

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

**Tratamento de Efluentes de uma Indústria de
Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos
Lubrificantes: Processo Biológico e Físico-Químico**

Francisco Navarro Moreno

Campinas, SP

2007

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

**Tratamento de Efluentes de uma Indústria de
Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos
Lubrificantes: Processo Biológico e Físico-Químico**

Francisco Navarro Moreno

Orientador: Jose Roberto Guimarães

Co-orientador: Carlos Gomes da Nave Mendes

Dissertação de Mestrado apresentada à Comissão de pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração de Saneamento e Ambiente.

Campinas, SP

2007

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

M815t	<p>Moreno, Francisco Navarro</p> <p>Tratamento de efluentes de uma indústria de reciclagem de embalagens plásticas de óleos lubrificantes: processo biológico e físico-químico / Francisco Navarro Moreno.--Campinas, SP: [s.n.], 2007.</p> <p>Orientadores: Jose Roberto Guimarães; Carlos Gomes da Nave Mendes</p> <p>Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.</p> <p>1. Óleos lubrificantes. 2. Flotação. 3. Águas residuais -Purificação-Processo de lodo ativado. I. Guimarães, Jose Roberto. II. Mendes, Carlos Gomes da Nave. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. IV. Título.</p>
-------	---

Titulo em Inglês: Treatment of industry wastewater from a plastic containers (containing originally lubricant oil) recycling industry: biological and physical-chemical process

Palavras-chave em Inglês: Lubricating oils, Flotation, Activated sludge process
(Sewage purification)

Área de concentração: 1 e Meio Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Edson Aparecido Abdul Nour e José Carlo Mierzwa

Data da defesa: 19/12/2007

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

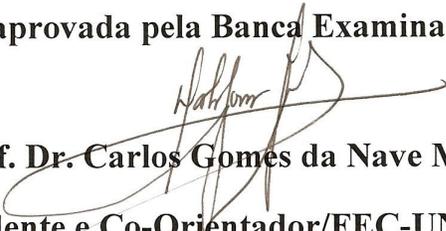
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

**Tratamento de Efluentes de uma Indústria de
Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos
Lubrificantes: Processo Biológico e Físico-Químico**

Francisco Navarro Moreno

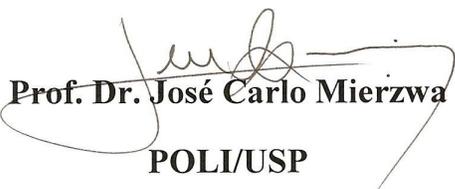
Tese de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:


Prof. Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes

Presidente e Co-Orientador/FEC-UNICAMP


Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

FEC/UNICAMP


Prof. Dr. José Carlo Mierzwa

POLI/USP

Campinas, 19 de dezembro de 2007

Dedicatória

Dedico este trabajo a mi familia: mis padres, Paco y Maria Amelia, y mi hermana Constanza. Quienes, pese a la distancia, siempre estuvieron tan necesariamente próximos.

Agradecimentos

Ao Professor Dr. José Roberto Guimarães, por ter-me dado a oportunidade de estar aqui, pela orientação e atenção constantes demonstrados.

Ao Professor Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes, pela co-orientação, apoio e ajuda dados em todo momento do trabalho.

À Agencia Espanhola de Cooperação Internacional (AECI), pelo apoio financeiro.

Às empresas Pan-Americana S.A.y Nheel Química Ltda, pela doação dos produtos químicos.

Aos companheiros e amigos com os quais comparti momentos de amizade e trabalho nas instalações da FEC: Carolina (alias “batatinha”), Graciete, Mara, Marco, Enelton, Ligia, Fernando e Ranulfo. Em especial à Mary, cujo ajuda e amizade foram básicos para a realização de este trabalho.

A todas las personas que me acompañaron durante estos casi dos años y medio brindándome su amistad y cariño, sin los cuales este periodo no hubiese sido tan especial e importante para mí. Muchas gracias por estar ahí: Carlita, Vladimir, Laurita, Carlos, Milita, Jesús, Arsenico, Bruce, Alain, Alexis, Maria Ines, Rodrigo, Lenina, Ricaldo, Marta, la tropa argentina,...

A Marcela, por entrar en mi vida iluminándola con su compañía y sus brigadeiros.

A mi familia, por su cariño y comprensión en los momentos que estuvimos separados.

Resumo

NAVARRO, F. (2007). *Tratamento de Efluentes de uma Indústria de Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos Lubrificantes: Processo Biológico e Físico-Químico*. Campinas, 2007, 136 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - Universidade Estadual de Campinas.

A proposta deste trabalho foi avaliar o desempenho individual do processo de lodos ativados por batelada (LAB) e da flotação por ar dissolvido (FAD) para tratar águas residuárias de uma indústria de reciclagem de embalagens plásticas com resíduo de óleo lubrificante, compostas pela água de lavagem dos frascos plásticos misturadas com esgoto sanitário. Para a realização da fase experimental do sistema LAB foram montados quatro reatores aerados operando em mistura completa, nos quais foi testada a influência da idade do lodo, assim como da biomassa de partida. Os sistemas operados com aeração prolongada foram os que apresentaram melhor eficiência para reduzir a DQO, a DBO₅ e a turbidez, atingindo uns valores máximos de remoção iguais ao 92,9, 97,1, 98,8 %, respectivamente. Os resultados obtidos demonstraram que a utilização de uma biomassa de partida adaptada a tratar efluentes oleosos permitiu uma melhor eficiência de remoção dos óleos, variando entre 88,3 e 91,3 %. Para avaliar o segundo método em estudo, o FAD, foram realizados testes em escala de bancada utilizando aparelho floteste. Dois coagulantes químicos foram testados inicialmente, variando os valores de pH e dosagem. Com aquele que apresentou melhores resultados foi construído o diagrama de coagulação a fim de averiguar as regiões mais eficientes de trabalho. O ponto ótimo resultou em reduções nos valores de DQO, DBO₅, O&G e turbidez de 90,2, 80,1, 99,0 e 99,6 %, respectivamente. Os dois sistemas de tratamento estudados demonstraram uma grande potencialidade de uso para tratar o tipo de efluente em estudo, porém, o sistema FAD revelou-se como a tecnologia mais adequada para tratar o efluente líquido gerado numa indústria de reciclagem de embalagens plásticas pós-uso de óleos lubrificantes.

Palavras chave: Óleos Lubrificantes, Flotação por Ar Dissolvido, Lodos Ativados por Batelada.

Abstract

NAVARRO, F. (2007). *Treatment of Industry Wastewater from a Plastic Containers (containing originally lubricant oil) Recycling Industry: Biological and Physical-Chemical Process*. Campinas, 2007, 136 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - Universidade Estadual de Campinas.

In the present work, the treatment of the wastewater originated in a plastic container (containing originally lubricant oil) recycling industry was investigated. The purpose of this work was to study the individual efficiency to treat the industrial effluent, mixture of the plastic container washing process wastewater and sanitary wastewater, by activated sludge process operating in sequencing batch reactors (SBR) and dissolved air flotation (DAF). The experiments for the SBR processes were performed in four completely mixed aerated reactors, which were used to test the influence of the sludge age and the original biomass. The extended aeration system showed the best efficiency in the reduction of the main pollutants, with a removal of DQO, DBO₅ and turbidity equal to 92.9, 97.1 and 98.8 % respectively. Oil reduction using a original biomass adapted to treat oil effluents was more effective (oil reduction of 88.3 and 99.1 %). To evaluate the second process, DAF, it was used a batch type lab-scale dissolved air flotation installation (floteste). Initially, two different coagulants were tested, in different pH values of effluent and coagulant doses. With the most efficient coagulant it was built the coagulation diagram. Under the optimal conditions, DAF system obtained a removal efficiency of DQO, DBO₅, O&G and turbidity of 90.2, 80.1, 99.0 and 99.6 % respectively. It is concluded that the activated sludge process and DAF are technologies with a high potential to treat the liquid effluent originated in a plastic bottles containing originally lubricant oil recycling industry, notwithstanding DAF system was the most adequate method.

Keywords: Lubricating oils, Dissolved Air Flotation, Activated Sludge.

SUMARIO

LISTA DE FIGURAS	XV
LISTA DE TABELAS	XIX
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XXIII
LISTA DE SÍMBOLOS	XXVII
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	7
3.1. RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL.....	7
3.2. GESTÃO RECURSOS HÍDRICOS NA INDÚSTRIA.....	10
3.3. REÚSO DE ÁGUA.....	12
3.3.1. <i>Definições e Conceitos de Reúso de Água</i>	12
3.3.2. <i>Legislação Brasileira sobre Reúso de Água</i>	17
3.4. O DESCARTE DE EMBALAGENS PLÁSTICAS PÓS-CONSUMO DE ÓLEO LUBRIFICANTE.....	19
3.4.1. <i>Caracterização do Resíduo de Frascos Plásticos Pós-consumo de Óleo Lubrificante</i>	24
3.4.1.1. A Embalagem Plástica (PEAD).....	24
3.4.1.2. O Óleo Lubrificante Automotivo.....	25
3.4.2. <i>Processo de Reciclagem dos Plásticos</i>	31
3.5. TRATAMENTO DO EFLUENTE BRUTO.....	36
3.5.1. <i>Sistema de Tratamento Biológico</i>	36
3.5.2. <i>Princípios da Microbiologia no Tratamento Biológico</i>	37
3.5.3. <i>Sistema de Lodos Ativados</i>	41
3.5.3.1. Variantes do Processo de Lodos Ativados.....	44
3.5.2. <i>Sistema de Operação Intermitente (Batelada)</i>	48
3.5.2. <i>Sistema de Tratamento Físico-Químico</i>	55
3.5.2.1. Introdução aos Sistemas Coloidais e Emulsões.....	55
3.5.2.2. Coagulação e Flocculação.....	58
3.5.2.3. Sistemas de Flotação.....	60
3.5.2.4. Flotação por Ar Dissolvido (FAD).....	63
4. METODOLOGIA.....	69
4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	69

4.2 DESCRIÇÃO DO EFLUENTE BRUTO.	69
4.3 DESCRIÇÃO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO.	71
4.3.1 Lodos Ativados por Batelada.	71
4.3.2 Aclimação das Biomassas.	71
4.3.3 Estratégia Operacional dos Reatores Biológicos de Bancada.	74
4.4 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO: FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	80
4.4.1 Equipamentos e Produtos Químicos.	80
4.4.2. Operação do Equipamento Floteste.....	82
4.4.3 Metodologia Seguida para os Ensaios de Floteste.	85
4.5. MONITORAMENTO DOS ENSAIOS.....	87
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	89
5.1. ESTUDO DE TRATABILIDADE POR PROCESSO BIOLÓGICO: LODOS ATIVADOS POR BATELADA.	89
5.1.1. Série de Sólidos.	89
5.1.2. Condutividade.....	96
5.1.3. Turbidez.....	97
5.1.4. Análises de Óleos e Graxas.....	99
5.1.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).	101
5.2. ESTUDO DE TRATABILIDADE POR PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO: FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	106
5.2.1 Testes Preliminares Visando a Escolha do Coagulante Químico.....	107
5.2.2. Construção do Diagrama de Coagulação.....	109
5.3. COMPARAÇÃO ENTRE OS SISTEMAS LAB E FAD.	112
6. CONCLUSÕES.....	115
7. RECOMENDAÇÕES.....	119
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	121
ANEXO – A	133
ANEXO – B	135
ANEXO – C	139

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 3.1. Distribuição da água doce superficial no mundo.	8
Figura 3.2. Relação entre demanda e disponibilidade hídrica nos principais cursos d'água.	10
Figura 3.3. Distribuição percentual das demandas de água no país.	11
Figura 3.4. Percentagens do mercado brasileiro de óleos lubrificantes das principais companhias distribuidoras no ano 2005.	28
Figura 3.6. Fluxograma de um sistema de reciclagem mecânica.	35
Figura 3.7. Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo	42
Figura 3.8. Fluxograma de um sistema de lodos ativados convencional.	46
Figura 3.9. Fluxograma de um sistema de lodos ativados de aeração prolongada	47
Figura 3.10. Etapas de operação de um sistema de Lodos Ativados por Batelada.	51
Figura 3.11. Mecanismos de formação agregados bolhas-partículas no FAD.	61
Figura 3.12. Esquema representativo de um sistema de flotação por ar dissolvido: a) sem recirculação; b) com recirculação.	64
Figura 3.13. Variação da turbidez remanescente em função da doses do coagulante	66

químico e o pH.

Figura 3.14. O efeito do sulfato de alumínio e férrico na concentração de óleo residual para vários valores de pH.	67
Figura 4.1. Máquina de turbilhonamento durante a etapa de simulação da lavagem.	70
Figura 4.2. Simulação do gradeamento da água de lavagem.	70
Figura 4.3. Reatores de aclimação das duas biomassas.	72
Figura 4.4. Os quatro reatores LAB em bancada.	75
Figura 4.5. Aspecto do reator durante o período de aeração.	77
Figura 4.6. Aspecto do reator após descarte de lodo.	77
Figura 4.7. Aspecto dos reatores após o período de sedimentação.	78
Figura 4.8. Aspecto dos reatores após descarte do sobrenadante.	78
Figura 4.9. Equipamento de flote.	81
Figura 4.10. Câmara de pressurização.	81
Figura 4.11, 4.12, 4.13 e 4.14. Seqüência de clarificação da amostra bruta após a introdução da água saturada.	84
Figura 5.1. Serie de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 1.	91
Figura 5.2. Serie de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 2.	91
Figura 5.3. Serie de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 3.	92
Figura 5.4. Serie de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 4.	92
Figura 5.5. Variação da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) em	93

função do tempo de operação para os reatores 1 e 2.

Figura 5.6. Variação da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) em função do tempo de operação para os reatores 3 e 4. 93

Figura 5.7. Variação da concentração de SDV em função do tempo de operação para os quatro reatores. 96

Figura 5.8. Valores de condutividade das amostras de sobrenadante dos reatores biológicos. 97

Figura 5.9. Valores remanescentes de turbidez (%) nos reatores estudados. 98

Figura 5.10. Eficiência na remoção dos óleos e graxas nos reatores estudados. 100

Figura 5.11. Valores de DBO₅ das amostras de sobrenadante dos reatores biológicos e do efluente bruto 102

Figura 5.12. Eficiência na redução de DBO₅ (%) nos reatores estudados. 102

Figura 5.13. Valores de DQO das amostras de sobrenadante dos reatores biológicos e do efluente bruto. 103

Figura 5.14. Eficiência na redução da DDQ (%) nos reatores estudados. 104

Figura 5.15. Turbidez remanescente (%) do efluente tratado em função da dosagem de coagulante Nheel Química 1060 e o pH inicial da amostra bruta. 107

Figura 5.16. Turbidez remanescente (%) do efluente tratado em função da dosagem de coagulante Panfloc TE Hiperplus e o pH inicial da amostra bruta. 108

Figura 5.17. Diagrama de coagulação para o efluente bruto. Valores de DQO remanescente (mg/L) em função da dosagem de Nheel Química 1060 e pH de coagulação. 110

Figura 5.18. Variação da turbidez remanescente (%) da amostra flotada em função da dosagem de Nheel Química 1060 operada sem alteração do pH inicial do efluente 111

bruto

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 3.1. Benefícios ambientais, econômicos e sociais do reuso de água.	17
Tabela 3.2. Tipo e funções dos principais aditivos presentes nos óleos lubrificantes.	28
Tabela 3.3. Classificação dos sistemas em função da idade de lodo.	45
Tabela 3.4. Vantagens e desvantagens das variantes mais comuns dos sistemas de lodos ativados.	49
Tabela 3.5. Comparação dos sistemas de lodos ativados convencional e aeração prolongada.	50
Tabela 3.6. Principais usos e objetivos da flotação na área de saneamento.	62
Tabela 4.1. Características qualitativas médias do efluente bruto.	71
Tabela 4.2. Condições operacionais dos quatro reatores biológicos.	79
Tabela 4.3. Parâmetros analisados das amostras do sistema LAB.	79
Tabela 4.4. Características e especificações do PAC NHEELFLOC 1060.	81
Tabela 4.5. Características e especificações do PAC PANFLOC TE HIPERPLUS.	82

Tabela 4.6. Parâmetros constantes para ensaios floteste da etapa 1	86
Tabela 4.7. Procedimentos seguidos para realizar as análises.	87
Tabela 5.1 Valores de Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das amostras de lodo descartado para os quatro reatores.	90
Tabela 5.2. Correção da idade de lodo através das medidas de SSV das amostras de sobrenadante.	94
Tabela 5.3. Valores de turbidez (uT) do sobrenadante dos reatores biológicos.	98
Tabela 5.4. Valores de óleos e graxas obtidos para as amostras de sobrenadante.	100
Tabela 5.5. Valores de DBO ₅ (mg/L) do sobrenadante dos reatores biológicos.	101
Tabela 5.6 Valores de DQO (mg/L) do sobrenadante dos reatores biológicos.	103
Tabela 5.7. Resultados das amostras tratadas por LAB e FAD e caracterização da amostra bruta.	112
Tabela 6.1. Eficiência de remoção (%) da DBO ₅ , DQO e O&G dos quatro reatores estudados.	116
Tabela A.1. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 1.	134
Tabela A.2. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 2.	134
Tabela A.3. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 3.	134
Tabela A.4. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 4.	134
Tabela B.1. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 a pH _{in} = 5.	136
Tabela B.2. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para	136

o coagulante Nheel Química 1060 a pH = 7.

Tabela B.3. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 a pH = 9. 136

Tabela B.4. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Panfloc TE Hiperplus a pH = 5. 137

Tabela B.5. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Panfloc TE Hiperplus a pH = 7. 137

Tabela B.6. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Panfloc TE Hiperplus a pH = 9. 137

Tabela C.1. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 25 mg/L. 140

Tabela C.2. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 45 mg/L. 140

Tabela C.3. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 65 mg/L. 141

Tabela C.4. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 85 mg/L. 141

Tabela C.5. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 105 mg/L. 142

LISTA DE ABREVIATURAS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária
A/M	Relação alimento/microorganismo
A/S	Razão volume de ar/massa de sólidos
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CNHR	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio ao quinto dia
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FAD	Flotação por ar dissolvido
FAI	Flotação induzido
FEC	Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo
Gf	Gradiente de velocidade de floculação
Gmr	Gradiente de velocidade da mistura rápida
LAB	Lodos Ativados por Batelada

Labpro	Laboratório de Protótipo de Água e Esgoto
Labsan	Laboratório de Saneamento
LF	Landfarming
N	Nitrogênio
OMS	Organização Mundial da Saúde
O&G	Óleos e graxas
P	Fósforo
PAC	Hidroxiclreto de alumínio
pH	Potencial hidrogeniônico
pHcoagulação	pH da amostra medido durante o período de coagulação nos ensaios de floteste
pHin	pH da amostra depois da acidificação ou alcalinização e antes da mistura rápida
pH final	pH da amostra medido no final do ensaio de flotação
PEAD	Poliétileno de Alta Densidade
Psat	Pressão na câmara de saturação
R	Taxa de recirculação
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis

SINDICOM	Sindicato Nacional das Empresas Distribuidoras de Combustíveis
SINDIPLAST	Sindicato da Indústria de Material Plástico do Estado de São Paulo
SF	Sólidos Fixos
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
Tc	Tempo de coleta
Tf	Tempo de floculação
Tmr	Tempo de mistura rápida
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
Vasc	Velocidade ascensional

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Centígrado
atm	Atmosfera
cm ³	Centímetro cúbico
m ³	Metro cúbico
g	Gramma
hab	Habitante
kg	Quilograma
km ²	Quilômetro quadrado
L	Litro
kPa	Quilo Pascais
mg	Miligrama
mL	Mililitro
mm	Milímetro
rpm	Revoluções por minuto
s	Segundo

t	Tonelada
μ	Microns (10^{-6})
uT	Unidade de Turbidez

1. INTRODUÇÃO.

A pressão sobre os recursos hídricos se vê a cada ano aumentada pelo crescimento populacional, a urbanização e o desenvolvimento industrial. A limitação das reservas naturais de água unida ao aumento da demanda do produto e à poluição e deterioração dos mananciais, têm provocado graves problemas de escassez de água em numerosas regiões do planeta.

Perante esta situação, os governos vêm-se obrigados a adotar medidas para proteger e salvaguardar os recursos hídricos de seus territórios, tais como com a priorização do abastecimento para consumo humano, a criação de leis ambientais mais restritivas, ou a adoção de regulamentos econômicos de uso desses recursos como as tarifas escalonadas. Esse conjunto de mudanças nas políticas de gestão das reservas naturais de águas tem imposto às indústrias a necessidade de estabelecimento de novas estratégias, muitas no sentido de minimização de desperdícios, consumos de água em seus processos produtivos e impactos ao meio ambiente pelo lançamento de efluentes.

Neste contexto, o reúso da água passa a ser considerado como uma alternativa econômica e ambientalmente racional e eficaz, que permite minimizar a geração de despejos líquidos, assim como o consumo de água.

Segundo Mancuso & Santos (2003), junto com o desenvolvimento de uma cultura e política que promovam a valorização e conservação de água em todos os setores da sociedade, o reúso consciente e planejado de águas de baixa qualidade, principalmente, esgotos domésticos e industriais, torna-se o mais moderno e eficaz instrumento de gestão para garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos nacionais.

Segundo o Sindicato Nacional das Empresas Distribuidoras de Combustíveis e de

Lubrificantes, SINDICOM (2007), no ano 2006 foram comercializados 907.753 m³ de óleos lubrificantes no Brasil, que, acondicionados em embalagens plásticas de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), são usados diariamente nos locais de troca de óleo (postos de combustíveis, concessionárias de veículos, áreas de manutenção de empresas, aeroportos, etc.). De acordo com FIESP (2006), no Brasil são geradas cerca de 25.100 toneladas/ano de embalagens plásticas usadas com resíduo de óleo.

A destinação final dos frascos plásticos pós-consumo contaminados com óleo lubrificante torna-se um grande problema para o meio ambiente pelo alto potencial poluidor dos plásticos e do óleo residual presente nos frascos. A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), conforme a Norma Brasileira NBR 10.004 classifica este tipo de embalagens como perigosas por apresentarem um significativo risco à saúde pública e/ou ao meio ambiente.

Segundo Martins (2005) o processo de reciclagem é a técnica mais apropriada para o correto gerenciamento ambiental desse tipo de resíduo. Porém, a necessidade de incluir no processo de reciclagem uma etapa de lavagem dos plásticos com o objetivo de separar o óleo residual para evitar os problemas derivados da sua presença, tem como resultado a geração de um efluente líquido na forma de emulsão oleosa que termina por reabrir outro problema ambiental.

O efluente líquido oleoso (emulsão) gerado na etapa de separação (por meio da lavagem dos plásticos com surfactantes) deve ser adequadamente tratado mediante um processo que permita sua descontaminação para eventual descarte na rede pública ou lançamento em mananciais de superfície, ou, principalmente, objetivando sua reciclagem, conjugando desta maneira, o desenvolvimento industrial econômico com a proteção dos recursos naturais, princípio no qual se baseia o conceito de desenvolvimento sustentável.

Porém, a realidade dista muito do idealmente teórico. Martins (2005) realizou um estudo de campo de empresas recicladoras de frascos de óleo lubrificante no estado de Rio de Janeiro, por meio do qual verificou que a totalidade das empresas recicladoras que foram visitadas limitava-se a lavar o material plástico, descartando toda água contaminada com óleo, sem qualquer tratamento.

