmicas de flutador em dois estágios para pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: Salão de Iniciação Científica, 2004, Porto Alegre. Livro de resumos, 2004. p. 235.

MONTEGGIA, L. O.; Diego de Oliveira, TESSELE, F. Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por flotação e desinfecção ultravioleta. In: Salão de Iniciação Científica, 2004, Porto Alegre. Livro de resumos, 2004. p. 236.

MONTEGGIA, L. O.; OLIVEIRA, D.; TESSELE, F. (2005). Reuso de efluente sanitário visando a fertirrigação na cultura do milho. In: Salão de Iniciação Científica, 2005, Porto Alegre. Livro de resumos. p. 309.

TESSELE, F., MONTEGGIA, L. O.; HEGLERT, A. (2005). Processos de tratamento de águas residuárias e seu efeito na qualidade da água para reúso. In: Salão de Iniciação Científica, 2005, Porto Alegre. p. 248.

MONTEGGIA, L. O.; FRONZA, A.; TESSELE, F. (2005). Retenção de poluentes no solo irrigado com esgoto doméstico tratado. In: Salão de Iniciação Científica, 2005, Porto Alegre. Livro de resumos. p. 247.