Guidoni (2006) afirma que as dificuldades associadas à etapa de tratamento dos efluentes líquidos gerados no processo de reciclagem de plástico pós-consumo de óleos lubrificantes desencorajam muitas empresas recicladoras a processar o dito resíduo sólido, provocando que uma grande quantidade deste tipo de embalagens plásticas, contaminadas com restos oleosos, seja incorretamente enviada a lixões ou aterros sanitários. Estes fatos revelam a necessidade de realizar pesquisas que investiguem e permitam identificar os processos mais apropriados para tratar este tipo de efluente.

A flotação é um processo de separação de particulados sólidos ou líquidos mediante a introdução de finas bolhas de ar numa suspensão. Segundo Rubio (2002), dentre os diversos processos de flotação, a flotação por ar dissolvido (FAD) é o método mais amplamente usado no tratamento de efluentes industriais. O FAD é comumente usado para remover sólidos suspensos e óleos e graxas com uma densidade específica levemente menor do que a água. Dentre as vantagens de este tipo de sistema destacam os baixos custos de instalação, desenho compacto, capacidade de tratamento para taxas de carga variáveis e baixo nível de manutenção (USEPA, 2002).

A biodegradação dos hidrocarbonetos de petróleo, principais componentes dos óleos lubrificantes, por populações de microrganismos representa um dos principais mecanismos pelo quais estes poluentes podem ser eliminados do ambiente. O tratamento biológico por lodos ativados por batelada (LAB) é utilizado com sucesso para tratar tanto esgotos domésticos quanto efluentes industriais. Moura et al. (2005a) estudaram o uso de reatores LAB para tratar efluentes compostos por esgoto e óleos lubrificantes, por meio dos experimentos realizados foi comprovado que é possível degradar tanto a matéria orgânica quanto o óleo lubrificante mediante a este tipo de tratamento.

No presente trabalho propõe-se o estudo e comparação de desempenhos de dois processos para tratar o efluente oleoso gerado na etapa de lavagem dos frascos plásticos com óleo residual conjuntamente com esgoto sanitário originado na própria indústria: (i) processo biológico, LAB, e (ii) físico-químico, FAD.

2. OBJETIVOS.

O objetivo principal deste trabalho foi investigar e comparar o desempenho individual, em escala de laboratório, de sistemas de tratamento usando-se processo biológico, em reatores tipo lodos ativados por batelada (LAB), bem como processo físico-químico, flotação por ar dissolvido (FAD), na remoção dos principais poluentes presentes num efluente líquido originado em indústria de reciclagem de embalagens plásticas de óleos lubrificantes pós-consumo conjuntamente com esgoto sanitário visando sua reciclagem dentro da própria indústria geradora ou eventual descarte na rede coletora de esgoto.

Como objetivos específicos da proposta de pesquisa foram abordados os seguintes itens:

a) Quanto a tratamento biológico:

- Investigar a influência da biomassa de partida no desempenho dos reatores biológicos.
- Avaliar e comparar a eficiência de remoção dos principais poluentes da amostra bruta em função da idade de lodo dos reatores biológicos: simulação de um sistema de aeração convencional, idade de lodo igual a 7 dias, e aeração prolongada, 20 dias.

b) Quanto ao tratamento físico-químico:

- Comparar a eficiência de remoção dos poluentes usando dois coagulantes químicos diferentes, e identificar o mais eficiente.
- Construir o diagrama de coagulação (dosagem de coagulante x pH) do coagulante químico selecionado, com o fim de conhecer as regiões mais adequadas de trabalho.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.

3.1. Recursos Hídricos no Brasil.

O ciclo da água na natureza, imutável, oferece a Terra recursos aproximadamente constantes que, se considerados em conjunto, são suficientes para satisfazer as necessidades racionais da humanidade. Porém, a capacidade aproveitável dos mesmos vê-se notavelmente comprometida e diminuída como resultado das diversas atividades humanas que alteram a sua integridade, entre as quais vale destacar as aglomerações humanas nas cidades e o desenvolvimento industrial e agrícola. A estas atividades poluidoras, que modificam as características das águas doces disponíveis, adiciona-se o aumento da demanda deste elemento vital e a sua escassez em determinadas áreas.

Com 8.547.403,5 km², o Brasil é o quinto país do mundo em extensão territorial. Localizado na parte centro-oriental da América do Sul, ocupa 47,7 % da área desse continente, cortado pela Linha do Equador e pelo Trópico de Capricórnio, com a maior parte de suas terras situando-se nas latitudes mais baixas do globo, o que lhe confere características de país tropical.

O Brasil é um país privilegiado quanto à disponibilidade de recursos hídricos. A vazão média anual dos rios nacionais atinge 180 mil m³ por segundo, que corresponde aproximadamente a 12 % da disponibilidade mundial de recursos hídricos (Figura 3.1), igual a 1,5 milhões de m³ por segundo (ANA, 2007a). Levando-se em consideração as vazões oriundas em território estrangeiro e que ingressam no país (Amazônica – 86.321 mil m³/s; Uruguai – 878 m³/s e Paraguai 595 m³/s), a vazão média total atinge valores da ordem de 267 mil m³/s (18 % da disponibilidade mundial).

Tomando-se os dados do censo demográfico elaborado pelo Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia em 2000, a disponibilidade hídrica per capita no país (vazão média dividida pela população total), equivale à cerca de 33 mil m³/hab/ano, o que coloca o país na classe dos países ricos de água doce no mundo. No entanto, a distribuição de água em todo o território nacional é bem díspar: 74 % dos recursos hídricos estão na bacia do Amazonas, habitada por menos de 5 % da população (REBOUÇAS, 2003).

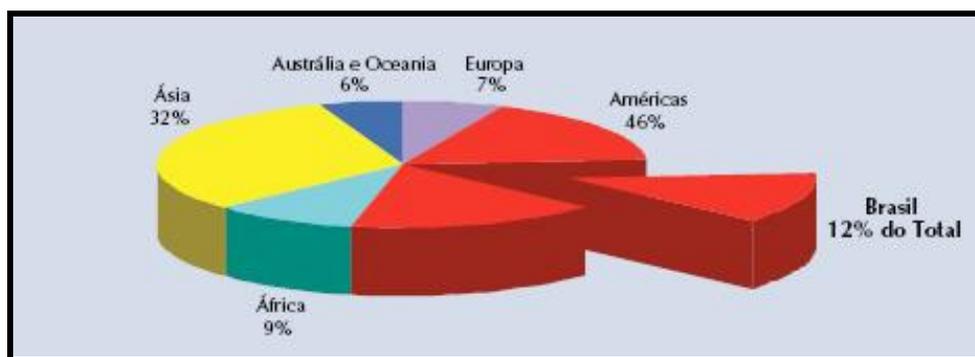


Figura 3.1. Distribuição da água doce superficial no mundo. *Fonte: ANA, 2007a.*

As dimensões continentais do país possibilitam a ocorrência de condições climáticas bastante variadas, as quais afetam, diretamente, as características hidrológicas de cada região e, conseqüentemente, a disponibilidade hídrica nestas regiões. A variabilidade de precipitação anual do país varia, sobre mais do 90 % do seu território, entre 1.000 e 3.000 mm/ano. Nos extremos encontra-se a Amazônia com valores que podem superar os 3.000 mm, enquanto que no semi-árido do Nordeste a precipitações podem chegar a valores médios inferiores a 500 mm (REBOUÇAS, 2003).

Apesar da riqueza dos seus recursos hídricos globais, o país apresenta problemas de falta de disponibilidade de água para consumo humano naquelas regiões brasileiras localizadas em áreas que apresentam pouca disponibilidade de água e grande utilização dos recursos hídricos. Estas regiões necessitam de intensas atividades de planejamento e gestão dos recursos hídricos.

A pressão cada vez mais intensa sobre os recursos hídricos, seja pelo aumento da demanda ou pelos problemas relacionados à poluição destes recursos, devido ao desenvolvimento

das atividades antrópicas, aumenta a probabilidade do surgimento de conflitos entre os diversos usuários dos recursos, bem como o aparecimento de situações de estresse ambiental graves.

De acordo com os dados apresentados por Ramiro (1997) apud Mierzwa (2002), existe uma grande variação na disponibilidade hídrica per capita entre os diversos estados que compõem o território brasileiro. A região mais crítica é a região do nordeste, seguida pela região do sudeste. As causas que levam estas duas regiões a apresentarem menor disponibilidade são bem diferentes. Na região do nordeste o fator preponderante refere-se ao próprio potencial hídrico, principalmente em função das condições climáticas da região, enquanto que na região sudeste o principal fator refere-se à intensa e desordenada ocupação que tem gerado problemas de disputa pela água, em face, principalmente, de questões associadas à escassez de água para atender uma demanda excessiva, junto com a qualidade requerida pelo uso. Na Figura 3.2 é mostrada a relação entre a demanda e a disponibilidade hídrica ao longo dos principais cursos d'água do País. Na mesma é possível visualizar a situação entre crítica e muito crítica de grande parte dos cursos hídricos localizados na região do nordeste, e nas regiões do sudeste e sul do país.

A insuficiência dos recursos hídricos é resultado do incremento incessante da população, ao extraordinário desenvolvimento da produção industrial e a elevação do padrão de vida, o que tem conduzido a uma maior apetência pelo conforto, um desenvolvimento massivo do turismo, e, por último, à necessidade imperiosa de ampliar e estender as áreas de irrigação, a fim de aumentar a produtividade. A este consumo e utilização em quantidade cada dia maior, tem que se adicionar os volumes imensos de água que se inutilizam como resultado da poluição crescente.

Atualmente alguns dos problemas mais sérios de poluição referem-se aos efluentes industriais, devido à grande variedade de atividades desenvolvidas pela indústria, a qual apresenta características muito diversas, variando inclusive dentro do mesmo local gerador, contendo os mais variados tipos de substâncias, das quais muitas são extremamente tóxicas e podem ter efeitos adversos sobre todos os seres vivos, caso as mesmas atinjam qualquer recurso hídrico (MIERZWA, 2002).

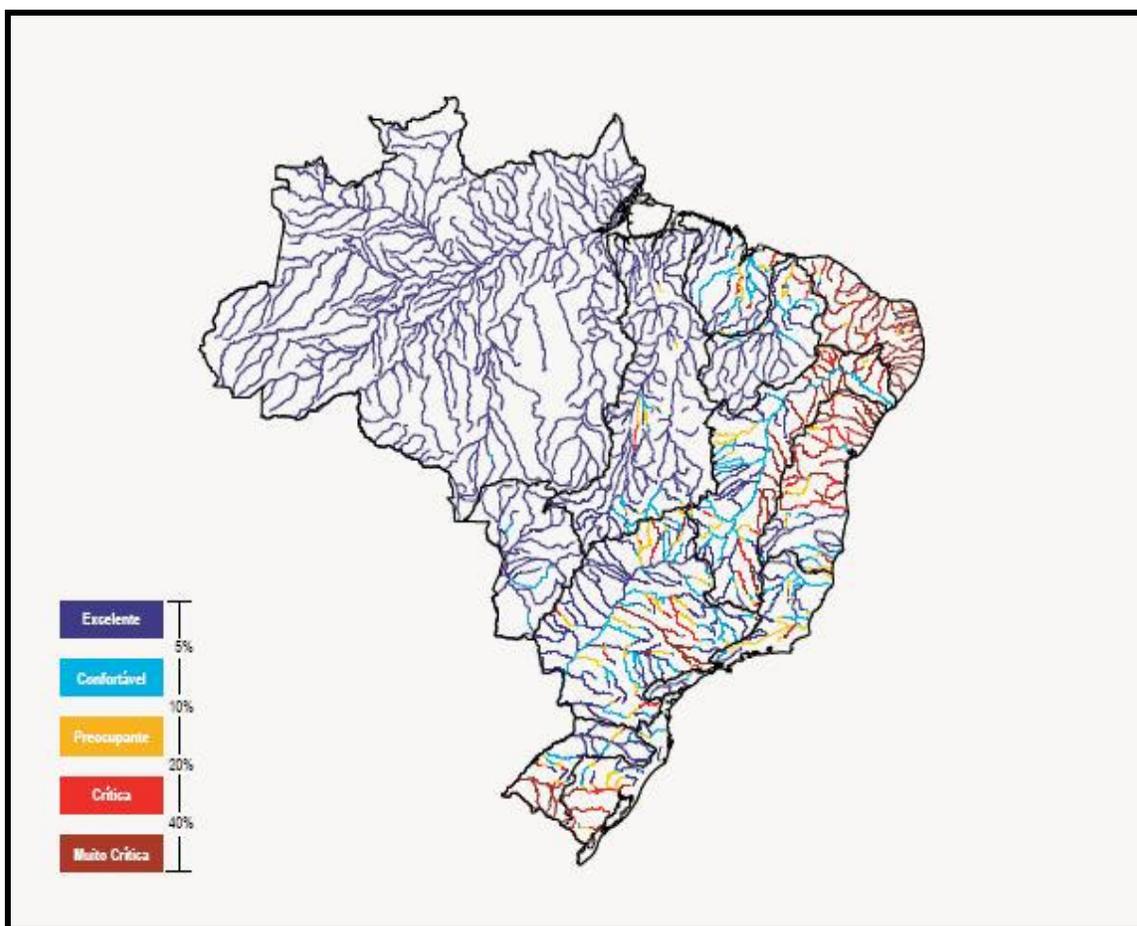


Figura 3.2. Relação entre demanda e disponibilidade hídrica nos principais cursos d'água. *Fonte: ANA, 2007b.*

3.2. Gestão Recursos Hídricos na Indústria.

Durante muito tempo o homem utilizou os recursos naturais de forma irresponsável, sem levar em conta que estes um dia poderiam se esgotar. À caça do desenvolvimento econômico, o processo de industrialização adicionou práticas danosas ao meio ambiente, gerando problemas cada vez mais graves. Hoje em dia, a consciência do ser humano pelos problemas ambientais que a exploração indiscriminada dos recursos naturais e os despejos de poluentes no meio ambiente trazem consigo, trouxe a necessidade de desenvolver novas estratégias com relação à exploração dos recursos naturais e controle da poluição.

No Brasil, as atividades industriais correspondem a 14 % do consumo global de água (Figura 3.3), enquanto no estado de São Paulo, onde se registra o maior desenvolvimento industrial nacional, este valor aumenta para o 30,5 % do total, concentrando-se principalmente nas bacias do Alto Tietê, Piracicaba/Capivari/Jundiaí, Tietê/Sorocaba, Mogi-Guaçu, Baixada Santista, Pardo e Paraíba do Sul, as quais apresentam quadros de escassez de água e comprometimento da qualidade dos corpos hídricos críticos.

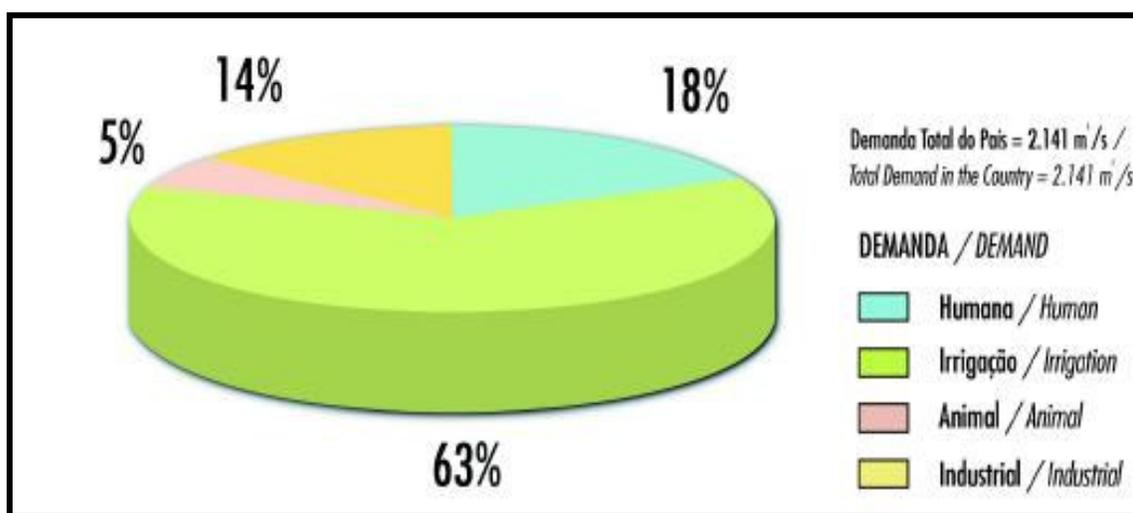


Figura 3.3. Distribuição percentual das demandas de água no país. Fonte: ANA, 2002.

Atualmente, o aumento dos problemas de escassez e poluição dos recursos hídricos, e a crescente preocupação com relação às questões ambientais por parte da população têm levado as instituições responsáveis à elaboração de um novo arcabouço legal, que tem por objetivo garantir água na quantidade e qualidade necessárias para a atual e futuras gerações mediante a publicação de normas muito mais restritivas com relação aos padrões e controle da qualidade ambiental e a introdução de instrumentos de cobrança pelo uso da água. Esta situação tem conduzido muitas indústrias a procurarem um novo modelo para o gerenciamento da água em seus processos, considerando novas opções e soluções que impliquem em autonomia no abastecimento de água e racionalização no seu consumo, onde o reúso se torna não apenas uma forma de garantir seu crescimento, mas até mesmo uma questão de sobrevivência (FIESP/CIESP, 2004).

De acordo com Mierzwa & Hespanhol (1999), para atender as diretrizes de maximização dos recursos hídricos e minimização dos impactos negativos relativos à geração e liberação de

efluentes é preciso que o modelo de gerenciamento da água e efluentes na indústria leve em consideração aspectos legais, institucionais, técnicos e econômicos relativos ao consumo de água e liberação de efluentes para o meio ambiente, técnicas de tratamento disponíveis e reutilização.

Segundo Mancuso & Santos (2003), além da necessidade de desenvolver uma cultura e uma política de conservação de água em todos os setores da sociedade, o reúso consciente e planejado de águas de baixa qualidade – águas de drenagem agrícola, águas salobras, águas de chuva e, principalmente, esgotos domésticos e industriais – constitui o mais moderno e eficaz instrumento de gestão para garantir a sustentabilidade da gestão dos recursos hídricos nacionais.

No que se refere ao uso racional da água nas plantas industriais, será preciso investir em pesquisa e desenvolvimento tecnológico, na implantação de sistemas de tratamento avançado de efluentes, em sistemas de conservação, em redução de perdas e no reúso da água. Isto levará a significativos ganhos ambientais, sociais e econômicos.

3.3. Reúso de Água.

3.3.1. Definições e Conceitos de Reúso de Água.

A reutilização ou reúso de água não é um conceito novo, tem sido praticado em todo o mundo desde há muitos anos. Evidências sobre o uso de águas residuais para irrigação se remontam a aproximadamente 5.000 anos (ASANO & LEVINE, 1996). Apesar de ter sido usado em muitas partes do mundo por séculos, a escassez, não só em regiões áridas e semi-áridas, senão também em muitas áreas com taxas de precipitação anuais significativas, mas insuficientes para atender as demandas excessivamente elevadas, assim como a deterioração dos recursos hídricos, tem contribuído ao crescente interesse no reúso da água.

De acordo com Asano (2002), o reúso da água é um dos maiores desafios do século XXI enquanto as reservas de água permanecem finitas e a demanda da mesma vê-se incrementada como consequência do aumento da população e o consumo per capita. A prática do reúso de água

permite atender duas funções fundamentais: o uso de efluentes tratados como fonte alternativa de recursos hídricos para fins benéficos; e permite reduzir o volume de efluentes potencialmente poluidores despejados nos corpos receptores.

O reúso da água permite reduzir a demanda sobre os mananciais devido à substituição da água potável por uma outra água que já se encontra dentro do circuito hídrico de atendimento ao processo produtivo. Esta prática é baseada no conceito de substituição de mananciais. Tal substituição é possível em função da qualidade requerida para um uso específico. Desta forma, grandes volumes de água potável podem ser poupados pelo reúso quando se utiliza água de qualidade inferior (geralmente efluentes pós-tratados) para atendimento das finalidades que podem prescindir de água dentro dos padrões de potabilidade (MEDEIROS-LEITÃO, 1999). Tal prática está em sintonia com as recomendações efetuadas pelo Conselho Econômico e Social das Nações Unidas em 1958: "a não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram água de qualidade inferior". O conceito de substituição de fontes mostra-se como a alternativa mais plausível para satisfazer as demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres, como o abastecimento público (MANCUSO & SANTOS, 2003).

São várias as definições de reúso de água encontradas na literatura. Alguns autores utilizam termos como reciclagem, recirculação e reaproveitamento. Na maioria dos casos, são utilizados como sinônimos (ANDERSON, 1996 apud. TEIXEIRA, 2003).

Lavrador (1987) apud Mancuso & Santos (2003), sugere o conceito de reúso como o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original. Os diferentes tipos de reúso podem ser caracterizados como direto ou indireto, e dentro destes, como decorrente de ações planejadas ou não.

- **Reúso indireto não planejado:** ocorre quando a água já utilizada uma ou mais vezes em alguma atividade humana é lançada ao meio ambiente, sofrendo ações naturais do ciclo hidrológico (diluição, autodepuração ou decantação, entre outros) e sendo novamente utilizada a jusante, de modo não intencional e não controlado.

- **Reúso indireto planejado:** ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são descarregados de forma planejada no meio ambiente, para serem utilizados a jusante, diluídos e de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico.
- **Reúso direto planejado:** ocorre quando os efluentes, após submeter-se a tratamento apropriado, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reúso, sem ser em nenhum momento descarregados no meio ambiente. É o caso com maior ocorrência, destinando-se a uso em indústria ou irrigação.
- **Reciclagem:** é o reúso interno da água, antes de sua descarga em um sistema geral de coleta de esgoto ou outro local de disposição, servindo como fonte suplementar de abastecimento do uso original. É considerado um caso particular do reúso direto planejado.

A Associação Brasileira de Engenharia Sanitária (ABES), adota o critério definido por Westerhoff (1984) apud. Mancuso & Santos (2003), o qual divide o reúso da água em duas grandes categorias: potável e não potável. O reúso potável poderá ser direto ou indireto, e o não potável estará categorizado segundo o uso ao qual esteja destinada a água a ser reusada: fins agrícolas, industriais, recreacionais, domésticos, manutenção de vazão, aquíicultura ou recarga de aquíferos subterrâneos. Dentro da categoria de reúso de água não potável para fins industriais, o autor considera como uma particularidade nesta classificação, os casos de reúso interno às instalações industriais com o objetivo de atender as demandas da própria indústria ou controlar a poluição, os quais define como reciclagem.

Segundo Teixeira (2003), a principal diferença entre o conceito de reúso e reciclagem da água é que, enquanto no primeiro caso o efluente a ser reutilizado é o esgoto sanitário, o efluente a ser reciclado é o despejo gerado num determinado processo, o qual, vai ser tratado e reaproveitado num mesmo espaço físico, não sendo descartado numa rede coletora de esgotos. Este espaço físico, pode ser uma empresa, um posto de combustível, um edifício comercial, um condomínio e outros. De acordo com a Organização Mundial da Saúde – OMS (1973), o reúso da água internamente às instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição é definido como reciclagem interna.

No presente estudo, o reúso do efluente líquido gerado na indústria de reciclagem de embalagens contendo originalmente óleos lubrificantes, como fonte adicional para o seu uso original, após tratamento adequado, será identificado, portanto, como **reciclagem**.

Antes da entrada em vigor da lei de outorga e cobrança pelo uso da água, os usuários de água dos rios e subsolo (indústrias, agricultores, piscicultores, usinas hidrelétricas e companhias de abastecimento) vinham retirando a água sem qualquer compensação a sociedade e, devolvendo a mesma contaminada à natureza, carreando solo erodido, compostos eutrofizantes, agrotóxicos, esgotos biológicos e físico-químicos, etc. Com a nova lei, segundo Jose Carlos Mierzwa, professor de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Poli-USP e coordenador de projetos do Centro Internacional de Referência em Reúso da Água, (CIRRA), as indústrias, o setor de saneamento e também a agricultura terão que pagar tanto pelo volume que extraem como pela carga de poluentes que lançarão (KALUNGA, 2004). Desse modo, haverá custo nas duas pontas, o que as induzirá a procurar por novos modelos de gestão dos recursos hídricos. Neste contexto, o reúso de água na indústria passa a se constituir, portanto, em ferramenta de gestão fundamental para a sustentabilidade da produção industrial (CIRRA, 2007).

No setor industrial, Hespanhol (2002) e Mancuso & Santos (2003) citam como aplicações que apresentam mais possibilidades para viabilizar o reúso de água os seguintes fins:

- torres de resfriamento;
- caldeiras;
- lavagem de peças e equipamentos, principalmente nas indústrias mecânicas e metalúrgicas;
- irrigação de áreas verdes de instalações industriais, lavagem de pisos e veículos;
- processos industriais.

Segundo FIESP/CIESP (2004) o reúso para fins industriais possui duas alternativas a serem consideradas. A primeira delas refere-se ao reúso macro externo, definido como o reúso de efluentes provenientes de estações de tratamento administradas por concessionárias ou outras

indústrias; e a segunda opção, abordada no presente trabalho, reúso macro interno, que é definido como o uso interno de efluentes, tratados ou não, provenientes de atividades realizadas na própria indústria.

De acordo com a mesma publicação (FIESP/CIESP, 2004) a prática de reúso macro interno pode ser implantada de duas maneiras distintas:

- **Reúso em cascata:** o efluente originado em um determinado processo industrial é diretamente utilizado em um processo subsequente, devido ao fato das características do efluente disponível serem compatíveis com os padrões de qualidade da água a ser utilizada.
- **Reúso de efluentes tratados:** é o tipo de reúso mais amplamente discutido nos dias atuais e consiste na utilização de efluentes que foram submetidos a um processo de tratamento.

Para Mierzwa & Hespanhol (1999), após uma caracterização adequada dos processos envolvidos na indústria, com indicação dos pontos de consumo de água e geração de efluentes, grau de qualidade exigido para a água que será consumida, e principais substâncias que entrarão em contato com esta água, quando a mesma não for incorporada ao produto final, poder-se-á, então, verificar a viabilidade de reutilização dentro dos processos desenvolvidos, ou então, estabelecerem-se os critérios para coleta e tratamento desses efluentes, evitando a mistura de pequenos volumes de efluentes de alta concentração de contaminantes, com grandes volumes de efluentes com baixa concentração de contaminantes, o que pode inviabilizar, técnica ou economicamente, o reúso direto do efluente ou o tratamento dos mesmos.

No planejamento e implementação da prática de recuperação e reutilização da água, a qualidade da água afluyente e a aplicação específica de novo uso serão os fatores encarregados de estabelecerem o tipo de tratamento necessário para proteger a saúde pública, o meio ambiente e assegurar o grau de confiabilidade e eficiência requeridas para as operações nas quais a água reusada será destinada (ASANO, 2002).

Segundo Nogueira (2007) apud Bordonalli (2007) os benefícios ambientais, econômicos e sociais que motivam a recuperação e reúso da água são apresentados na Tabela 3.1:

Tabela 3.1. Benefícios ambientais, econômicos e sociais do reúso de água.

Benefícios Ambientais	<ul style="list-style-type: none">• Redução do volume de lançamento de efluentes industriais em cursos d'água, possibilitando melhorar a qualidade das águas interiores das regiões mais industrializadas do Estado de São Paulo.• Redução da captação de águas superficiais e subterrâneas, possibilitando uma situação ecológica mais equilibrada.• Aumento da disponibilidade de água para usos mais exigentes, como abastecimento público, hospitalares, etc.
Benefícios Econômicos	<ul style="list-style-type: none">• Conformidade ambiental em relação a padrões e normas ambientais estabelecidos, possibilitando melhor inserção dos produtos brasileiros nos mercados internacionais;• Mudanças nos padrões de produção e consumo;• Redução dos custos de produção;• Aumento da competitividade do setor;
Benefícios Sociais	<ul style="list-style-type: none">• Ampliação da oportunidade de negócios para as empresas fornecedoras de serviços e equipamentos, e em toda a cadeia produtiva;• Ampliação na geração de empregos diretos e indiretos;• Melhoria da imagem do setor produtivo junto à sociedade, com reconhecimento de empresas socialmente responsáveis.

Fonte: Adaptado de Bordonalli, 2007.

3.3.2. Legislação Brasileira sobre Reúso de Água.

No Brasil, o tratamento jurídico dado às águas até a promulgação da Carta Magna de 1988 previa a propriedade privada de corpos de água, assegurava o uso gratuito de qualquer corrente ou nascente e considerava a água como um bem inesgotável, passível de utilização farta e abundante. A nova constituição de 1988, segundo Leite (2003), efetuou profundas modificações no domínio hídrico anterior. Um dos grandes avanços proporcionados por ela foi a alteração do regime de domínio privado da água para o regime de domínio público, imprimindo um caráter social às questões hídricas, assim como o advento da modalidade dupla de domínios para as águas: domínio da União e dos Estados.

Com base na Constituição de 1988, foi elaborada a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433 de 1997), cujos fundamentos são:

- a água é um bem de domínio público;
- a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;
- em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;
- a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;
- a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

A pesar de que o tema de reúso não foi eleito como um dos objetivos instituídos nesta Lei, em seu Artigo 2º, Inciso I, indiretamente o incorpora quando cita a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável. Do mesmo modo, um dos objetivos da cobrança pelo uso da água é incentivar a sua racionalização, que pode contemplar medidas de redução do consumo por meio de melhorias no processo e pela prática de reúso.

A primeira regulamentação que tratou de reúso de água no Brasil foi a norma técnica NBR-13.696, de setembro de 1997 (FIRJAN, 2006). Na mesma, o reúso é abordado como uma opção à destinação de esgotos de origem essencialmente doméstica ou com características similares. Nela foram definidas quatro classes de água, com as suas aplicações e padrões de qualidade.

Em 28 de novembro de 2005, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNHR) publicou a Resolução 54, que estabelece os critérios gerais para a prática de reúso direto não potável da água e define cinco modalidades de reúso da água: reúso para fins urbanos, reúso para fins agrícolas e florestais, reúso para fins ambientais, reúso para fins industriais e reúso na aquicultura. A Resolução será regulamentada e estabelecerá diretrizes de qualidade da água de reúso para cada uma das modalidades.

Para Hespanhol (2002) torna-se essencial estabelecer mecanismos para institucionalizar, regulamentar e incentivar a prática do reúso estimulando as que permanecem embrionárias e promover o desenvolvimento daquelas que ainda não se iniciaram no Brasil. Melis et al. (2004) apontam como necessário que os órgãos e agências de controle ambiental, com o auxílio das pesquisas que vêm sendo realizadas sobre esse assunto, ampliem os parâmetros a serem considerados, vislumbrando as realidades climática, cultural, social e econômica do Brasil, razão pela qual, resta inequívoca a necessidade da criação de normas específicas para regulamentar o reúso de águas residuárias, com critérios específicos bem definidos para cada uma das finalidades do reúso das águas residuárias, amenizando o problema da escassez e garantindo condições de sobrevivência e saúde às gerações futuras.

3.4. O Descarte de Embalagens Plásticas Pós-consumo de Óleo Lubrificante.

O ser humano interfere no meio ambiente, gerando inevitavelmente resíduos (líquidos, sólidos e gasosos) por meio de suas ações, tanto durante o processo industrial como durante o consumo dos produtos provenientes dele. Porém, o simples descarte dos resíduos no ar, na água ou no solo pode produzir efeitos prejudiciais no meio ambiente, tornando-se um problema sério para o próprio Homem.

Acondicionados em embalagens plásticas de polietileno de alta densidade (PEAD), os óleos lubrificantes são vendidos diariamente nos postos de troca de óleo (postos de combustíveis, concessionárias de veículos, áreas de manutenção de empresas, aeroportos,...). Depois de usadas, as embalagens plásticas pós-consumo PEAD contaminadas com resíduo de óleos lubrificantes e aditivos nas suas paredes, são descartadas no meio ambiente, na grande maioria dos casos, enviadas para lixões ou aterros, sem que se leve em conta o alto impacto ambiental deste tipo de resíduo sólido (MARTINS, 2005).

Segundo dados obtidos pela Federação das Indústrias do Estado de São Paulo - FIESP (2006) através do Sindicato Nacional das Empresas Distribuidoras de Combustíveis (SINDICOM) e o Sindicato da Indústria de Material Plástico do Estado de São Paulo (SINDIPLAST), no Brasil, a cada ano são produzidas cerca de 305 milhões de embalagens de óleo lubrificante, assim distribuídos: 10 milhões para baldes e bombonas plásticas, 15 milhões

para galões de 3 a 5 litros, 200 milhões para frascos plásticos de 1 litro e 80 milhões para frascos plásticos de meio litro. Fazendo-se a transformação em termos de massa, têm-se cerca de 25.100 toneladas/ano de embalagens plásticas usadas geradas no Brasil. Do total, 60 % são de óleos automotivos e 40 % são industriais. De acordo com Xabier et al. (2006), mais de 80 % equivalem ao volume descartado no Rio de Janeiro e em São Paulo, por serem os principais pontos de **distribuição** e consumo. Para a FIESP (2006), estima-se que a geração anual de embalagens plásticas usadas contendo óleo lubrificante no Estado de São Paulo esta na casa das 150 milhões de embalagens de PEAD, em sua grande maioria de 50 gramas (embalagem de 1 litro).

Testes de extração de óleo lubrificante por hexano, realizados por Pires (2004), em frascos pós-consumo de um litro, revelaram a presença de 1 % (em massa) de óleo residual (valor médio) por frasco. Os resultados obtidos por Xavier, Cardoso & Gaya (2004) apud Martins (2005), apresentam números um pouco diferentes, determinando que o teor de óleo que permanece na embalagem após o seu uso, chamado pelos autores como resíduo de abastecimento, é de, aproximadamente, 3 % do óleo embasado.

Conforme a Norma Brasileira NBR 10.004, elaborada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), que classifica os excedentes sólidos quanto ao risco potencial ao meio ambiente, essas embalagens de plástico pós-consumo contendo óleo residual são classificadas como classe I – “Perigoso”, por apresentar, em função das suas características de toxicidade, corrosividade, reatividade, inflamabilidade, patogenicidade ou explosividade, um significativo risco à saúde pública e/ou ao meio ambiente, determinando, de este modo, características mais rígidas para seu transporte e destinação.

De fato, a destinação final, pós-uso, desses materiais, representa um dos grandes problemas ambientais da sociedade atual. A disposição dos rejeitos plásticos nos aterros dificulta sua compactação e prejudica a decomposição dos materiais biologicamente degradáveis, uma vez que criam camadas impermeáveis que afetam as trocas de líquidos e gases gerados no processo de biodegradação da matéria orgânica (PEREIRA, 2002). A alta resistência dos plásticos às ações naturais de degradação tem como consequência a direta interferência na redução da vida útil dos aterros, pois o tempo de biodegradação do PEAD é superior a 100 anos (PIRES, 2004). Isso unido á saturação dos aterros existentes e a dificuldade de encontrar áreas para a criação de mais

aterros fazem com que sejam buscadas alternativas ambientalmente mais adequadas para descartar este tipo de resíduo sólido.

Além disso, a presença de óleo lubrificante remanescente nos frascos de PEAD impõe periculosidade ainda maior ao resíduo em questão, quando considerado o potencial de contaminação do meio por esse hidrocarboneto e seus aditivos através das diversas vias (solo, meio aquoso e atmosférico, este último através da queima).

Com relação à destinação do óleo lubrificante, pode-se observar que os instrumentos normativos se dedicam ao óleo pós-consumo, ou seja, aquele que já foi submetido ao trabalho do motor para efeito de lubrificação, como é recolhido na Resolução CONAMA 362/2005. Não há, por outro lado, legislação que contemple o óleo lubrificante que permanece nas embalagens, após o abastecimento do veículo, que possui um teor reduzido de aditivos em relação ao que já passou pelo trabalho do motor e que torna este resíduo um misto de sólido e líquido, por apresentar-se como plástico HDPE (material no qual é acondicionado o óleo lubrificante automotivo) contaminado por óleo lubrificante, o que o torna um resíduo perigoso dependendo da quantidade de óleo lubrificante que permanece nesta embalagem.

Embora a legislação ambiental brasileira seja clara quanto à responsabilidade pela destinação correta de resíduos contaminados, com as embalagens de óleo lubrificante, não define de que forma isso deve ser feito. Alguns estados, como o Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul, já regulamentaram essa questão específica.

No Rio Grande do Sul, o programa de destinação dos resíduos dos postos começou no estado em 1997, embora somente em 2005 tenha começado a ser efetivamente realizado (GUIDONI, 2006). Para as embalagens de óleos lubrificantes foi regulamentada uma legislação estadual (Decreto Estadual nº 38.356/98 que regulamenta a Lei Estadual nº 9.921, de 27/07/1993, que dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos no Estado), por meio da Portaria Sema/Fepam nº 001/2003, que obriga aos fornecedores de óleo lubrificante a realizar a coleta, armazenagem e destinação das embalagens plásticas destes produtos. Na prática, os fabricantes se responsabilizam pela coleta das embalagens dos postos que adquiriram o produto diretamente.

Embora o sistema esteja obtendo resultados promissores, a iniciativa gaúcha ainda é única no país.

No Estado do Rio de Janeiro, a lei estadual de Nº 3369 de 07 de janeiro de 2000 estabeleceu normas para a destinação final de este tipo de embalagens plásticas. Por conta dessa lei, algumas das empresas distribuidoras de óleo lubrificante se associaram em programa organizado pelo SINDICOM, que promove coleta e destinação à reciclagem dos frascos de óleo lubrificante comercializados nos postos de gasolina da cidade do Rio de Janeiro. Esse programa, intitulado “Jogue Limpo”, caracteriza-se pela coleta dos frascos nos postos de combustíveis da região metropolitana do Rio de Janeiro pela cooperativa de catadores Riocoop, a qual é responsável pelo transporte e acondicionamento do material, ainda com resíduo oleoso, principalmente para a unidade de reciclagem de plásticos da empresa Metalúrgica Barra do Pirai (MBP). Nessa última, é realizado todo o processo de beneficiamento do material plástico, incluindo as etapas de lavagem e secagem.

No Estado de São Paulo a política de gerenciamento de resíduos sólidos foi regulada mediante a Lei nº 12.300/06 de 17 de março de 2006. Na mesma estão contempladas informações relativas à geração, segregação, acondicionamento, armazenamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final de resíduos sólidos, bem como informações relativas à eliminação dos riscos e a proteção à saúde e ao ambiente. Nos termos da Lei, o gerador dos resíduos e dos seus sucessores são responsáveis pelas gestão dos resíduos sólidos.

O gerenciamento adequado das embalagens plásticas pós-consumo de óleo lubrificante torna-se necessário, com o objetivo de evitar ou minimizar os agravos à saúde e à poluição ambiental, como também manter o bem estar para a população, contribuindo para o desenvolvimento sustentável.

Demajorovic (1995), conclui que dentre todas as hierarquias abordadas para um desenvolvimento sustentável (reciclagem, incineração e disposição), a reciclagem surge como a mais adequada opção para destinar os resíduos sólidos. Essa alternativa permite o reaproveitamento dos resíduos como matéria-prima, reincorporando-os ao processo produtivo e reduzindo o seu impacto ambiental.

Segundo Pires (2004), a reciclagem das embalagens de PEAD contaminadas com óleo por meio de um processo ambientalmente limpo, resultaria nos seguintes ganhos: evitar que cerca de 292 t de óleo e 26.000 t de PEAD, fossem destinadas para o meio ambiente; abertura de 403 empregos diretos para a reciclagem dos frascos; reaproveitamento de 26.000 t de PEAD na fabricação de embalagens plásticas de uso não alimentício ou farmacêutico, tais como de óleos lubrificantes e aditivos automotivos, produtos de limpeza, produtos fitosanitários e de artefatos plásticos, como conduítes elétricos, componentes de vassoura, etc.

Uma das principais barreiras para a reciclagem de plástico pós-consumo é basicamente a descontaminação dos resíduos. No exterior, já existe tecnologia para a descontaminação totalmente automatizada. Em alguns países, como na Alemanha, por exemplo, a preocupação com a reciclagem já começa na coleta, que é diferenciada para cada tipo de material, ao contrário do existente no Brasil, onde os poucos municípios que realizam a coleta seletiva, coletam os resíduos recicláveis todos misturados, dificultando o seu reaproveitamento (PEREIRA, 2002)

No caso das embalagens de óleo lubrificante, a presença de resíduo oleoso nos frascos torna-se um problema maior para reciclar este tipo de plásticos, pois aumenta o índice de fluidez do plástico, dificultando o processo de reciclagem, e prejudicando a qualidade dos artefatos reciclados produzidos, devido à deformidade e presença de odor de óleo. Para evitar estes problemas, é necessário que o processo contemple uma etapa de separação para a remoção do óleo.

A necessidade de extrair dos plásticos o óleo residual para evitar os problemas derivados da sua presença no processo de reciclagem tem como resultado a geração de um efluente líquido na forma de uma emulsão oleosa, cuja destinação final termina por reabrir de outro problema ambiental.

A emulsão oleosa gerada na etapa de separação deve ser adequadamente tratada mediante um processo que permita sua descontaminação para eventual descarte à rede pública ou lançamento em mananciais de superfície, ou, principalmente, objetivando sua reciclagem, conjugando desta maneira, o desenvolvimento industrial econômico com a proteção dos recursos naturais, princípio no qual se baseia o conceito de desenvolvimento sustentável.

Porém, a realidade dista muito do idealmente teórico. Martins (2005) realizou um levantamento/estudo de campo de empresas recicladoras de frascos de óleo lubrificante no estado de Rio de Janeiro, através do qual verificou que a totalidade das empresas recicladoras que foram visitadas se limitava a lavar os materiais plásticos, descartando toda água contaminada com óleo, sem qualquer tratamento.

Guidoni (2006) afirma que as dificuldades associadas à etapa de tratamento dos efluentes líquidos nos processos de reciclagem, provoca que uma grande quantidade das embalagens plásticas de óleo lubrificante pós-consumo sejam incorretamente enviadas a lixões ou aterros.

3.4.1. Caracterização do Resíduo de Frascos Plásticos Pós-consumo de Óleo Lubrificante.

3.4.1.1. A Embalagem Plástica (PEAD).

Os plásticos são materiais poliméricos (moléculas de alta massa molar obtidas pelo encadeamento sucessivo de pequenas unidades repetitivas de baixa massa molecular chamadas monômeros), geralmente sintéticos e derivados do petróleo. Os polímeros, por sua vez, podem ser classificados quanto ao comportamento térmico em dois tipos: termoplásticos e termofixos. Termoplásticos são polímeros que permitem a fusão por aquecimento e, após o resfriamento, podem ser novamente moldados; isto é, podem ser reprocessados várias vezes; e os termofixos (ou termorrígidos) são polímeros que, uma vez moldados não permitem mais a possibilidade de fusão, ou seja, não podem ser reprocessados, porém se decompõem quando reaquecidos.

As embalagens plásticas onde o óleo lubrificante é acondicionado para ser comercializado são compostas pelo PEAD, ou, em inglês, HDPE (High Density Polyethylene). O polietileno de alta densidade é um polímero derivado do eteno, pertencente ao grupo dos termoplásticos, cuja maior aplicação encontra-se nas embalagens. O PEAD foi introduzido comercialmente na década de 50, e atualmente é o quarto termoplástico mais vendido no mundo, e a segunda resina mais reciclada no mundo (MONTENEGRO, 2007).

Esta resina é apreciada por sua alta resistência ao impacto, inclusive em baixas temperaturas, e boa resistência ao ataque de agentes químicos (PANORAMA SETORIAL, 1998). O baixo nível de ramificações do PEAD é o responsável da sua elevada densidade (0,935 – 0,960 g/cm³), e da sua alta força intermolecular. De acordo com MARTINS (2005), as características mais significativas deste plástico são: baixo custo; elevada resistência química a solventes; baixo coeficiente de atrito; maciez; flexibilidade; facilidade de processamento; excelentes propriedades isolantes; baixa permeabilidade à água; não toxidez e ausência de odor.

Suas principais aplicações são embalagens para detergentes e óleos automotivos, sacolas de supermercados, tampas, tambores para tintas, potes, utilidades domésticas, tubos e conexões, engradados de bebidas, autopeças,...

A geração de PEAD pós-consumo no Brasil durante o ano 2003 foi de cerca de 376.364 t, de acordo a pesquisa realizada por Plastivida (2004), sendo a região Sudeste aquela que registrou uma maior geração de plástico pós-consumo, atingindo valores na casa das 185.800 t por ano, que correspondem a 49,3 % do total gerado no país. Também segundo a mesma pesquisa, o índice de reciclagem mecânica do PEAD no Brasil foi de 16,6 %, sendo a região Sul a que registrou uma taxa maior, com o 24 %, seguida pelas regiões Sudeste (18,2 %), Centro-Oeste (15,1 %) e Nordeste (12,9 %). Pereira (2002) situa o consumo de PEAD, para produzir embalagens de óleo lubrificantes, em um 4,2 % da produção total anual de PEAD no Brasil, 0,84 % da produção total anual de plástico no Brasil e 0,14 % do lixo recolhido na coleta seletiva no Brasil.

3.4.1.2. O Óleo Lubrificante Automotivo.

Qualquer tipo de movimento relativo entre corpos sólidos, líquidos ou gasosos, dá origem ao atrito, que se opõe a esse movimento. O atrito produz calor, o que entre outros inconvenientes, representa uma perda direta de energia. No funcionamento de qualquer máquina ocorre o fenômeno conhecido como atrito metálico, nas partes animadas de movimentos relativos. É, portanto de grande importância, reduzir a um mínimo o atrito metálico, não só com a finalidade de minorar a perda de energia e o aquecimento pelo calor desprendido, como também para

diminuir o ruído e o desgaste das peças, eliminando os riscos de ruptura das mesmas. Isto é obtido com a interposição, entre as peças metálicas de uma substância fluída, o óleo lubrificante.

Os óleos lubrificantes são substâncias utilizadas para lubrificar e aumentar a vida útil dos motores. Os óleos lubrificantes básicos (principal constituinte do óleo lubrificante acabado), em função da fonte ou do processo pelo qual são produzidos, podem ser classificados como segue (CNTL/SENAI, 2006 e INTERLUBRI, 2007):

- **óleos minerais:** são produzidos a partir de petróleos crus de composição muito variada, mas formados por grande número de hidrocarbonetos (compostos de hidrogênio e carbono) pertencentes a três classes principais: parafínicos, naftênicos e aromáticos. Os petróleos crus passam por diferentes tratamentos, tais como destilação fracionada, remoção de asfalto, refinação de ácido e refinação por solvente. A escolha da seqüência dos tratamentos depende tanto da natureza dos crus, como dos produtos finais desejados. Conforme o processo adotado, o lubrificante pode apresentar grande variação de características quanto à viscosidade, volatilidade, resistência à oxidação, etc.;
- **óleos sintéticos:** produzidos por meio de reações químicas em laboratório, obtendo-se produtos com propriedades adequadas às funções lubrificantes;
- **óleos graxos:** conforme sua origem podem ser classificados em vegetais e animais. Os óleos vegetais normalmente utilizados são: óleo de rícino, óleo de coco, óleo de oliva, óleo de semente de algodão, entre outros. Dos óleos de origem animal, podem citar-se: de baleia, óleo de foca, óleo de espermacete, óleo de peixe, óleo de mocotó e óleo de banha (banha de porco).
- **óleos compostos ou semi-sintéticos:** constituídos pela mistura de dois ou mais tipos de óleos básicos.

Os óleos graxos foram os primeiros lubrificantes a serem utilizados pelo homem, porém com o desenvolvimento industrial e o aperfeiçoamento da maquinaria, houve a necessidade imperativa da substituição dos óleos graxos pelos óleos minerais. O seu uso nas máquinas modernas é raro, devido à sua instabilidade química, principalmente em altas temperaturas, o que provoca a formação de ácidos e vernizes (CUNHA, 2005).

Em geral, os óleos básicos sintéticos têm como vantagens sobre os básicos minerais, maior estabilidade térmica e à oxidação, melhores propriedades a baixas temperaturas e menor volatilidade. Porém, os custos de fabricação dos sintéticos, bem mais elevados do que os óleos minerais, têm limitado o uso dos mesmos nos locais de troca de óleos convencionais. Os óleos de origem mineral são aqueles mais comuns.

O óleo lubrificante automotivo tem como principal função evitar o contato direto entre superfícies metálicas, reduzindo o atrito e suas conseqüências como a geração de calor excessivo, o desgaste, ruídos e vibrações no carter. As principais funções dos óleos lubrificantes automotivos são:

- lubrificar,
- refrigerar,
- limpar e manter limpo o motor,
- proteger o motor contra corrosão, desgaste e formação de ácidos no interior do mesmo, e
- auxiliar na vedação da câmara de combustão.

Para conferir-lhes certas propriedades especiais ou melhorar as já existentes, aos óleos lubrificantes básicos são adicionados produtos químicos, que são chamados de **aditivos**. Os principais tipos de aditivos são: antioxidantes, anticorrosivos, antiferrugem, antiespumantes, detergente-dispersante, alteradores de viscosidade, agentes de extrema pressão, etc. Na Tabela 3.2 são apresentados os principais aditivos e as suas funções.

De acordo com o SINDICOM, no ano 2006 foram comercializados no Brasil 907.753 m³ de óleos lubrificantes (os dados consideram apenas as empresas associadas ao SINDICOM que representam 79,2 % do mercado de combustíveis e lubrificantes).

No Brasil, o mercado de lubrificantes é disputado por mais de uma dezena de distribuidoras, com destaque para a Petrobras Distribuidora (BR) e para a Texaco. A divisão do mercado nacional do produto é mostrada na Figura 3.4. Do total de óleo lubrificante

comercializado, o uso automotivo representa o 60 % do consumo nacional, principalmente em motores a diesel, e o restante 40 % é industrial.

Tabela 3.2. Tipo e funções dos principais aditivos presentes nos óleos lubrificantes.

Tipo de Aditivo	Funções
Antioxidantes (ditiofosfatos, fenóis, aminas)	Retardar a oxidação dos óleos lubrificantes, que tendem a oxidarem-se quando em contato com o ar
Detergentes/Dispersantes (sulfonatos, fosfonatos, fenolatos)	Impedir a formação de depósitos de produtos de combustão e oxidação, mantendo-os em suspensão, sendo retirados pelos filtros ou quando da troca de óleo lubrificante automotivo
Anticorrosivos (ditiofosfatos de zinco e bário, sulfonatos)	Neutralizar os ácidos que se formam durante a oxidação e que provocam a corrosão de superfícies metálicas
Antiespumantes (siliconas, polímeros sintéticos)	Reduzir a formação de espumas, pois os óleos lubrificantes agitados e contaminados tendem a formar espuma ao entrar no sistema de lubrificação
Rebaixadores de ponto de fluidez	Reduzir a tendência ao congelamento, mantendo sua fluidez sob baixas temperaturas
Alteradores de viscosidade	Reduzir a tendência de variação da viscosidade com a variação de temperatura

Fonte: CNTL/SENAI, 2006.

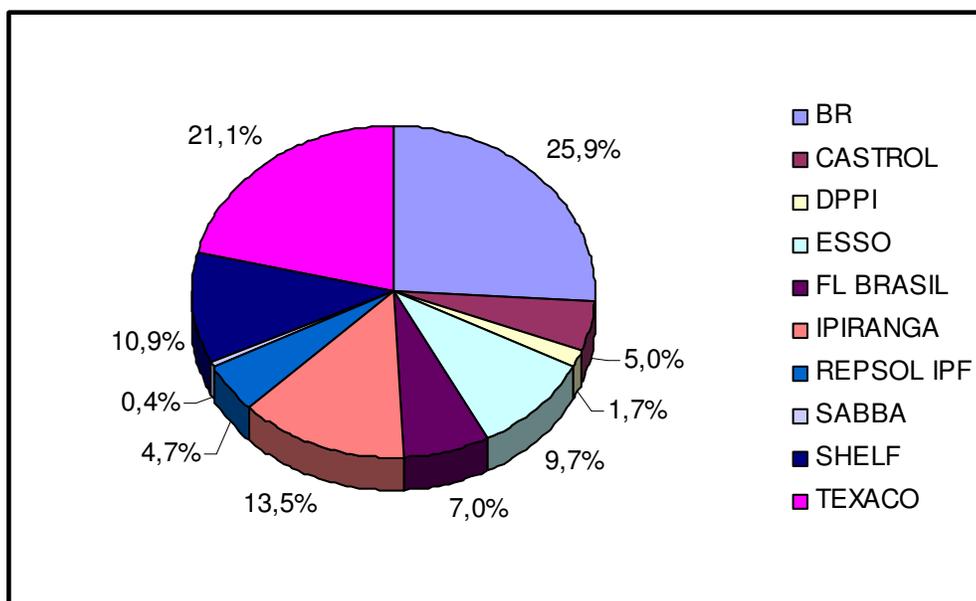


Figura 3.4. Percentagens do mercado brasileiro de óleos lubrificantes das principais companhias distribuidoras no ano 2005. Fonte: Sindicom (2006).

Impacto Ambiental dos Óleos Lubrificantes

Os óleos básicos e seus aditivos quando dispostos no meio ambiente, são responsáveis por um grande impacto ambiental, afetando em maior ou menor medida aos corpos receptores: água, solo e ar. O óleo lubrificante automotivo pode aumentar em quatro vezes o seu potencial poluente, por formar emulsão em meio aquoso e persistir por longos períodos no ambiente.

Segundo Boyde (2002), por ser insolúvel e menos denso do que a água, os óleos lubrificantes tendem a se espalhar sobre a superfície formando uma película oleosa, diminuindo a área de contato entre a água e o ar atmosférico, dificultando a penetração da luz e a transferência de oxigênio da atmosfera para o interior dos corpos hídricos. A obstrução da passagem do oxigênio e da luz tem graves consequências ambientais, impede o processo de respiração e fotossínteses das espécies vivas presentes no meio aquático, podendo gerar sérios danos à flora e fauna aquática, e até causar a sua mortandade.

Os óleos lubrificantes de origem mineral, base de 95 % do produto comercializado, caracterizam-se por não serem facilmente biodegradáveis, entendendo isto como a tendência de um produto a ser ingerido/absorvido pelos microorganismos (BARTZ, 1998, CONCAWE, 1997). A dificuldade encontrada pelos microorganismos em metabolizar o produto provoca a persistência do mesmo no ambiente. No mar, o tempo de eliminação de um hidrocarboneto pode ser de 10 a 15 anos. Apenas 1 litro de óleo lubrificante automotivo contamina 1.000.000 litros de água e, se for despejado sobre um lago, por exemplo, seria suficiente para cobrir uma superfície de 1.000 m² com um filme oleoso, danificando gravemente o desenvolvimento da vida aquática, além da possível bioacumulação por metais potencialmente tóxicos (SENAI & MMA, 2006 apud BORDONALLI, 2007).

Apesar de não ser facilmente metabolizados, por ser composto basicamente por hidrocarbonetos, os óleos podem ser usados, após um determinado tempo, como fonte de carbono por determinados microorganismos. Quando da decomposição dos mesmos por microorganismos aquáticos, ocorrerá uma redução do oxigênio dissolvido da água elevando a demanda química e

bioquímica de oxigênio.

Outro risco comum como consequência da contaminação com óleos lubrificantes na água é o impedimento da realização de diversas funções metabólicas da fauna aquática, como respiração, alimentação, excreção, homeostase, localização e movimentação (como as nadadeiras dos peixes), entre outras, provocadas pela impregnação do óleo na pele, nas brânquias ou em outras partes vitais e sensoriais.

A toxicologia aquática tem sido definida como o estudo dos efeitos adversos de agentes químicos e de outros produtos de natureza alheia ao ambiente sobre os organismos aquáticos. Diversos autores coincidem em afirmar que os óleos lubrificantes básicos minerais e sintéticos apresentam, de modo geral, valores de ecotoxicidade relativamente baixos (BARTZ, 1998; BOYDE, 2002; CONCAWE, 1997; EKENGREN, 2002; HENRY, 1998; TECHNICAL COMMITTEE OF PETROLEUM ADDITIVE MANUFACTURERS IN EUROPE., 2006). Ekengren et al. (2002), descrevem que organismos como peixes e aves têm uma boa capacidade de metabolizar e excretar os óleos básicos. Maior risco para o meio ambiente aquático apresentam algum dos aditivos químicos que normalmente acompanham os óleos básicos. Alguns exemplos de isto são (EKENGREN, 2002):

- Ditiocarbonatos: tem mostrado efeitos adversos na reprodução de crustáceos e peixes.
- Alquilbenzenosulfonatos de cálcio: são dificilmente biodegradáveis.
- Alquilatos fenólicos: os produtos derivados da sua degradação são tóxicos e tem um alto poder de bioacumulação
- Arilfosfatos e ariltiofosfatos: tem alto poder tóxico e são potencialmente bioacumuláveis.

Quando na forma emulsificada ou solúvel, os óleos lubrificantes podem ser potencialmente transportados através da membrana celular dos organismos vivos que se encontram em exposição por longos períodos de tempo. Teoricamente, este tipo de transporte biológico pode conduzir ao armazenamento nos tecidos celulares dos óleos e dos aditivos contidos nele.

A legislação alemã para a proteção dos corpos hídricos classifica as substâncias químicas segundo o seu potencial de agressão ao meio ambiente aquático em quatro categorias, que vão desde não perigosos para o meio aquático até severamente perigosos. Os parâmetros que regem esta classificação são os testes de toxicidade aguda, especificamente sobre mamíferos, bactérias e peixes, as propriedades de decomposição, efeitos a longo prazo e características físico-químicas. Em função destes indicadores, os óleos lubrificantes base são considerados como pouco agressivos, em contrapartida, os óleos lubrificantes aditivados são identificados como substâncias perigosos para o meio aquático (BARTZ, 1998).

Em meio alcalino, os óleos e graxas reagem, processo de hidrólise, produzindo glicerina, álcool, e sais de ácidos graxos mais conhecidos como sabões, os quais podem ocasionar problemas tanto nos cursos d'água receptores quanto nas ETE pela formação de espumas, diminuição da tensão superficial e dos coeficientes de transferência de oxigênio (BAILEY, 1995).

A presença de elevada quantidade de óleos nos afluentes que chegam as ETE pode ocasionar um grande número de problemas nestas instalações. A maior parte das estações não dispõem de unidades especiais de disposição final para estes rejeitos, sendo conduzidos junto ao material removido na etapa de sedimentação primária. Criam-se complicações na etapa de tratamento biológico formando densas camadas na superfície, ou podendo envolver os flocos biológicos o suficiente para interferir na transferência de oxigênio presente na fase aquosa para o interior das células (SAWYER et al., 1994).

3.4.2. Processo de Reciclagem dos Plásticos.

A reciclagem é definida pela agência ambiental dos Estados Unidos - EPA (Environmental Protection Agency) como a ação de coletar, reprocessar, comercializar e utilizar materiais antes considerados como lixo.

Para Valle (1995) apud Rolim (2000) a reciclagem tem como maiores estímulos dois fatores: possibilita reduzir substancialmente o volume dos resíduos urbanos a serem dispostos ou tratados, e permite a recuperação de valores contidos nesses resíduos urbanos que, de outra forma, seriam perdidos. Rolim (2000) destaca que além dos aspectos ambientais positivos obtidos, a reciclagem é uma atividade que pode ser viável economicamente, capaz de gerar ganhos econômicos, assim como gerar empregos, como, por exemplo, em cooperativas, onde é realizada a triagem de lixo seco para a venda a empresas recicladoras.

Segundo Wiebeck e Piva (1999) apud Kipper (2005), se for considerado o processo de reciclagem que o resíduo plástico vai passar, existem apenas três formas de classificação, cada uma delas com uma relação clara com o processo de transformação utilizado para a reciclagem de plásticos. Ela se divide da seguinte forma:

1) Reciclagem energética: consiste na recuperação da energia contida nos plásticos na forma de energia elétrica ou térmica mediante a destruição do resíduo plástico por combustão. Segundo Bordonalli (2007), atualmente, no Brasil, ainda não se faz reciclagem energética. Huang (1995) apud Pereira (2002) considera como dificuldades para implantar esta alternativa de reciclagem de plásticos o alto custo de uma planta, os altos custos de coleta e triagem dos resíduos plásticos, a possibilidade de produzir grande poluição da água e do ar, barreiras políticas e a sua aplicação somente em grande escala.

2) Reciclagem química: tem como fundamento a decomposição dos resíduos plásticos, usando-se de processos químicos ou térmicos, em petroquímicos básicos: monômeros ou misturas de hidrocarbonetos que servem como matéria-prima em refinarias ou centrais petroquímicas, para a obtenção de produtos nobres de elevada qualidade. Devido ao seu alto custo de instalação e operação existem poucas plantas de reciclagem química em operação no mundo, a maior parte delas se concentra na Alemanha (SAMMARCO & DELFINI, 1999 apud PEREIRA, 2002).

3) Reciclagem mecânica: responsável pela grande reciclagem industrial existente, baseia-se na conversão dos descartes plásticos em grânulos que podem ser reutilizados na fabricação de outros produtos. De acordo com Rolim (2000), algumas vantagens, como o fato de que seja um negócio acessível a pequenos e médios empresários, que a tecnologia envolvida na reciclagem

mecânica para a produção de itens de reduzido grau de exigência técnica (baldes, vassouras, sacos de lixo, etc.) seja facilmente absorvida, ou que o sistema funcione em base a processos físicos, permitindo que os cuidados ambientais requeiram investimentos menores em comparação aos outros processos, fazem deste tipo de reciclagem o mais difundido no Brasil. Por estas razões, assim como pelo fato de o PEAD ser termoplástico, os quais se caracterizam por, sob pressão e calor, passarem por uma transformação física, sem sofrerem mutação em sua estrutura química, e se tornarem reversíveis, podendo ser reaproveitados em novas moldagens, a reciclagem mecânica converte-se hoje em dia no Brasil como a opção mais viável de reciclagem para os frascos plásticos pós-consumo de óleo lubrificante.

As etapas básicas de um sistema de reciclagem mecânica são: separação e triagem dos diferentes plásticos, moagem, lavagem para retirada de sujeiras e restos de conteúdo, secagem e extrusão. Bordonalli (2007) estudou uma indústria de reciclagem de embalagens plásticas que operava segundo um sistema de reciclagem mecânica, as diferentes etapas que compõem as instalações são apresentadas no fluxograma da Figura 3.6 e descritas pela mesma autora como segue:

Separação: A etapa de separação é fundamental para a reciclagem do plástico e pode ser manual ou automatizada. No Brasil, como a maioria das empresas de reciclagem é de pequeno porte e a mão-de-obra é barata, a separação é feita principalmente de forma manual (SPINACE, 2005), dependendo a sua eficiência diretamente da prática das pessoas que executam esta tarefa. A separação manual e a triagem dos diferentes tipos de plásticos são feitas de acordo com a identificação do produto ou com o aspecto visual. Nesta etapa são separados também rótulos de materiais diferentes, tampas de garrafas, produtos compostos por mais de um tipo de plástico, embalagens metalizadas, grampos, etc. Outro fator determinante da qualidade é a fonte do material a ser separado, sendo que aquele oriundo da coleta seletiva é mais limpo em relação ao material proveniente dos lixões ou aterros (PLASTIVIDA, 2007).

Moagem e Pré-lavagem: Depois da separação, as embalagens, ainda inteiras, são transportadas até um moinho de facas rotativas provido de bicos injetores de água sob pressão, onde os plásticos são moídos e fragmentados em pequenos pedaços. No mesmo processo de moagem os plásticos podem ser expostos a uma pré-lavagem para separação do resíduo oleoso.

Pires (2004) testou três métodos para extrair o óleo lubrificante remanescente nos frascos plásticos: extrusão em cascata, extração por solvente e lavagem com detergente. Dentre estas alternativas a última revelou-se como a mais adequada. A extrusão por cascata, que consistia em utilizar duas extrusoras para granular o plástico e remover o óleo por volatilização e defasagem não foi considerado uma boa alternativa, pois não removeu totalmente o óleo da embalagem. O uso de solvente orgânico na lavagem dos plásticos para retirar o óleo apresentou uma boa eficiência, porém as características do mesmo, alta inflamabilidade e periculosidade no manejo, descartaram seu uso. A opção escolhida, a lavagem dos frascos moídos com solução de detergente, deu uma boa eficiência na remoção do óleo e um risco operacional reduzido. De modo que ao mesmo tempo em que são moídos, os frascos plásticos são lavados com água e injeção de surfactante, que, junto com a agitação intensa e atrito proporcionado pelo moinho de facas, é suficiente para proporcionar a pré-lavagem adequada dos lotes de embalagens plásticas para posterior continuidade do processo de reciclagem mecânica. Na saída do moinho, os plásticos picados são separados da água utilizada na pré-lavagem, que na forma de uma emulsão oleosa, é encaminhada para o sistema de tratamento das águas residuárias. Por sua vez, os plásticos são direcionados à entrada de canal (banheira) para continuidade da lavagem.

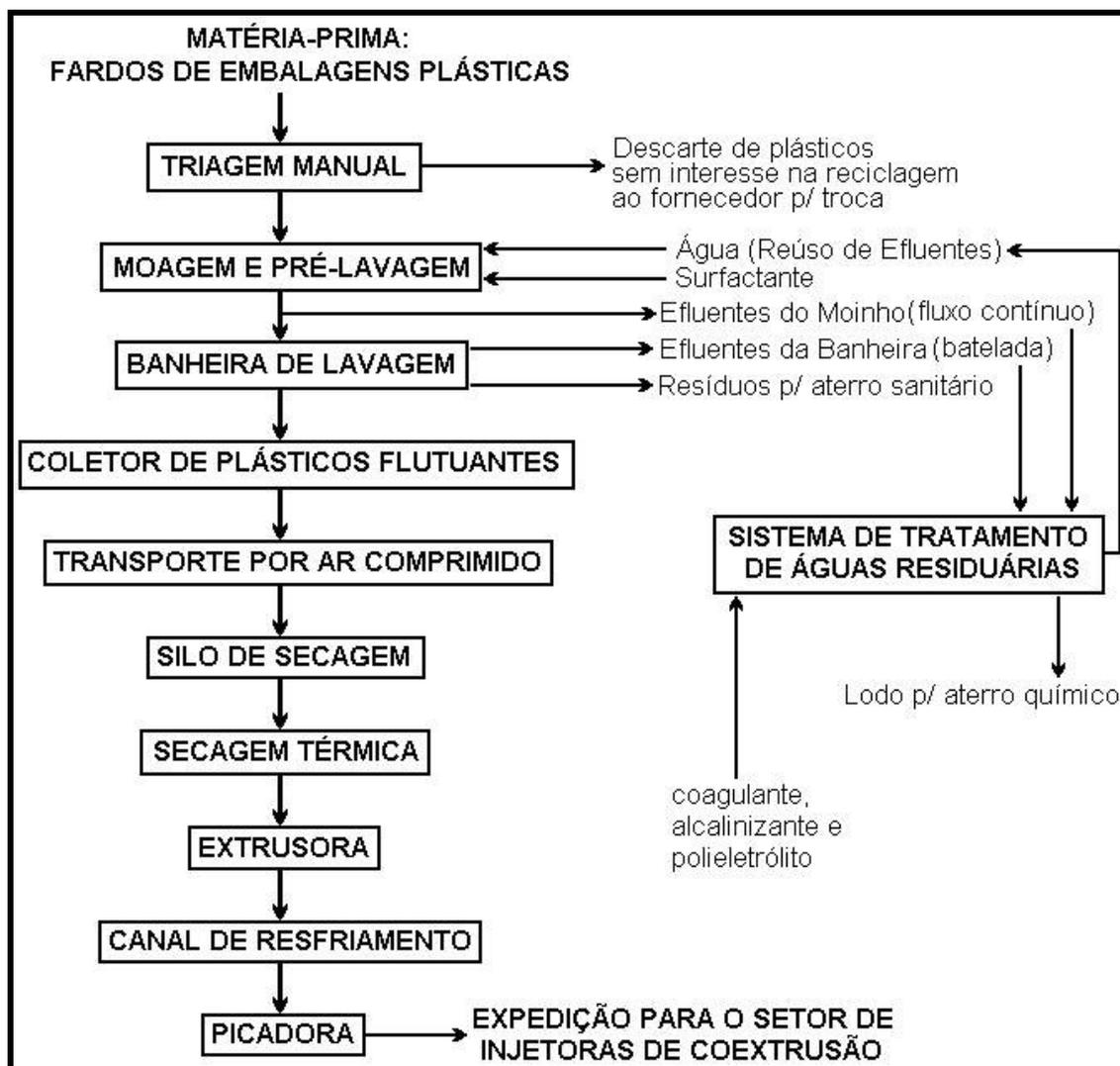


Figura 3.6. Fluxograma de um sistema de reciclagem mecânica. *Fonte: Bordonalli, 2007.*

Lavagem: A lavagem é complementada em banheira (em formato de canal) contendo água com regime de descarte por batelada. Após a pré-lavagem, os plásticos percorrem o canal, ocorrendo a sedimentação dos materiais de maior densidade que a água, tais como, areia, silte e plásticos de resinas sem interesse à reciclagem pela empresa, entre outros, enquanto o plástico flutuante é coletado na extremidade do canal de lavagem. Os descartes da água de lavagem contida no canal para troca do banho são direcionados para ser tratados, enquanto os resíduos seguem para aterro sanitário.

Secagem: O objetivo desta etapa é eliminar o excesso de água que o material moído contém. Depois de lavado o plástico é acondicionado em uma centrífuga para a retirada da água.

Quando necessário, a secagem é complementada por equipamento térmico.

Extrusão: O objetivo da extrusora é fundir o plástico moído e torná-lo homogêneo. Uma extrusora consiste em um cilindro em cujo interior gira um parafuso de Arquimedes (uma rosca sem fim), que promove o transporte do plástico. O material é progressivamente aquecido, plastificado, homogeneizado e comprimido, sendo forçado a passar através do orifício de uma matriz montada no cabeçote existente na extremidade do cilindro. Cada matriz dá a forma final ao produto que se deseja obter. O perfil contínuo que sai da matriz (uma espécie de espaguete de plástico) é resfriado em um banho com água. A seguir, já endurecido, o material é picado, para a obtenção de “pellets” (grãos plásticos), que se constituem na matéria-prima para a fabricação de embalagens em outro setor da empresa.

3.5. Tratamento do Efluente Bruto.

3.5.1. Sistema de Tratamento Biológico.

De acordo com Metcalf & Eddy (1991), quase todos os efluentes que contenham matéria orgânica como principal contaminante podem ser tratados via processos biológicos, desde que sejam submetidos a um levantamento apropriado de suas características qualitativas e quantitativas e, em alguns casos, desenvolvidos estudos de tratabilidade laboratoriais ou em instalações piloto, que subsidiem a escolha da alternativa mais apropriada.

O método de tratamento biológico é baseado na biodegradação de substâncias orgânicas por meio da atividade de vários microrganismos. Segundo Alexander (1994), a biodegradação é definida como a redução da complexidade dos compostos químicos por meio da atividade biológica. Para Martins et al. (2003) os microrganismos, existentes em todas as situações, na busca de autopreservação, acabam por enfrentar os agentes agressores, geralmente contaminantes, em maior ou menor grau, degradando-os a esta capacidade microbiana de degradação, os autores denominam de biodegradação, tornando-se numa poderosa arma de defesa ambiental, passível de ser potencializada.

A biodegradação de hidrocarbonetos de petróleo, principais componentes dos óleos lubrificantes, por populações de microrganismos representa um dos principais mecanismos pelo qual estes poluentes são eliminados do ambiente e uma das técnicas de maior destaque entre os ambientalistas como a maneira adequada de se eliminar hidrocarbonetos de petróleo de solos e águas. A viabilidade do uso deste procedimento tem sido alvo de numerosos trabalhos científicos (ATLAS & CERNIGLIA, 1995; LEAHY & COLWELL, 1990; MOURA, PRASAD e LEITE, 2005; SALMINEN et al., 2004).

3.5.2. Princípios da Microbiologia no Tratamento Biológico.

O conceito de que os microrganismos podem utilizar hidrocarbonetos como fonte de carbono e energia é difundido há muito tempo, tendo sido apresentada por ZoBell em 1946. Ele verificou que os microrganismos capazes de degradar os hidrocarbonetos do petróleo eram amplamente distribuídos na natureza e a utilização destes como fonte de carbono era altamente dependente da natureza química dos compostos existentes na mistura do petróleo e das condições ambientais (MELO & AZEVEDO, 1997 apud GERMANO, 2005).

Por ser o óleo composto principalmente de hidrocarbonetos, a sua degradação completa resulta na produção de CO₂ e água, fenômeno denominado de mineralização. A mineralização dos hidrocarbonetos no meio ambiente é realizada pelos microrganismos e implica na alteração estrutural e na formação de intermediários metabólicos que podem servir de elementos estruturais da célula e obtenção de energia para os próprios microrganismos. Jordening & Winter (2005), citam as seguintes etapas como essenciais do processo de degradação dos poluentes orgânicos por microrganismos aeróbios:

- 1) Processos metabólicos que visam otimizar o contato entre as células microbianas e os poluentes orgânicos, de modo que os compostos a degradar sejam acessíveis aos organismos biodegradantes (no caso dos hidrocarbonetos, por serem insolúveis na água, para que os mesmos possam ser degradados pelos microrganismos pode ser necessário o uso de agentes emulsificantes);

- 2) Reações catalisadas por enzimas que buscam alterar a estrutura dos hidrocarbonetos para componentes de menor massa molecular ou mais polares, de modo a tornarem-se formas potencialmente assimiláveis pelos microorganismos;
- 3) Transformação, por várias etapas, dos poluentes orgânicos em compostos intermediários que entram no metabolismo central dos microorganismos servindo como fonte de energia e formação de nova biomassa celular (biossíntese).

De acordo com Moraes (2005), a biodegradabilidade dos hidrocarbonetos depende primeiramente da estrutura química do composto, mas também é influenciada fortemente pelo seu estado físico e sua toxicidade, sendo que a susceptibilidade ao ataque microbiano difere entre os vários tipos de hidrocarbonetos. A degradabilidade dos óleos lubrificantes está determinada principalmente pelo seu principal componente, o óleo mineral base (SONDERKAMP, VOMBERG e SCHMITZ, 2001).

Os microorganismos devem estar em contato direto com o substrato para poder degradar o composto orgânico, no caso dos hidrocarbonetos, isto é dificultado pela natureza apolar (hidrofóbica) dos mesmos, ou seja, por não apresentar atração pela água (polar). A eficiência da biodegradação dos óleos está comprometida pelas pobres taxas de transferência de massa derivadas da alta hidrofobicidade dos compostos oleosos, que conduzem a uma baixa miscibilidade aquosa. (VERMA, BHARGAVA e PRUTHI, 2006). A biodisponibilidade converte-se em muitas ocasiões no parâmetro chave que determina o potencial de biodegradação dos poluentes. Para os compostos hidrofóbicos, como os hidrocarbonetos de petróleo, a biodegradação tende a aumentar se estes estiverem disponíveis em um estado dissolvido, solubilizado ou emulsificado, já que, desta forma, o transporte desses poluentes para as células microbianas será facilitado. Dentre as possíveis soluções tecnológicas para resolver o problema da limitação da biodisponibilidade o método mais comum é o uso de agentes emulsificantes, sintéticos ou biológicos, os quais facilitam o transporte dos substratos orgânicos para o interior das células microbianas. Estes agentes atuam reduzindo a tensão superficial e interfacial acumulando-se na interface dos fluidos imiscíveis permitindo incrementar deste modo à solubilidade e mobilidade dos compostos hidrofóbicos (SINGH, 2007).

A efetividade da biodegradação é freqüentemente uma função da população microbiológica ou massa microbiana, e como esta pode ser mantida e enriquecida no meio ambiente. Espécies de microorganismos com capacidade de degradar óleos estão vastamente distribuídas em solos ou em ambientes aquáticos (MARQUEZ-ROCHA, RODRIGUEZ e LAMELA, 2001). Apesar das bactérias serem provavelmente as maiores responsáveis pela biodegradação de hidrocarbonetos no ambiente, os fungos e as leveduras, as cianobactérias, as algas e mesmo os protozoários apresentam capacidade de degradação (CERNIGLIA *et al*, 1979 apud BENTO, 2005). De acordo com Hanson (1997) apud Balba, Al-Awadhi e Al-Daher (1998), as bactérias e as leveduras aparentam serem os principais responsáveis pela degradação dos hidrocarbonetos em ambientes aquáticos enquanto que fungos e bactérias são dominantes no solo.

Em situações onde nenhum ou poucos microorganismos encontram-se adaptados ao substrato objeto da degradação e/ou quando não se dispõe de tempo para o enriquecimento natural de uma população adequada, o procedimento de inoculação com microorganismos ativos, com capacidade de biodegradar hidrocarbonetos é uma opção que pode permitir aumentar as taxas de biodegradação e reduzir o período de aclimação (PROVIDENTI, LEE e TREVORS, 1993).

Para Serag (1999) apud Troquel, Larroche e Dussap (2003), o resultado do processo de biodegradação depende de vários fatores:

- População microbiana: Concentração de biomassa, diversidade da população, metabolismo e crescimento bacteriano e etapas metabólicas.
- Substrato: Natureza e concentração dos poluentes, estrutura química dos compostos orgânicos, disponibilidade de poluentes, toxicidade dos poluentes (metais potencialmente tóxicos, etc.), e presença de fontes de carbono alternativas.
- Meio ambiente: esgotamento de substratos preferenciais, níveis de oxigênio, temperatura, pH e presença de nutrientes.
- Limitações de transferência de massa: transferência de oxigênio (difusão e solubilidade), difusão de nutrientes, e solubilidade/miscibilidade dos poluentes em/ou com a água.

As atividades dos microorganismos são reguladas pelas condições ambientais de modo que para a ocorrência do processo degradativo é necessário que haja um estado de equilíbrio no ambiente. As características do meio ambiente podem determinar os tipos de microorganismos que se desenvolveram, assim como a taxa de crescimento sob essas condições. Os mais importantes são o pH, temperatura, concentração de oxigênio, e nutrientes inorgânicos.

Valores extremos de pH são inibitórios para grande maioria dos processos de degradação microbiana. Este parâmetro pode afetar a degradação dos hidrocarbonetos, pois está diretamente relacionado ao metabolismo dos microorganismos. De acordo com Von Sperling (1996), a taxa ótima de crescimento das bactérias ocorre dentro de faixas de pH relativamente limitadas (em geral o pH ótimo está entre 6,5 e 7,5), embora a sua sobrevivência possa ocorrer dentro de faixas bem mais amplas (a maior parte das bactérias não suporta valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0).

A temperatura atua tanto na natureza física e química dos hidrocarbonetos de petróleo, como pela alteração das populações microbianas. Em termos gerais, a taxa da maioria das reações químicas e biológicas aumentam com a temperatura. A biodegradação dos hidrocarbonetos pode ocorrer em uma faixa grande de variação de temperatura, entre 0 a 70°C. Porém, baixas temperaturas normalmente acarretam o aumento da viscosidade do óleo, o que leva a um processo mais lento. Tipicamente o metabolismo dos hidrocarbonetos é máximo à temperatura de 30-40°C (ROSATO, 1997 apud MORAIS, 2005).

Apesar do crescente número de pesquisas que demonstram que os hidrocarbonetos podem ser degradados pelos microorganismos em ausência de oxigênio (SALMINEN et al., 2004), o processo de biodegradação dos hidrocarbonetos procede muito mais rápida e eficientemente sob condições aeróbias, onde o oxigênio está disponível sem ser limitante (YOUNG & CERNIGLIA, 1995). Biodegradação sob condições aeróbias é usualmente mais completa, resultando em maiores taxas de mineralização.

Os microorganismos responsáveis pela biodegradação da matéria orgânica necessitam de outros nutrientes, além do carbono, para as suas atividades metabólicas. Os principais nutrientes são normalmente o nitrogênio e o fósforo, além de outros elementos em concentrações diminutas.

Os nutrientes podem em ocasiões condicionar e limitar em maior medida do que o carbono e a energia a síntese celular e o crescimento bacteriano (METCALF & EDDY, 1991). Para que a remoção da matéria orgânica seja satisfatória é necessário que o substrato orgânico seja o nutriente limitante e os demais nutrientes estejam em concentrações acima da mínima requerida pelos microorganismos. Nos esgotos domésticos tal condição é normalmente satisfeita, porém, alguns despejos de origem industrial podem apresentar deficiência de nutrientes. Nestas situações, há necessidade de complementar artificialmente o efluente com os nutrientes faltantes, ou, às vezes, é vantajoso misturar o efluente industrial com esgoto doméstico, de modo que após a mistura e diluição, o efluente atenda os requisitos de nutrientes necessários. Germano, Lopes e Leite (2005) estudaram a biodegradação conjunta de esgoto sanitário e óleo lubrificante em reatores aeróbios por batelada., usando o esgoto sanitário como fonte de aporte não só dos nutrientes senão também de microorganismos, principalmente bactérias e fungos, capazes de degradar resíduos como os óleos lubrificantes. Os resultados obtidos permitiram constatar que é possível degradar óleo lubrificante junto com esgoto sanitário em reatores aeróbios.

3.5.3. Sistema de Lodos Ativados.

O processo de lodos ativados foi desenvolvido em 1914 por dois pesquisadores ingleses, Edward Arden e William Lockett, e esse nome é oriundo da produção de uma massa ativada de microorganismos capazes de estabilizar o resíduo orgânico por via aeróbia (JORDENING e WINTER, 2005).

O sistema por lodos ativados é atualmente um dos tratamentos biológicos mais utilizado e eficiente na depuração de efluentes sanitários e industriais em situações em que é necessária uma elevada qualidade do efluente e reduzida disponibilidade de área, porém há a necessidade de um índice de mecanização superior aos outros sistemas de tratamento, o qual implica em uma operação mais sofisticada e maiores consumos de energia elétrica (VON SPERLING, 2002).

As unidades que formam parte integrante da etapa biológica do processo de lodos ativados são o tanque de aeração (reator biológico), o sistema de aeração, o tanque de decantação (decantador secundário) e a recirculação do lodo, conforme ilustra a Figura 3.7.

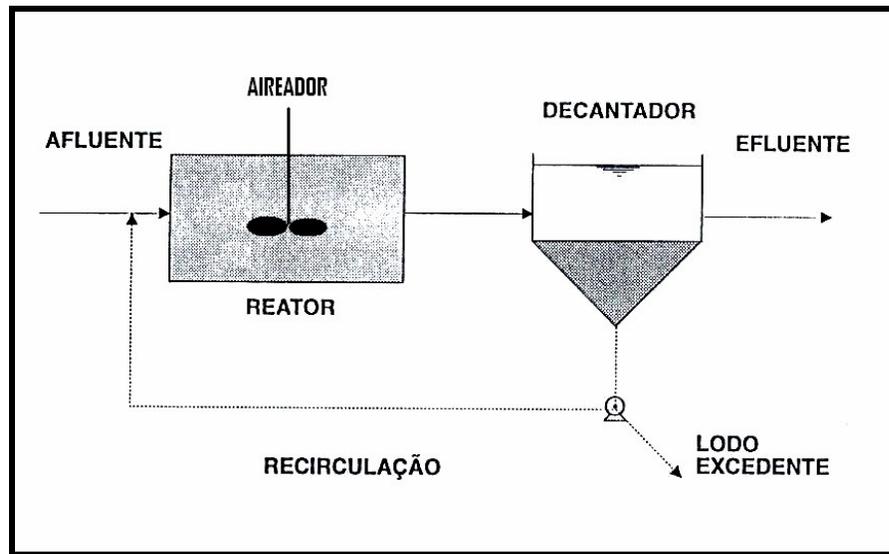


Figura 3.7. Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo. *Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).*

O procedimento de lodos ativados consiste, esquematicamente, em introduzir o esgoto a depurar num reator onde se mantém, em suspensão, um cultivo bacteriano aeróbio, o qual é o responsável pela biodegradação da matéria orgânica. O oxigênio necessário para criar o meio ambiente aeróbio é aportado através de difusores ou aeradores mecânicos que, ao mesmo tempo, servem para manter a biomassa em constante agitação de modo a fornecer um adequado contato entre os flocos e a matéria orgânica entrante no sistema. Após um período de tempo determinado, o conteúdo no reator é conduzido até um tanque de decantação, onde ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa). Parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa no mesmo, o que possibilita a elevada eficiência do sistema, enquanto a outra parte é purgada do sistema (METCALF & EDDY, 1991).

A operação de recirculação do lodo acelera o processo de depuração do esgoto devido à grande capacidade depuradora que este possui, pela aclimação prévia às características do esgoto em tratamento, assim como, pela alta concentração de microrganismos frente à disponibilidade de substrato. A recirculação da biomassa garante de que o tempo de retenção dos sólidos no reator (idade de lodo, θ_c) seja maior do que o tempo de detenção do líquido. A maior permanência dos sólidos no sistema garante a elevada eficiência dos lodos ativados, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos.

A entrada contínua de substrato no tanque de aeração provoca o crescimento e a reprodução indefinida das bactérias dificultando a transferência de oxigênio no reator e podendo ocasionar a sobrecarga do decantador de lodo. Para manter o equilíbrio do sistema é necessário retirar a quantidade de biomassa que é aumentada por reprodução, extraindo a mesma do reator ou da linha de recirculação.

As reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica ocorrem no tanque de aeração ou reator biológico. A biomassa contida no mesmo é a responsável pela biodegradação da matéria orgânica. A eliminação da matéria orgânica do esgoto no processo de lodos ativados é realizada por vários mecanismos. Estes mecanismos de depuração dependem das características físicas e químicas da matéria orgânica biodegradável, e são (MELCHIOR, CAMARGO e CONEGLIAN, 2003):

- Captura física do material em suspensão nos flocos;
- Absorção física seguida de bioabsorção por ação enzimática;
- Estabilização da matéria orgânica.

Para assegurar a biodegradação aeróbia no tratamento por lodos ativados é necessário dotar o tanque de aeração de um sistema de aeração artificial, o qual deverá proporcionar uma mistura homogênea do conteúdo do reator e manter os níveis operativos de oxigênio dissolvido residual. A operação de aeração é de fundamental importância para o processo. Quando o nível de oxigênio limita o crescimento dos microorganismos, podem predominar os organismos filamentosos, empobrecendo as características de sedimentabilidade e a qualidade do lodo ativado. Segundo Wilen & Balmer (1999), baixas concentrações de oxigênio dissolvido produzem lodos ativados com pobres propriedades de sedimentabilidade e adensamento e maior turbidez do sobrenadante no decantador.

As duas principais formas de se produzir a aeração artificial são: 1) aeração por ar difuso, introdução de ar ou oxigênio no líquido, e 2) aeração superficial ou mecânica, onde um grande turbilhonamento expõe o líquido, na forma de gotículas, ao ar, ocasionando a entrada do ar atmosférico no meio líquido. De acordo com Von Sperling (1996), os fatores de maior influência

na taxa de transferência de oxigênio são a temperatura, a concentração de oxigênio dissolvido, as características de esgoto e as características do aerador e da geometria do reator.

Os decantadores secundários são geralmente a última etapa do sistema, ditando a qualidade do efluente final. O princípio de funcionamento desta unidade baseia-se na capacidade dos microorganismos de se organizarem na unidade estrutural do floco, o qual é capaz de se separar do líquido por simples mecanismos físicos de sedimentação no tanque de decantação. Para Bitton (2005), a sedimentação do lodo depende principalmente de dois parâmetros, a idade de lodo e a relação alimento/microorganismos. Dar-se-ão boas condições de sedimentação quando os microorganismos encontrarem-se na fase endógena, em situação de escassez de fontes de carbono e energia e quando as taxas de crescimento dos microorganismos sejam baixas. Problemas na sedimentação podem ocorrer por mudanças nas condições físicas (temperatura, pH,...), ausência de nutrientes e presença de compostos tóxicos (como os metais potencialmente tóxicos, por exemplo), os quais causam a desfloculação parcial do lodo ativado.

Segundo Von Sperling (2002), a unidade de sedimentação combina três funções:

- Separação dos sólidos em suspensão presentes no reator, permitindo a saída de um efluente clarificado;
- Adensamento dos sólidos em suspensão no fundo do decantador, permitindo o retorno do lodo com concentração mais elevada;
- Armazenamento dos sólidos em suspensão para os períodos em que o sistema experimenta fluxos de pico.

3.5.3.1. Variantes do Processo de Lodos Ativados.

Numerosas modificações do processo de lodos ativados têm sido desenvolvidas para adaptar-se ao tratamento de efluentes com características específicas e/ou necessidade operacionais.

O processo de lodos ativados pode ser dividido principalmente em função de três parâmetros, quanto ao tempo de retenção dos sólidos no reator, isto é, a idade de lodo (lodos ativados convencional, aeração prolongada e modificada), quanto ao fluxo de entrada e saída do efluente (contínuo ou intermitente) e quanto às condições em que a biomassa está presente no sistema (aderida ou em suspensão).

Em função da idade de lodo os sistemas de lodos ativados podem ser classificados nas seguintes categorias conforme demonstrado na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Classificação dos sistemas em função da idade de lodo.

Idade de lodo	Carga de DBO aplicada por unidade de volume	Faixa de idade do lodo	Denominação usual
Reduzidíssima	Altíssima	Inferior a 3 dias	Aeração modificada
Reduzida	Alta	4 a 10 dias	Lodos ativados convencional
Intermédia	Intermédia	11 a 17 dias	-
Elevada	Baixa	18 a 30 dias	Aeração prolongada

Os sistemas mais utilizados são aqueles que correspondem a lodos ativados convencional e aeração prolongada. Os sistemas de aeração modificada são ainda pouco utilizados, enquanto o uso de sistemas de idade de lodo intermediária não apresenta significativa vantagem em países de clima quente como o Brasil, já que não possibilitam um aumento expressivo na remoção de DBO, comparado à idade de lodo convencional; e não alcança a estabilização aeróbia do lodo, característica da aeração prolongada (VON SPERLING, 2002).

No **sistema convencional**, os valores da idade de lodo são geralmente da ordem de 4 a 10 dias, enquanto o tempo de detenção hidráulica no reator é da ordem de 6 a 8 horas. Com este tempo de retenção dos sólidos, a biomassa retirada do sistema no lodo excedente requer ainda uma etapa de estabilização no tratamento do lodo, pois ainda contém um teor elevado de matéria orgânica armazenada nas suas células. Este tipo de sistema caracteriza-se por incorporar uma unidade de decantação antes do reator biológico, a qual permite retirar parte da matéria orgânica (em suspensão, sedimentável) dos esgotos, objetivando economizar energia para a aeração e

reduzir o volume do tanque de aeração. O fluxograma típico do sistema de lodos ativados convencional é mostrado na Figura 3.8.

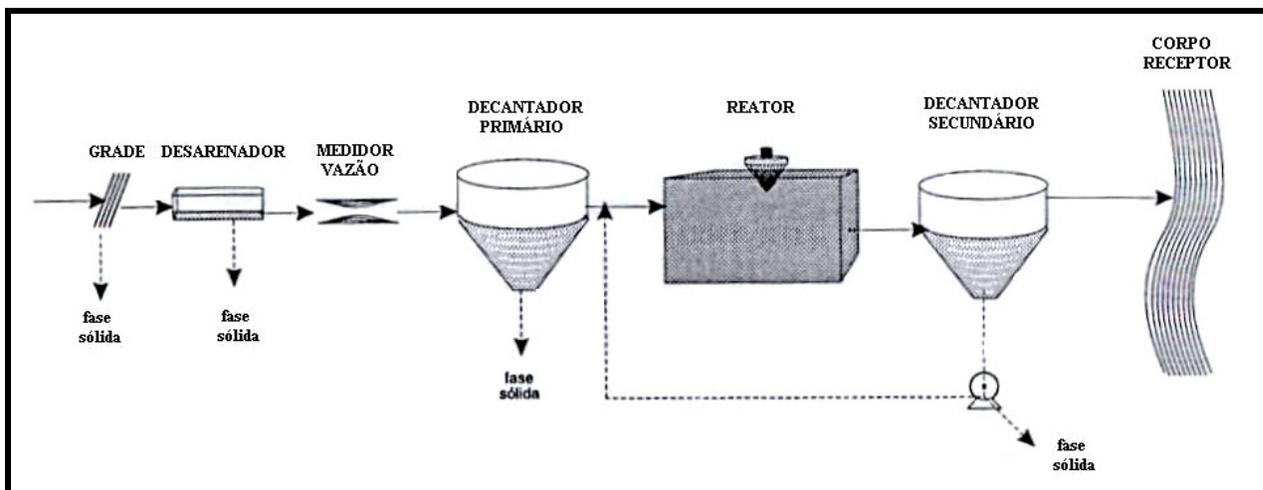


Figura 3.8. Fluxograma de um sistema de lodos ativados convencional. *Fonte: Von Sperling, 2002.*

No sistema de **aeração prolongada**, a biomassa permanece no reator biológico um período de tempo mais longo, da ordem de 18 a 30 dias, de modo que, recebendo a mesma carga de DBO do esgoto bruto que o sistema convencional, a disponibilidade de alimento para as bactérias será menor. A quantidade de biomassa é maior que no sistema de lodos ativados convencional, o volume do reator aeróbio é também mais elevado, e o tempo de detenção do líquido é em torno de 16 a 24 horas. A quantidade de matéria orgânica por unidade de volume do tanque de aeração e por unidade de biomassa do reator será menor, como consequência disso, as bactérias se vêm forçadas, para sobreviver, a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica biodegradável componente das suas células, que é convertida em gás carbônico e água através da respiração endógena. Este fenômeno resulta na estabilização da matéria orgânica no próprio tanque de aeração, eliminando a necessidade de tratamento complementar do lodo biológico excedente. Exatamente por isso, procura-se evitar a geração de alguma outra forma de lodo que venha requerer posterior estabilização, eliminando-se, assim, a presença da decantação primária, com grande simplificação do fluxograma do processo (Figura 3.9).

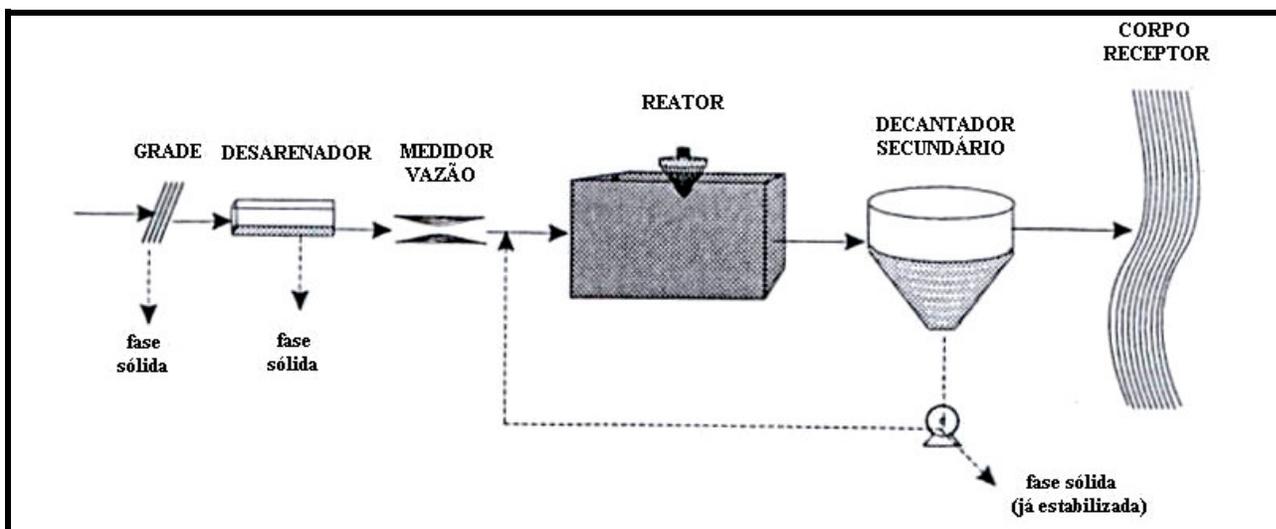


Figura 3.9. Fluxograma de um sistema de lodos ativados de aeração prolongada. *Fonte: Von Sperling, 2002.*

As simplificações no processo derivadas do uso de sistemas de aeração prolongada resultam, comparando-se com os sistemas de lodos ativados, em um gasto de energia devido à aeração maior, já que o lodo é estabilizado aerobicamente no reator, numa remoção de DBO mais eficiente, devido à reduzida disponibilidade de alimento e sua praticamente total assimilação, e numa simplicidade operacional.

As diferentes características dos dois sistemas, lodos ativados convencional e aeração prolongada, determinam a adequação do seu uso dependendo das variáveis do projeto. Assim, em estações menores, onde a simplicidade operacional tem um grande peso, a alternativa mais apropriada será a aeração prolongada, enquanto em estações maiores a questão operacional deixa de ser crítica e a economia de energia passa a ter uma grande importância, conduzindo assim ao uso do lodo ativado convencional.

Cada uma das categorias, segundo a idade do lodo nas quais podem ser divididos os sistemas de lodos ativados, podem ser aplicadas tanto para os sistemas de *fluxo contínuo* (líquido entrando e saindo continuamente do reator), quanto para os sistemas de *fluxo intermitente* ou *batelada* (entrada do líquido descontínua em cada reator). No entanto, nos sistemas de fluxo intermitente, a aeração prolongada é mais frequentemente utilizada e nos sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, a opção mais conveniente é a

idade do lodo reduzida ou convencional, pois, nesses casos, existe a possibilidade de retorno do lodo aos reatores anaeróbios para complementação da fase de digestão.

Na Tabela 3.4 são descritas as principais vantagens e desvantagens das variáveis mais comuns de lodos ativados (lodos ativados convencional, aeração prolongada e sistemas de fluxo intermitente), enquanto na Tabela 3.5 são comparados diversos aspectos dos sistemas de lodos ativados em função da idade de lodo (lodos ativados convencional e aeração prolongada).

3.5.2. Sistema de Operação Intermitente (Batelada).

Os sistemas de lodos ativados por batelada começaram a ser usados no início do século XX, mas foi no final da década de 1950 e início dos anos 1960 quando o desenvolvimento de novas tecnologias e equipamentos o impulsionou. Melhoras nos sistemas de aeração e de controle permitiram que os sistemas intermitentes atingissem o nível de eficiência atual, competindo com êxito com os lodos ativados de fluxo contínuo (METCALF & EDDY, 1991).

O princípio deste tipo de sistemas consiste na incorporação em um único tanque de todas as unidades de processo e operação normalmente associadas ao tratamento convencional dos lodos ativados, isto é, decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária. A USEPA (1999) resume a diferença entre o processo de fluxo contínuo e o intermitente indicando que o LAB é um sistema de lodos ativados operando no tempo em lugar do espaço. Na modalidade de aeração prolongada, o tanque único passa a exercer também a função de digestor aeróbio do lodo, dispensando unidades de digestão separadas.

Tabela 3.4. Vantagens e desvantagens das variantes mais comuns dos sistemas de lodos ativados.

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Lodos Ativados Convencional	<ul style="list-style-type: none"> • elevada eficiência na redução de DBO • nitrificação usualmente obtida • possibilidade de remoção biológica de N e P • baixos requisitos de área • processo confiável, desde que supervisionado • reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes • flexibilidade operacional 	<ul style="list-style-type: none"> • baixa eficiência na remoção de coliformes • elevado consumo de energia • elevados custos de implantação e operação • necessidade de operação sofisticada • necessidade do tratamento completo do lodo e da sua disposição final • possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis • elevado índice de mecanização • relativamente sensível a descargas tóxicas
Aeração Prolongada	<ul style="list-style-type: none"> • maior eficiência na redução de DBO • nitrificação consistente • operação mais simples que lodos ativados convencional • menor geração de lodo que lodos ativados convencional • estabilização de lodo no reator • elevada resistência a variações de carga e a cargas tóxicas • satisfatória independência das condições climáticas 	<ul style="list-style-type: none"> • baixa eficiência na remoção de coliformes • elevados custos de implantação e operação • maior consumo de energia • elevado índice de mecanização (embora inferior a lodos ativados convencional) • necessidade de remoção da umidade do lodo e da sua disposição final (embora mais simples que lodos ativados convencional)
Sistemas de Fluxo Intermitente	<ul style="list-style-type: none"> • elevada eficiência na redução de DBO • satisfatória remoção de N e possivelmente de P • baixos requisitos de área • mais simples conceitualmente que os demais sistemas de lodos ativados • menos equipamentos que os demais sistemas de lodos ativados • flexibilidade operacional (através da variação dos ciclos) • decantador secundário e elevatória de recirculação não são necessários 	<ul style="list-style-type: none"> • elevados custos de implantação e operação • maior potência instalada que os demais sistemas de lodos ativados • necessidade do tratamento e da disposição do lodo • usualmente mais competitivo economicamente para populações pequenas a médias

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).

Tabela 3.5. Comparação dos sistemas de lodos ativados convencional e aeração prolongada.

Item	Lodos ativados convencional	Aeração prolongada
<i>Idade do lodo</i>	4 a 10 dias	18 a 30 dias
<i>Relação A/M</i>	0,25 a 0,50 kgDBO/dia.kgSSVTA	0,07 a 0,15 kgDBO/dia.kgSSVTA
<i>Decantação primária</i>	Presente	Ausente
<i>Nitrificação</i>	- bastante provável, mas sujeita a instabilidade na faixa inferior da idade do lodo - totalmente consistente na faixa superior, a menos que haja problemas ambientais específicos (tóxicos, falta de OD)	- totalmente consistente, a menos que haja problemas ambientais específicos (tóxicos, falta de OD)
<i>Volume do reator aeróbio</i>	- reduzido (tempo de detenção hidráulico entre 6 e 8 h)	- elevado (tempo de detenção hidráulico entre 16 e 24 h)
<i>Área dos decantadores secundários</i>	- reduzida	- elevada, devido à maior carga de sólidos
<i>Requisitos de oxigênio</i>	- reduzido, devido à menor respiração pela biomassa e à remoção de DBO na decantação primária	- elevado, por incluir o consumo de oxigênio pela respiração da grande quantidade de biomassa presente e pela inexistência de decantação primária
<i>Requisitos energéticos</i>	- reduzido, devido ao baixo consumo de O ₂	- elevado, devido ao elevado consumo de O ₂
<i>Produção de lodo</i>	- elevada	- baixa
<i>Estabilização do lodo no reator</i>	- baixa e insuficiente para encaminhamento à secagem natural	- suficiente e comparável a processos de digestão separada
<i>Adensamento do lodo</i>	- necessário (principalmente para o lodo secundário)	- por gravidade não é efetivo, recomendável adensamento mecânico
<i>Digestão separada do lodo secundário</i>	- necessária	- desnecessária
<i>Estabilidade do processo</i>	- maior susceptibilidade a descargas tóxicas que aeração prolongada	- elevada
<i>Simplicidade operacional</i>	- reduzida	- maior, por não incluir as unidades de decantação primária e digestão.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).

Neste sistema, o esgoto bruto é adicionado a um único reator em batelada, tratado a fim de remover componentes indesejáveis e, então, descarregado. A equalização, aeração e clarificação podem se alcançadas com a utilização de um único reator. Para otimização do desempenho do sistema, dois ou mais reatores de fluxo intermitente podem ser utilizados em uma seqüência pré-determinada de operações. Os sistemas de operação intermitente têm sido utilizados com êxito no tratamento de efluentes domésticos e industriais (USEPA, 1999). Estes sistemas são especialmente efetivos para aplicações em efluentes caracterizados por vazões reduzidas ou intermitentes.

No sistema LAB os processos unitários de operação são realizados em um tanque único, usando uma seqüência de tempo controlada. A operação do reator baseia-se no princípio de enchimento-descarga, o qual consiste das seguintes cinco etapas básicas: repouso, enchimento, reação, sedimentação e descarga. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos de trabalho, eliminando dessa forma a necessidade de decantadores separados e das elevatórias de recirculação de lodo. Cada um dos ciclos normais de tratamento do sistema LAB são ilustrados na Figura 3.10 e explicados resumidamente a seguir.

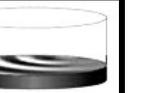
IMAGEM					
FASE DO CICLO	ENCHIMENTO	AERAÇÃO	SEDIMENTAÇÃO	DESCARGA	REPOUSO
OBJETIVO DA FASE	INTRODUÇÃO DO SUBSTRATO	BIODEGRADAÇÃO DO SUBSTRATO	CLARIFICAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO	DESCARTE DO EFLUENTE TRATADO	RESERVA DE TEMPO A TRANSFERIR PARA OUTRA FASE, CASO NECESSÁRIO
ESTADO DA AERAÇÃO	LIGADA OU DESLIGADA	LIGADA	DESLIGADA	DESLIGADA	LIGADA OU DESLIGADA

Figura 3.10. Etapas de operação de um sistema de Lodos Ativos por Batelada. *Fonte: Eckenfelder Jr. (1999) apud Santos, Filho e Giordano (2006).*

a) Enchimento:

A operação de enchimento consiste da adição do esgoto e do substrato para a atividade microbiana. O ciclo de enchimento pode ser controlado por válvulas de bóia até um

volume pré-estabelecido ou por temporizadores para sistemas com mais de um reator. Um método simples e comumente aplicado para controlar o ciclo de enchimento é baseado no volume do reator, resultando em tempos de enchimento inversamente relacionados à vazão afluyente.

A fase de enchimento pode incluir várias fases de operação e está sujeita a vários modos de controle, denominados enchimento estático (introdução do esgoto sem mistura ou aeração), enchimento com mistura (permite que os microrganismos estejam expostos a uma quantidade suficiente de substrato, podendo-se manter condições anóxicas ou anaeróbias) e enchimento com reação (sendo a mistura e a aeração são efetuadas ao mesmo tempo). O sistema pode alternar entre enchimento estático, enchimento com mistura e enchimento com reação ao longo do ciclo operacional. Se o tanque alcança a sua capacidade máxima para armazenar o líquido antes de cessar o fluxo de esgoto para aquele período, deve ser providenciado um ou mais tanques adicionais.

b) Reação:

O objetivo do estágio de reação é completar as reações iniciadas durante o enchimento. A etapa de reação pode compreender mistura, aeração, ou ambos. Como no caso do ciclo de enchimento, os processos desejados podem requerer ciclos alternados de aeração. A duração da fase de reação pode ser controlada por temporizadores, pelo nível do líquido ou pelo grau de tratamento, por meio de monitoramento do reator. O fornecimento do ar e/ou a mistura podem ser ajustados para completar as reações desejadas. Por exemplo, a nitrificação pode ser completada e a desnitrificação iniciada e finalizada durante este período.

c) Sedimentação:

A separação sólido-líquido ocorre durante a fase de sedimentação, com a paralisação da aeração e a mistura. Esta operação de separação é análoga à operação de um decantador secundário em uma ETE convencional. A sedimentação em um sistema intermitente pode resultar numa eficiência superior à de um decantador de fluxo contínuo, devido ao maior repouso do líquido em um tanque de batelada, sem interferência de entrada e saída de líquidos.

d) Esvaziamento (retirada de sobrenadante):

Após a separação suficiente dos sólidos, o efluente clarificado é retirado durante esta fase. O esvaziamento pode ser efetuado através de vários mecanismos, os mais comuns são vertedores flutuantes ou ajustáveis. A capacidade de decantação é uma das limitações de operação e equipamento existentes em um sistema de batelada.

e) Repouso:

Período no qual o lodo permanece em repouso após a descarga do efluente tratado e antes do novo enchimento. Esta fase é utilizada apenas em aplicações com vários tanques. O tempo alocado à fase de repouso depende do tempo requerido para o tanque precedente completar o seu ciclo completo. Neste período, geralmente são feitas as operações de descarte de lodo em excesso.

Em função das variações de vazão afluente, das necessidades do tratamento e das características do esgoto e da biomassa, a duração de cada ciclo será ajustada para obter os resultados desejados, permitindo diferentes estratégias operacionais. Para aplicações de efluentes industriais normalmente se requerem estudos de tratabilidade para determinar a seqüência ótima de operação. Para a maioria das estações de tratamento de esgoto não costuma ser necessário o dito estudo para determinar a seqüência de operação, já que o fluxo de esgoto e as suas variações são geralmente previsíveis.

Usualmente uma estação tem dois ou mais reatores de batelada operando em paralelo, cada um em diferentes etapas do ciclo operacional, principalmente em sistemas que recebem vazão ao longo de todas as horas do dia (como no caso de esgotos domésticos), já que um reator em sedimentação, por exemplo, não recebe afluente, sendo necessário direcioná-lo para outro reator. No caso de estações que recebem despejos de forma intermitente (como ocorre em algumas indústrias), pode haver apenas um único tanque de aeração.

Segundo Von Sperling (2002), os critérios básicos de dimensionamento dos sistemas de lodos ativados por batelada são os seguintes parâmetros: idade de lodo, concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração, ciclos operacionais, dispositivos de aeração e dispositivos de retirada do sobrenadante.

A USEPA (1999) cita como vantagens do sistema LAB o emprego de um único tanque para realizar a equalização, o tratamento biológico e a clarificação; a flexibilidade operacional; baixos requisitos de área; e a necessidade de menos equipamentos que os demais sistemas de lodos ativados. Como desvantagens, destaca-se a maior sofisticação operacional e um nível mais alto de manutenção em comparação com os sistemas de fluxo contínuo.

Moura et al. (2005) estudaram a biodegradação de lodo de esgoto sanitário conjuntamente com óleo lubrificante em reator aeróbio por batelada. Para a realização do experimento os autores montaram três reatores com uma capacidade de 6 L que foram alimentados com substrato contendo lodo de esgoto sanitário (1,94 kg) e três diferentes quantidades de óleo (17,6; 35,2 e 52,8 g). Os reatores foram monitorados durante 65 dias. Para avaliar a biodegradabilidade do substrato, os autores monitoraram a DQO e a decomposição térmica mediante análise termogravimétrica. No final do período de pesquisa os três reatores apresentaram taxas de remoção da DQO muito similares, entre 62 e 64 %. Os dados obtidos utilizando as curvas termogravimétricas permitiram comprovar que o tratamento biológico aeróbio em reatores provocou a biodegradação da matéria orgânica presente no substrato, como também modificações na estrutura dos compostos presentes. O experimento realizado demonstrou que é possível degradar óleo lubrificante conjuntamente com lodo de esgoto sanitário em reatores aeróbios.

Experimento similar foi realizado por Oliveira, Leite e Querioz. (2006). Eles usaram reatores aerados operados em batelada para tratar esgoto sanitário misturado com óleo lubrificante em proporções crescentes, de 0,5 a 5 % em volume. A remoção de DQO com 0,5 % de óleo foi de 90 %, porém à medida que a quantidade de óleo foi sendo aumentada o desempenho do sistema começou a diminuir, a ponto de que quando foi atingido o patamar de 5 % de óleo o sistema experimental teve seu desempenho comprometido, caindo para valores de remoção de 50 % para tempos de operação de 15 dias. Os autores concluíram que é possível o tratamento de óleo lubrificante conjuntamente com esgoto doméstico em sistemas aeróbios.

Germano et. al. (2005) avaliaram a biodegradabilidade de óleo lubrificante automotivo conjuntamente com esgoto sanitário usando reatores aerados. Durante a realização do trabalho experimental foram estudados os efeitos dos seguintes fatores: proporção óleo/esgoto, uso de

surfactante e taxa de aeração. Na preparação do substrato foram utilizadas proporções de 0,5, 1 e 2 % de óleo, sobre as quais, o tratamento mostrou taxas de eficiência de remoção da DQO de 90, 74 e 61 %, respectivamente. O uso de uma substância para atuar como surfactante com o objetivo de fornecer uma melhor homogeneidade entre o óleo e o esgoto doméstico demonstrou ser essencial para obter-se um melhor tratamento do substrato. Com relação à taxa de aeração, foi constatado que o seu aumento contribuiu decisivamente para a eficiência do processo, visto que para o tratamento com 1 % de óleo a eficiência de remoção de DQO melhorou consideravelmente quando a taxa de aeração foi dobrada. Os autores concluíram que o tratamento deste tipo de derivados da indústria de petróleo (óleo lubrificante automotivo) conjuntamente com esgotos domésticos através de processo biológico aeróbio pode ser realizado com resultados satisfatórios.

3.5.2. Sistema de Tratamento Físico-Químico.

3.5.2.1. Introdução aos Sistemas Coloidais e Emulsões.

Uma emulsão é um tipo de sistema coloidal que envolve a dispersão de um líquido em outro. Shaw (1975) apud Rosa (2002) define a emulsão como uma mistura de dois líquidos imiscíveis ou parcialmente miscíveis onde uma das fases encontra-se dispersa na outra sob a forma de gotas de tamanho microscópico ou coloidal. As emulsões são classificadas de acordo com a fase dispersa em: óleo em água (O/A) e água em óleo (A/O) (SAWYER, MCCARTY e PARKIN, 1994). No sistema estudado no presente trabalho, a emulsão gerada na etapa de lavagem dos plásticos com resíduo oleoso é do tipo O/A, ou seja, o óleo é a fase dispersa e a água a fase contínua.

Em condições de equilíbrio, o óleo puro é imiscível na água pura, e não ocorre a formação de emulsões, permanecendo apenas óleo livre em suspensão na água. As emulsões são instáveis termodinamicamente e, portanto, não se formam espontaneamente. Segundo Engenho Novo (2007), para que exista uma emulsão são necessárias duas condições: i) deve haver uma dispersão mecânica do óleo na água e vice-versa, com a introdução de minúsculas gotículas de uma fase no interior da outra, e ii) o meio deve conter algum agente químico que seja capaz de

estabilizar essas gotículas de uma fase no interior da outra fase, impedindo a sua coalescência, isto é, que as gotículas se unam umas às outras, crescendo e voltando a formar fases distintas.

A dispersão mecânica da mistura óleo-água pode ocorrer de diferentes maneiras como, por exemplo, pela turbulência causada pela passagem da água oleosa através de bombas, tubulações, etc., pelo atrito da mistura junto a peças mecânicas, pela presença de agitadores mecânicos, por borbulhamento de ar, etc.

Por sua vez, a molécula do agente químico que precisa estar presente na água oleosa para estabilizar as emulsões deve possuir uma região hidrofóbica (isto é, uma região apolar que apresenta repulsão pela água e atração pelo óleo) e uma região hidrofílica (região polar que, ao contrário, apresenta atração pela água e repulsão pelo óleo), de forma que a mesma seja capaz de formar uma ponte estável entre as fases óleo (apolar) e água (polar), unindo-as de forma íntima, e conferindo estabilidade à película interfacial e por extensão à emulsão. Os compostos que exibem essas características consistem em moléculas orgânicas que contêm, ao mesmo tempo, longas cadeias apolares de hidrocarbonetos (parte hidrofóbica que irá se ligar intimamente ao óleo) e uma extremidade polar (uma função orgânica iônica hidrofílica que se liga à água). Esses compostos são chamados de agentes emulsificantes ou surfactantes, o que literalmente quer dizer "agentes que atuam na superfície", uma vez que a sua ação tem lugar nas interfaces (superfícies) entre as fases água e óleo. Dentre os surfactantes mais comuns estão os detergentes.

A estabilidade de uma emulsão é a capacidade da mesma de manter a sua homogeneidade durante um certo período de tempo. Segundo Shaw (1975) e Adamson (1976) apud Rosa (2002), os seguintes fatores favorecem a estabilidade das emulsões:

1. **Tensão superficial baixa:** A adsorção de surfactantes nas interfaces óleo-água diminui a energia interfacial, facilitando o desenvolvimento e aumentando a estabilidade das grandes áreas interfaciais associadas com as emulsões.
2. **Filme interfacial mecanicamente forte e elástico:** A estabilidade das emulsões é favorecida pela proteção mecânica dada pelo filme adsorvido ao redor da gota. A

elasticidade do filme também é importante para permitir a recuperação após distúrbios locais.

3. **Repulsão das duplas camadas elétricas:** As gotículas de óleo dispersas em uma emulsão O/A possuem uma carga superficial elétrica de sinal negativo. Esta carga elétrica provoca o acúmulo de uma alta concentração de íons de sinal contrário presentes na água nas proximidades da superfície das gotículas, dando origem à denominada camada compacta. Quando íons negativos se aproximam à camada compacta atraem consigo íons positivos, resultando na formação da camada difusa, a qual, na realidade, resulta da atração de íons positivos, repulsão eletrostática de íons negativos e difusão térmica. A atmosfera iônica formada por estas duas camadas é mais conhecida como dupla camada elétrica, a qual se caracteriza por ter uma concentração grande de íons na superfície das gotas que vai decrescendo com o aumento da distância.

Quando uma amostra de água contendo colóides negativos é submetida a uma diferença de potencial, as partículas se deslocam carregando consigo parte da atmosfera iônica. A superfície que compreende a partícula e os íons arrastados por elas denomina-se plano de cisalhamento e o potencial elétrico associado a esse plano é o potencial zeta, parâmetro utilizado para a determinação da carga eletrostática superficial das partículas coloidais presentes na água.

A teoria DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) explica a estabilidade de uma suspensão coloidal como o resultado da interação total resultante das forças de repulsão de origem elétrica, resultantes da interação entre duplas camadas elétricas e das forças atrativas de Van der Waals entre partículas coloidais que se movem continuamente devido ao movimento Browniano. A força resultante produz uma barreira energética que se vencida provoca a agregação das partículas (coalescência).

4. **Volume pequeno da fase dispersa** favorece a formação de gotículas menores.
5. **Gotículas pequenas:** gotas grandes são menos estáveis devido a sua menor razão de área/volume, que aumenta a tendência da gota crescer.
6. **Viscosidade alta:** diminui as colisões retardando a floculação e sedimentação.

A separação do óleo emulsionado mediante equipamentos de separação gravitacional não surtem praticamente efeito algum. Para promover a separação do óleo que se encontra emulsionado é fundamental uma etapa inicial de desestabilização da emulsão. Segundo Braile & Cavalcanti (1993) muitas técnicas têm sido empregadas para quebrar as emulsões dos efluentes das indústrias. Alguns dos métodos físicos mais usuais são a aplicação de calor, que reduz a viscosidade, acelera as taxas de sedimentação e provoca trocas físicas e químicas no sistema coloidal; a destilação; a centrifugação, que aumenta as forças de sedimentação; ou a filtração com terra diatomácea ou outro elemento auxiliar de filtração. Porém, a desestabilização das emulsões é feita tradicionalmente utilizando-se de tratamento químico mediante a diminuição do pH com ácido e a adição de reagentes químicos para quebrar a emulsão e destruir os agentes emulsionantes.

3.5.2.2. Coagulação e Floculação.

Para a USEPA (1998) a coagulação é a redução das forças resultantes de repulsão elétrica da superfície das partículas mediante a adição de coagulantes químicos. Cheremisinoff (2002) refere-se à coagulação como a primeira etapa dentro do processo de clarificação, a qual consiste na neutralização ou redução das cargas eletrostáticas das partículas coloidais. Este fenômeno permite a diminuição da mútua repulsão das partículas fazendo com que seja possível que estas possam se aproximar suficientemente umas das outras para que as forças de Van der Waals e/ou químicas tornem-se efetivas. Isto é conseguido por meio da adição de produtos químicos apropriados (coagulantes inorgânicos, como sais de ferro e alumínio, polímeros sintéticos ou polieletrólitos), associados a uma agitação do meio líquido, chamada de mistura rápida, que procura a dispersão dos produtos químicos e promoção de colisões entre as partículas presentes.

De acordo com Di Bernardo, Di Bernardo e Centurione Filho (2002), atualmente considera-se a coagulação como o resultado da ação de quatro mecanismos distintos:

a) Compressão da camada difusa: A introdução de um eletrólito num sistema coloidal causará um aumento na densidade de cargas na camada difusa, cujas conseqüências nas partículas coloidais serão a redução da dupla camada elétrica e o decréscimo da energia de repulsão, diminuindo ou anulando a barreira de energia que impede a agregação das partículas. Um aspecto importante deste mecanismo é que a carga da partícula não é reduzida, mas apenas sua extensão.

b) Adsorção e neutralização: Segundo Mendes (1989), a adsorção-neutralização ocorre quando algumas espécies químicas são capazes de ser adsorvidas na superfície das partículas coloidais, anulando as cargas destas e provocando a sua desestabilização. Esta desestabilização é causada pelo coagulante em dosagens bem inferiores às dos mecanismos de compressão da dupla camada e de varredura.

c) Varredura: Dependendo da quantidade de sal (coagulante) adicionada, do pH, da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados. As partículas coloidais comportam-se como núcleos de condensação para esses precipitados, que, desta forma, são removidos por sedimentação.

d) Adsorção e formação de pontes: Existe uma variedade de compostos orgânicos sintéticos ou naturais conhecidos como polieletrólitos, caracterizados por grandes cadeias moleculares com sítios ionizáveis os quais são adsorvidos na superfície das partículas, seguida pela redução da carga ou pelo entrelaçamento das partículas pelos polímeros.

O pré-tratamento químico de emulsões óleo-água, a desumificação, precisa normalmente da adição de coagulantes químicos que reduzem o efeito repulsivo da dupla camada elétrica permitindo que as gotas de óleo se aglomerem por coalescência. A efetividade dos coagulantes químicos é dependente da composição química da solução, em especial do pH e da alcalinidade, e da dosagem de coagulante usada. Os coagulantes químicos costumam apresentar regiões ótimas de trabalho em faixas determinadas de pH e dosagem.

Uma vez que a carga elétrica das partículas coloidais tenha sido neutralizada, começa a floculação, a qual pode ser considerada como a segunda etapa da clarificação. A redução da carga elétrica superficial permite a ocorrência de colisões entre as partículas, promovendo a aglomeração das mesmas em flocos com tamanho e massa específica que favoreçam sua remoção por sedimentação, flotação ou filtração direta. Nesta fase é necessário impor uma agitação

relativamente lenta, mistura lenta, com o objetivo de proporcionar encontros entre as partículas menores previamente desestabilizadas na etapa de coagulação química para formar agregados maiores ou flocos, cuidando de minimizar a ruptura dos mesmos.

3.5.2.3. Sistemas de Flotação.

Metcalf & Eddy (1991) definem a flotação como uma unidade de operação empregada para a separação de partículas sólidas ou líquidas de uma fase líquida mediante a introdução de microbolhas de gás, normalmente ar, que se aderem à superfície das partículas provocando um aumento na força de empuxo, grande o suficiente para causar a ascensão das partículas à superfície. A principal vantagem dos processos de flotação sobre os de sedimentação é a sua maior eficiência para remover partículas pequenas ou leves, como por exemplo óleos suspensos em água, em períodos de tempo curtos.

O funcionamento do processo de flotação pode ser dividido em quatro etapas: 1) geração das microbolhas de ar; 2) colisão e adesão das bolhas de ar às partículas; 3) ascensão do agregado bolha-partícula à superfície da fase líquida; 4) remoção do sobrenadante.

De acordo com Rubio, Souza e Smith (2002) e Rosa (2002) os mecanismos de formação de agregados bolhas-partículas podem ser quatro (Figura 3.11):

- a) Colisão da bolha com a partícula causada pela turbulência ou carga de atração resultando na adesão;
- b) Crescimento de bolhas por nucleação diretamente sobre a superfície dos sólidos;
- c) Incorporação (aprisionamento) das bolhas na estrutura dos flocos;
- d) Absorção das bolhas nos flocos já formados.

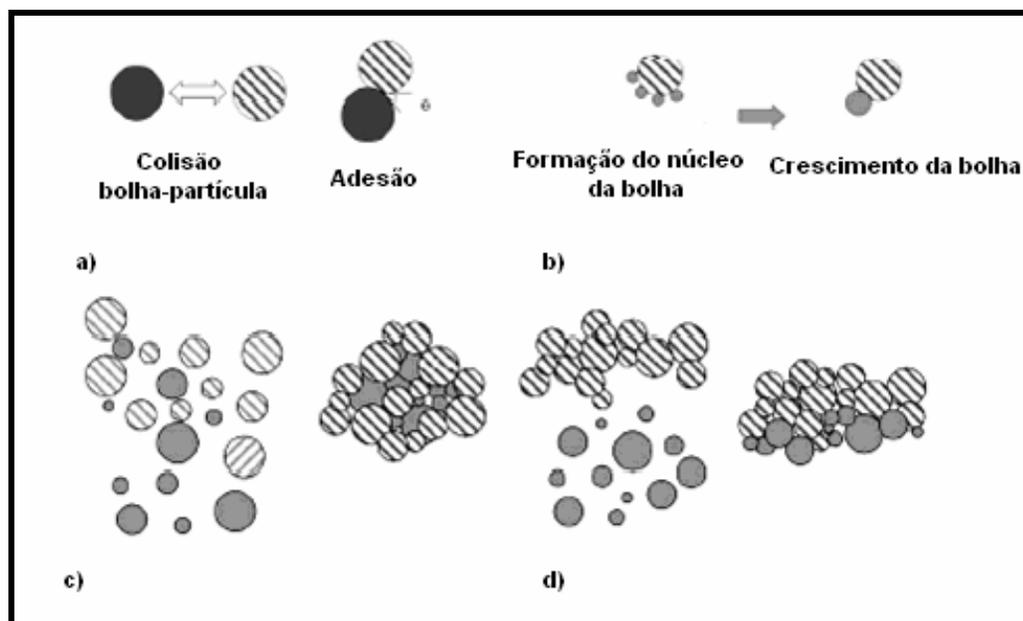


Figura 3.11. Mecanismos de formação agregados bolhas-partículas no FAD.
Fonte: Adaptado Rubio et al., 2002.

De acordo com Kitchener & Gochin (1981) apud Edzwald (1995) os mecanismos **c** e **d** parecem ser os responsáveis pela eficiência da flotação em soluções onde partículas e flocos de tamanho grande existem ou são formadas rapidamente. Os mesmos autores indicam que o mecanismo **b** pode se dar em maior ou menor grau dependendo da aplicação, porém destacam o mecanismo de adesão como aquele predominante em um maior número de situações.

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

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

As primeiras aplicações da flotação se deram no processamento de minérios e, desde então, o uso desta tecnologia tem sido ampliado em diferentes áreas como na indústria de celulose, alimentar, petroquímica, ambiental, etc. Na Tabela 3.6 são mostrados alguns dos principais usos e objetivos da flotação na área de saneamento:

Tabela 3.6. Principais usos e objetivos da flotação na área de saneamento.

Usos da flotação	Objetivos
Tratamento de Águas	<ul style="list-style-type: none">• Abastecimento: remoção de Fe, Mn, cor, SST e turbidez;• Lazer (lagos, rios e barragens): remoção de SST, algas, turbidez, cor, óleos, etc.
Tratamento de Esgotos	<ul style="list-style-type: none">• Pré-tratamento: remoção de gorduras, SST, particulados grosseiros (DBO insolúvel);• Pós-tratamento: remoção de nutrientes (NH₃ e P), algas, cor, SST e turbidez.
Tratamento de Efluentes Industriais	<ul style="list-style-type: none">• Remoção de gorduras, SST, particulados grosseiros (DBO insolúvel), fibras;• Remoção de nutrientes (NH₃ e P), algas, cor, SST e turbidez, metais precipitados, óleos (emulsificado ou não), microorganismos, pigmentos, compostos orgânicos e macromoléculas;• Reúso ou reaproveitamento de águas de processo.

Fonte: Adaptado de Matiolo, 2003.

Cheremisinoff (2002) cita como as principais vantagens da flotação: 1) um menor consumo de produtos químicos e redução dos tempos de floculação requeridos, pois não precisa de flocos pesados para atingir uma remoção eficiente dos sólidos; 2) volumes de lodo menores, resultantes das forças de compressão aplicadas ao lodo pela ascensão dos aglomerados bolha-partícula; 3) uma necessidade de área menor; e 4) constitui um processo de alta taxa, resultando em unidades compactas e versáteis, que possibilitam bom nível de controle operacional.

Os processos de flotação podem ser classificados segundo o método empregado para gerar as bolhas de ar. Baseado neste critério, os procedimentos convencionais de formação de bolhas são: flotação por ar disperso (induzido) (FAI), flotação eletrolítica; e flotação por ar dissolvido (FAD). No primeiro tipo, as bolhas serão formadas pela introdução da fase gasosa dentro da fase líquida utilizando-se de difusores ou de uma agitação intensa fornecida por turbinas. No caso da flotação eletrolítica, as bolhas são geradas pela eletrólise. E, na FAD as

bolhas são produzidas pela redução da pressão de água pré-saturada com ar a pressões maiores do que atmosférica.

3.5.2.4. Flotação por Ar Dissolvido (FAD).

O processo de flotação por ar dissolvido consiste numa câmara de saturação sob pressão superior à atmosférica, onde o ar injetado é dissolvido na água, saturando-a. Esta mistura água-ar a alta pressão é introduzida através de uma válvula na câmara de flotação, que estará à pressão atmosférica, contendo o efluente a ser tratado. A diminuição brusca da pressão provoca a supersaturação da solução liberando o ar dissolvido no líquido em forma de pequenas bolhas, as quais no percurso de ascensão se aderem ao material em suspensão transportando-o até a superfície da câmara, onde será retirado.

Segundo Rubio, Souza e Smith. (2002) a flotação por ar dissolvido é o processo de flotação mais amplamente usado no tratamento de efluentes industriais. Matiolo (2003) destaca que dentre os métodos de flotação, o que tem maior aplicação no setor de saneamento e tratamento de águas é a flotação por ar dissolvido (FAD) que utiliza bolhas de dimensões micrométricas (30 – 100 μm), possibilitando a remoção de partículas coloidais e ultrafinas (< 5 μm). Para Zoubilis & Avranas. (2000), a remoção de óleo dos esgotos é realizada principalmente mediante o uso da FAD, as outras tecnologias de flotação, FAI e eletrolítica, são usadas com menor frequência.

Segundo o método de dissolução do ar empregado nos sistemas de FAD podem ser classificados como sistemas de pressurização total do efluente bruto, onde toda a corrente de alimentação é submetida à pressão, sistemas de pressurização parcial da alimentação e sistemas de pressurização de parte do efluente clarificado (Figura 3.12). O primeiro é normalmente empregado para partículas que não precisam de floculação, mas requerem de grandes quantidades de bolhas de ar. O segundo é usado para tratar efluentes com baixas concentrações de partículas e, portanto menores requerimentos de ar. A terceira configuração operacional é a escolhida quando a coagulação e floculação são necessárias e as partículas floculadas são mecanicamente frágeis. Dentre eles, os sistemas com pressurização parcial do efluente clarificado são os mais utilizados para tratar efluentes com óleo (AL-SHAMRANI, JAMES e XIAO, 2002a).

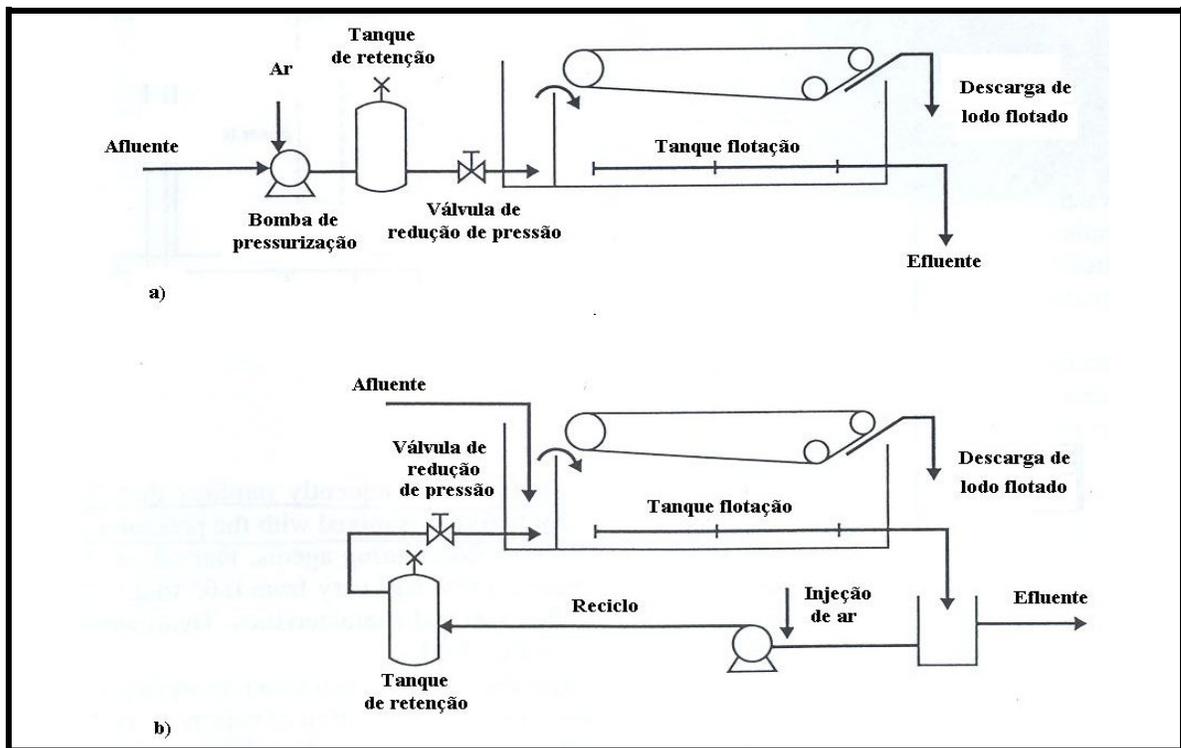


Figura 3.12. Esquema representativo de um sistema de flotação por ar dissolvido: a) sem recirculação; b) com recirculação.

Segundo Di Bernardo (1993) os parâmetros que podem influir no sucesso de um sistema de flotação por ar dissolvido são: concentração de partículas suspensas, quantidade de ar, unidade de saturação, velocidade ascensional das partículas, taxa de aplicação superficial e tratamento químico.

Mercalf & Eddy (1991) afirmam que a eficiência de um processo de flotação por ar dissolvido depende principalmente da razão volume de ar-massa de sólidos (A/S), necessária para se obter um determinado grau de clarificação. O valor desta razão está em função do tipo de suspensão. Um fornecimento insuficiente de ar provocará uma flotação parcial da matéria suspensa, porém, um excesso de ar não aportará nenhuma melhora e sim um aumento nos custos.

Realí & Campos (1986) apud. Teixeira (2003) apontam como principais variáveis de projeto de uma unidade FAD os seguintes parâmetros:

- Concentração e características superficiais (incluindo grau de hidrofobicidade) das partículas em suspensão.

- Grau adequado de agregação das partículas primárias, que conduza à quantidade “economicamente viável” de ar requerido para uma flotação eficiente, isto é, os flocos formados devem aderir às bolhas de tal modo que não seja necessária uma quantidade de ar muito grande para que este agregado flote. Quanto maior a quantidade de ar injetado no sistema, maior deve ser a pressurização da água, aumentando o custo da flotação;
- Velocidade de ascensão dos aglomerados, bolha e partícula, a qual se relaciona com a taxa máxima de aplicação superficial a ser adotada na unidade de flotação a ser projetada;
- Fornecimento de bolhas de tamanho adequado ao bom desempenho do processo, isto é, quanto menores as bolhas, maior a aderência destas nos flocos formados e, como conseqüência, maior a eficiência da FAD. Tal requisito está ligado ao projeto adequado da câmara de saturação e do dispositivo responsável pelo decréscimo brusco de pressão no final da linha de saída da câmara de saturação (deve-se evitar a formação de macrobolhas de ar, que seriam perdidas para a atmosfera).

Segundo Al-Shamrani, James e Xiao (2002a), o pré-tratamento químico da FAD, por meio das etapas de coagulação química e floculação, é essencial para que o processo atinja altas eficiências. A repulsão eletrostática entre as partículas, unida às evidências que demonstram que as bolhas de ar têm um potencial zeta altamente negativo (AL-SHAMRANI, JAMES e XIAO, 2002b), impossibilitam a aglomeração das partículas e a união bolha-partícula, a menos que o sistema seja tratado quimicamente. Para que a formação dos agregados bolhas-partículas aconteça em boas condições é necessário que os compostos químicos usados na etapa de coagulação atuem na redução da carga superficial elétrica, aumentando a hidrofobicidade das partículas (AWWA, 1999). A realização de ensaios no laboratório ou em escala piloto que forneçam informações fundamentais quanto ao tipo e dosagem de coagulante, pH de coagulação, mistura rápida, assim como dados sobre as melhores condições de execução da etapa de floculação é fundamental para assegurar o bom desempenho da flotação (Di Bernardo, 1993).

O emprego da flotação por ar dissolvido para tratar emulsões de óleo em água tem sido alvo de numerosas pesquisas. Teixeira (2003) estudou a eficiência do processo FAD para tratar

um efluente procedente de um sistema de lavagem de veículos mediante equipamento de bancada em laboratório. A autora testou diversos tipos de coagulantes (cloreto férrico, sulfato de alumínio e dois tipos de hidroxiclreto de alumínio, conhecidos como PAC) em várias dosagens em função do pH do efluente. Os valores obtidos demonstraram a dependência da eficiência do sistema com a dosagem dos produtos químicos utilizados e o pH do efluente (Figura 3.13). O PAC, particularmente o "Panfloc Hiper Plus" da Industria Panamericana S.A., em dosagens de 50 a 70 mg/L e uma faixa de valores de pH entre 7,3 e 8,5, foi o coagulante mais adequado. Os valores dos parâmetros pesquisados por Teixeira (2003) que conseguiram maximizar a eficiência de remoção de DQO, turbidez e óleos (59, 96 e 60 %, respectivamente) foram os seguintes: taxa de escoamento superficial de 72 m³/m².dia, vazões de recirculação superiores a 5% e limitadas à 15 %, período e pressão de saturação de 10 minutos e 400 kPa, gradiente de velocidade e tempo de floculação de 50 s⁻¹ e 13 minutos, com ajuda de uma concentração de polieletrólito catiônico de 1,2 mg/L.

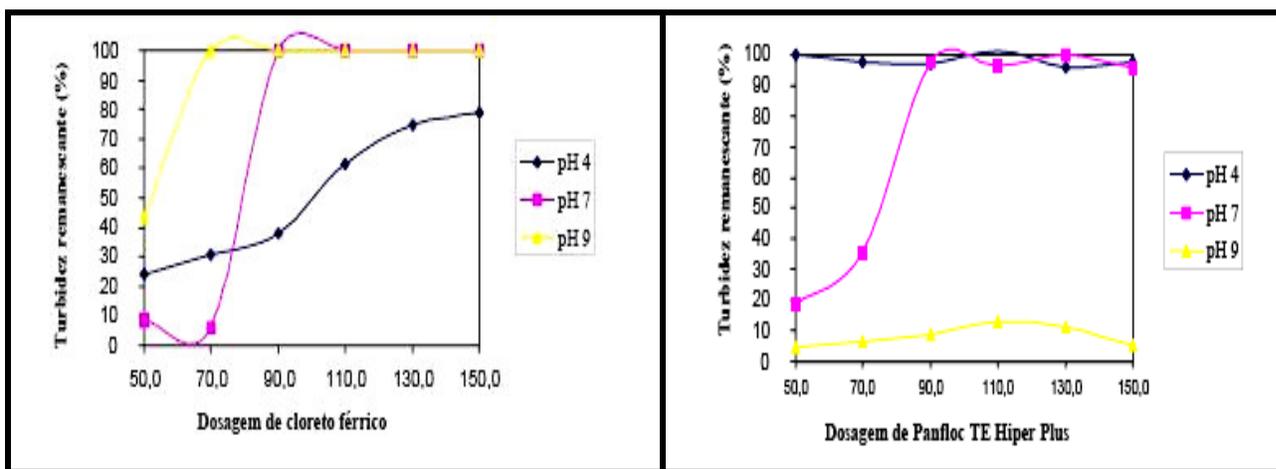


Figura 3.13. Variação da turbidez remanescente em função da doses do coagulante químico e o pH. Fonte: Teixeira, 2003.

Zouboulis & Avranas (2000) estudaram a tratabilidade de uma emulsão oleosa utilizando a flotação por ar dissolvido. Mediante o emprego de um equipamento de bancada, encarregado de simular a flotação (floteste), eles investigaram o efeito de diferentes parâmetros na eficiência do sistema: 1) presença de surfactante não iônico, 2) o valor do pH inicial das emulsões; 3) a concentração de aditivos químicos, como polieletrólitos e cloreto férrico; 4) a concentração de oleato de sódio (utilizado como "collector") e; 5) a razão de reciclo. A adição do polieletrólito não foi capaz de tratar efetivamente a emulsão, enquanto o cloreto férrico e a

subseqüente aplicação da flotação permitiram obter valores de remoção de óleo satisfatórios. Nas condições experimentais ótimas (taxa de recirculação = 30 %, pH = 6, concentração de Fe^{3+} = 100 mgL^{-1} , e de oleato de sódio = 50 mgL^{-1}) mais de 95 % do óleo emulsificado foi efetivamente separado desde uma concentração inicial igual a 500 mgL^{-1} . A aplicação combinada da etapa de coagulação com a flotação por ar dissolvido demonstrou ser capaz de tratar com sucesso uma emulsão oleosa.

Al-Shamrani et al. (2002a), investigaram a capacidade do sulfato de alumínio e o sulfato férrico para desestabilizar uma emulsão estabilizada com um surfactante iônico (Span 20) em uma unidade de flotação de bancada. Os autores estudaram a influência da dose de coagulante, pH e duração e intensidade da fase de mistura rápida e lenta na remoção do óleo. Ambos coagulantes conseguiram desestabilizar efetivamente a emulsão, conduzindo a eficiências de remoção do óleo superiores ao 99 %. O pH mais adequado para a desestabilização foi encontrado na faixa de pH neutro (Figura 3.14). As condições que deram os melhores resultados de remoção do óleo foram para um gradiente de velocidade 110 s^{-1} por 120 s, no caso da fase de mistura rápida, e gradientes de velocidades baixos (menores d 12 s^{-1}) durante um tempo entre 15 e 20 minutos para a mistura lenta.

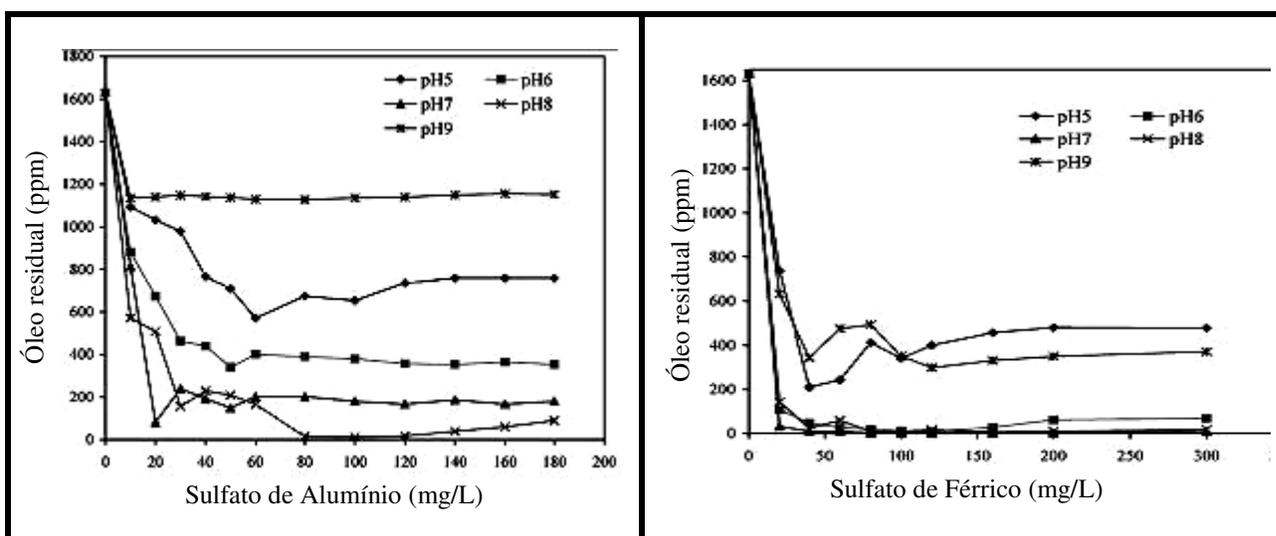


Figura 3.14. O efeito do sulfato de alumínio e férrico na concentração de óleo residual para vários valores de pH. Fonte: Al-Shamrani et al., 2002a..

Al-Shamrani et al. (2002b) pesquisaram o desempenho da flotação por ar dissolvido para clarificar uma emulsão estabilizada com um surfactante iônico (Span 20) mediante o estudo de alguns parâmetros de operação, como a pressão de saturação, taxa de recirculação e a relação ar-óleo. Foram obtidas ótimas condições de separação (remoção óleo e turbidez superiores a 99 %) para uma relação ar-óleo de 0,0075, correspondente a uma taxa de recirculação igual a 10 %, pressão de saturação de 5,44 atm, e uma dose de sulfato de alumínio de 100 mgL^{-1} . Os resultados obtidos demonstraram que a dose de coagulante foi um fator crucial na eficiência do FAD, muito acima dos outros fatores estudados.

4. METODOLOGIA.

4.1 Considerações Iniciais.

Neste capítulo serão descritas as características do efluente bruto, expondo o modo como foi simulada a etapa de lavagem do material plástico no laboratório, os equipamentos de bancada usados para simular tanto o processo biológico por lodos ativados em batelada, quanto o processo físico-químico correspondente a flotação por ar dissolvido, assim como a descrição da metodologia seguida para realizar os procedimentos operacionais dos ensaios de tratabilidade.

A montagem e operação dos equipamentos que simularam os dois sistemas de tratamento foram feitas no Laboratório de Protótipos de Tratamento de Água e Efluentes (Labpro) do Departamento de Saneamento e Ambiente, da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC) da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp).

4.2 Descrição do Efluente Bruto.

No presente trabalho foi estudada a tratabilidade, por processo biológico e físico-químico, de um efluente bruto gerado na etapa de lavagem de embalagens plásticas pós-uso de óleo lubrificante conjuntamente com esgoto sanitário. Como proporção volumétrica adotou-se o valor de 75 / 25 (%) em volume total de efluente procedente da lavagem e esgoto sanitário, respectivamente, dado proporcionado pela empresa.

As alíquotas de esgoto sanitário adicionadas foram coletadas na rede de esgoto procedente do Hospital das Clínicas da FCM (Faculdade de Ciências Médicas), cantinas e

creches da UNICAMP.

A simulação da etapa de lavagem dos frascos plásticos com resíduo oleoso para gerar um efluente líquido semelhante àquele de uma indústria de reciclagem foi realizada no Labpro. O procedimento de lavagem dos plásticos foi feito em máquina de lavagem por turbilhonamento com uma capacidade útil de 40 L (Figura 4.1). Os frascos plásticos pós-uso foram previamente cortados em pequenos fragmentos de dimensão variável, entre 1 e 5 cm, numa picotadora industrial.

As condições usadas para simular a etapa de lavagem dos plásticos contaminados foram aquelas que deram melhores resultados no estudo realizado por Bordonalli (2007). Tais condições foram: 20 L de água coletada na rede de abastecimento público, aquecida a 90°C por um quilograma de plástico; 20 mL de detergente neutro por kg de plástico (o composto ativo é um tensoativo aniônico: alquil benzeno sulfonato de sódio linear); 2 kg de plástico por batelada de lavagem; e um período de lavagem com agitação de 2 horas.

No final de cada batelada de lavagem, os sólidos grosseiros, compostos principalmente por fibras de celulose (oriunda dos rótulos) e pequenos pedaços de plásticos, foram separados do efluente mediante gradeamento. A água de lavagem era filtrada através de três peneiras com tamanho de poro decrescente (Figuras 4.2).



Figura 4.1. Máquina de turbilhonamento durante a etapa de simulação da lavagem.



Figura 4.2. Aspecto das peneiras usadas para realizar a remoção dos sólidos grosseiros..

As características qualitativas médias do efluente bruto composto pelo efluente procedente da simulação da lavagem dos plásticos de óleo lubrificante e o esgoto sanitário foram obtidas mediante análise em duplicata de varias amostras. Os resultados obtidos estão demonstrados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Características qualitativas médias do efluente bruto.

Parâmetro	Valor
pH	7,14 ± 0,10
DBO ₅ , mg/L	376,77 ± 115,01
DQO, mg/L	1420,17 ± 229,57
Óleos e Graxas, mg/L	207,60 ± 11,63
Turbidez, uT	630,83 ± 132,90
Nitrogênio Total, mg/L N	19,85
Fósforo Total, mg/L PO ₄ ⁻³	14,90
Condutividade, µS/cm	400,00 ± 34,89

4.3 Descrição dos Sistemas de Tratamento.

4.3.1 Lodos Ativados por Batelada.

O desenvolvimento da fase de estudo experimental de tratamento do efluente bruto em reatores biológicos de bancada foi feita em duas etapas. A primeira, de aclimatação das duas biomassas testadas, e a segunda correspondente ao estudo da tratabilidade do efluente bruto.

4.3.2 Aclimatação das Biomassas.

Com o objetivo de avaliar a influência da população microbiana no desempenho do tratamento biológico para tratar o efluente bruto em estudo, duas biomassas foram aclimatadas. Uma delas foi originada a partir de amostra coletada no sistema de retorno de lodo da Estação de

Tratamento de Esgoto (ETE) Samambaia (SANASA-Campinas), e uma outra, combinando esse mesmo lodo junto com uma amostra de solo extraída de uma área usada pelo Petrobrás em Paulínia (São Paulo) para biodegradar efluentes oleosos, sistema de tratamento conhecido como “landfarming” (LF), em uma proporção volumétrica de solo/lodo na razão de 1/9.

Para aclimatar as duas biomassas foram usados dois reatores iguais com um volume útil de 5 litros (Figura 4.4). Cada um deles foi provido de um sistema de aeração composto basicamente por uma bomba de ar, tipo aquário, e difusores de pedra porosa, de modo a assegurar um adequado e contínuo fornecimento de oxigênio dissolvido para as bactérias, manter a biomassa em suspensão e proporcionar uma mistura completa do sistema, tendo-se uma homogeneização da suspensão do reator que permitisse o contato apropriado entre a biomassa, o substrato e o oxigênio, além de evitar a presença de zonas mortas que diminuiriam o volume útil do tanque de aeração.



Figura 4.3. Reatores de aclimação das duas biomassas.

Cada unidade partiu com 30 % do seu volume útil ocupado pela biomassa. Os dois reatores foram operados em bateladas executadas diariamente, a cada 24 horas por reator, sem descarte de lodo, e mantendo uma fração de lodo (volume preservado de uma batelada para outra) igual a 40 %, ou seja, 2 L.

A operação de adaptação das duas biomassas foi feita durante 22 dias. Os dois reatores partiram com uma alimentação composta unicamente por esgoto sanitário durante um período de quatro dias, momento a partir do qual se começou a introduzir junto a este o efluente gerado na etapa de lavagem dos plásticos, aumentando progressivamente a sua proporção no volume total de forma a atingir a composição desejada. A seqüência de trabalho foi a seguinte: proporção de efluente da lavagem/esgoto sanitário igual a 0/1 durante quatro dias; 1/3 por quatro dias; 1/1 por uma semana; e, finalmente, 3/1 por um período de mais uma semana, de modo a chegar a uma alimentação composta em 25 % por esgoto sanitário e 75 % de efluente oleoso oriundo da lavagem dos plásticos.

Os ciclos de funcionamento dos reatores para a fase de aclimação foram operados seguindo a seqüência descrita abaixo:

a) Período de aeração (reação):

Duração de cerca de 22 horas com o sistema de aeração ligado.

b) Descarte de lodo:

Na fase de aclimação da biomassa não foi executado descarte de lodo.

c) Período de sedimentação:

Duração de 1 hora com o sistema de aeração desligado, de forma a permitir a decantação do efluente e sedimentação da biomassa presente, na forma de flocos biológicos.

d) Descarte de sobrenadante:

Após 1 hora de sedimentação foi retirado um volume de sobrenadante equivalente ao 60% (3.000 mL), preservando-se o volume de lodo sedimentado.

e) Enchimento:

A reposição da mistura de efluentes, correspondente ao volume total de sobrenadante descartado foi feita instantaneamente.

Condições ambientais apropriadas são de vital importância para o crescimento e sobrevivência da massa microbiana. Conseqüentemente, durante a aclimação o pH do efluente bruto foi controlado e mantido numa faixa adequada para a vida microbiana, situada entre 6,5-7,5 e o oxigênio dissolvido dentro dos reatores foi medido de modo a verificar que o sistema de aeração instalado atendesse os requisitos necessários descritos na bibliografia, que estabelecem um valor mínimo de 2 mg/L (HIGA, 2005). Ambos os parâmetros foram medidos diariamente durante todo o período de aclimação para controlar e garantir que o sistema estivesse funcionando dentro das condições adequadas.

4.3.3 Estratégia Operacional dos Reatores Biológicos de Bancada.

Cada uma das biomassas previamente aclimatadas foi dividida em quantidades volumétricas iguais em dois reatores biológicos de modo a ter no total quatro unidades de tratamento que visaram verificar a biodegradabilidade do efluente bruto pelo processo LAB para duas biomassas diferentes com duas idades de lodo distintas. Quando inoculadas nos reatores, as biomassas, evidentemente, não se encontravam na situação de equilíbrio frente às condições de carga de substrato diária e idade de lodo. De forma a avaliar a degradabilidade e eficiência de cada uma das situações simuladas para tratar o efluente bruto, os reatores foram operados por um período de tempo suficiente para alcançar o estado de equilíbrio dinâmico. Em investigações experimentais similares (HIGA, 2005) este tempo foi estimado igual a um período de aproximadamente 2 vezes o maior valor da idade de lodo adotada.

Para realizar o estudo de tratabilidade foram montados quatro reatores idênticos constituídos por jarros cilíndricos de vidro com um volume útil de 6 L (Figura 4.5). Cada um deles foi provido de um sistema de aeração composto basicamente por uma bomba de ar, tipo aquário e difusores de pedras porosas.



Figura 4.4. Os quatro reatores LAB em bancada.

Com a intenção de verificar a influência da idade do lodo na eficiência de remoção dos poluentes no processo de lodos ativados foram simuladas duas idades de lodo diferentes para cada uma das microbiotas: 7 dias, para reproduzir um sistema de lodos ativados convencional; e 20 dias, para um sistema de aeração prolongada.

Pode-se considerar que a biomassa contida em cada reator era renovada ao final de um período igual à idade de lodo adotada. Isto quer dizer, que para uma idade de lodo equivalente a 7 dias, era retirado diariamente do sistema um volume de lodo igual a $1/7$ do volume útil do reator. Baseado neste fato, e levando em consideração o volume útil dos reatores, igual a 6 L, dos reatores que trabalharam com idades de lodo equivalente a 7 e 20 dias, foram retirados a cada dia um volume de 857 mL e 300 mL, respectivamente.

A relação entre os nutrientes (em massa) do efluente bruto, $DBO_5:N:P$, foi igual a 100:5,3:3,9, apresentando valores acima dos requisitos mínimos indicados na literatura (VON SPERLING, 2002), que são de 100:5:1 e 100:3:0,5, para sistema convencional e aeração prolongada, respectivamente. Não sendo, portanto, necessário adicionar nutrientes no efluente bruto.

A estratégia de operação planejada considerou ciclos de trabalho de 24 horas, com descarte de lodo no final do período de aeração em função da idade de lodo com o sistema em regime de mistura completa e a manutenção de uma fração de lodo igual a 40 % do volume útil dos reatores, o que resultou em um volume de preenchimento por batelada e por reator de 3,6 L.

O ciclo de operação dos reatores é mostrado nas Figuras 4.6 até 4.9. O procedimento seguido foi similar àquele executado na fase de aclimatação, sendo:

a) Período de aeração (reação):

Duração de cerca de 22 horas com o sistema de aeração ligado.

b) Descarte de lodo:

Os descartes de lodo foram executados no final da etapa de aeração com o sistema de aeração ligado para proporcionar uma perfeita homogeneização do volume contido no reator, e de forma que fosse possível manter o controle do parâmetro idade de lodo. Os volumes retirados em cada batelada foram 857 e 300 mL para as idades de lodo de 7 e 20 dias, respectivamente.

c) Período de sedimentação:

Duração de 1 hora com o sistema de aeração desligado, de forma a permitir a decantação do efluente e sedimentação da biomassa presente, na forma de flocos biológicos.

d) Descarte de sobrenadante:

A manutenção de uma fração de lodo igual a 40 % do volume total útil dos reatores indica que 2.400 mL do conteúdo de cada reator devam ser mantidos ao final de cada batelada nos reatores, preservando-se a biomassa para a batelada seguinte. Desta forma, 60 % do volume total útil de cada reator (3.600 mL) devia ser descartado, o qual incluía o descarte do lodo em excesso e do sobrenadante (efluente tratado).

Para completar o volume total a ser descartado (3.600 mL), após o período de sedimentação foram retirados os seguintes volumes de sobrenadante: 2.743 e 3.300 mL, para os reatores com idade de lodo de 7 e 20 dias, respectivamente.

e) Enchimento:

A reposição da mistura de efluentes, correspondente ao volume total de sobrenadante descartado foi feita instantaneamente.



Figura 4.5. Aspecto do reator durante o período de aeração.

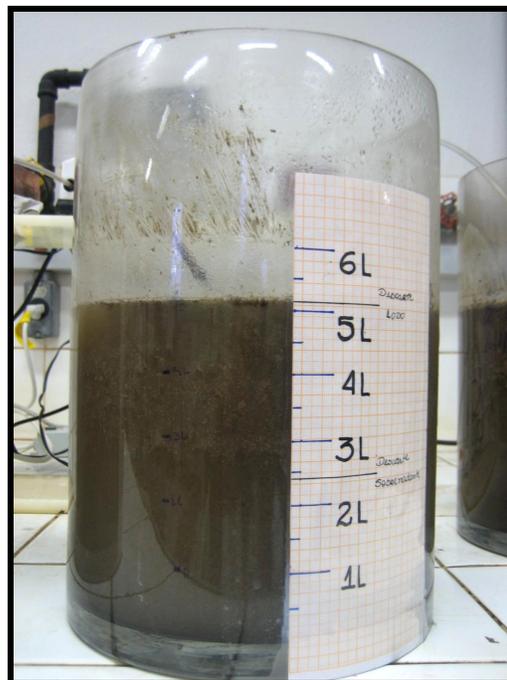


Figura 4.6. Aspecto do reator após descarte de lodo.



Figura 4.7. Aspecto dos reatores após o período de sedimentação.



Figura 4.8. Aspecto dos reatores após descarte do sobrenadante.

As condições segundo as quais foram executados os ensaios dos reatores estão apresentadas na Tabela 4.2:

Tabela 4.2. Condições operacionais dos quatro reatores biológicos.

Dados	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
Volume útil, mL	6000			
Fração de lodo, %	40			
Volume de enchimento, mL	3600			
Biomassa	ETE	ETE	ETE+LF	ETE+LF
Idade de lodo, dias	7	20	7	20
Período de aeração, h	22			
Período de sedimentação, h	1			
Descarte de lodo, mL	857	300	857	300
Descarte de sobrenadante, mL	2743	3300	2743	3300

Vários parâmetros foram analisados com o objetivo de realizar o monitoramento do desempenho do sistema durante o período de investigação experimental. As variáveis controladas e a frequência de monitoramento são mostradas na Tabela 4.3:

Tabela 4.3. Variáveis analisados das amostras do sistema LAB.

Parâmetros	Sobrenadante	Lodo descartado
SST e SSV	Semanalmente	Cada 2-3 dias
SDT e SDV	Semanalmente	Semanalmente
Turbidez	Cada 3 dias	---
DQO	Cada 2-3 dias	---
Condutividade Elétrica	Cada 2-3 dias	---
Óleos e Graxas	Semanalmente	---
DBO5	Semanalmente	---

Todos os parâmetros mencionados na Tabela 4.3 serviram de indicativos do andamento do sistema de lodos ativados.

A biomassa dos sistemas biológicos foi determinada mediante análises da fração volátil do total de sólidos em suspensão (parâmetro de Sólidos Suspensos Voláteis, SSV) das amostras de lodo descartado, a qual serviu como aproximação da massa biológica ativa. Essa variável era fundamental para apontar o momento em que o equilíbrio dinâmico entre a quantidade de alimento disponível e a capacidade de sustentação da própria biomassa era alcançada, manifestando-se pela presença de uma concentração de SSV dentro de uma faixa constante em cada um dos reatores.

4.4 Tratamento Físico-Químico: Flotação por Ar Dissolvido.

4.4.1 Equipamentos e Produtos Químicos.

A simulação do processo de FAD foi feita numa unidade de flotação por ar dissolvido em escala de bancada, conhecido como floteste da marca Nova Etica (Figura 4.10). O mesmo é constituído, principalmente, pelos seguintes elementos: uma câmara de pressurização e recirculação com capacidade de aproximadamente 2,5 L (Figura 4.11); cinco jarros em acrílico transparente, onde ocorrem as etapas de coagulação, floculação e flotação, de base quadrada e dimensões 115 x 115 mm (volume útil de 2 L); um dispositivo de aplicação simultânea dos produtos químicos e de coleta de amostras dos jarros; e um conjunto mecânico - elétrico dotado de um motor com a capacidade de prover rotações estáveis entre 15 e 480 rpm nas paletas agitadoras dos jarros (1" x 3"). A base dos jarros é composta por duas placas de acrílico espaçadas em 5 mm. A placa inferior é constituída de canais condutores de água saturada com ar (água de recirculação) e tem por objetivo conduzi-la e distribuí-la com maior rapidez, preenchendo o espaço situado abaixo da placa superior, a qual contém 121 orifícios de 2 mm de diâmetro, espaçados de 10 mm que permitem a introdução e distribuição uniforme da água saturada com ar. A condução da água de recirculação é feita mediante pequenos tubos de poliuretano que resistem a alta pressão (até 15 atm), registros de esfera e tês de conexão rápida, empregados em sistemas pneumáticos.

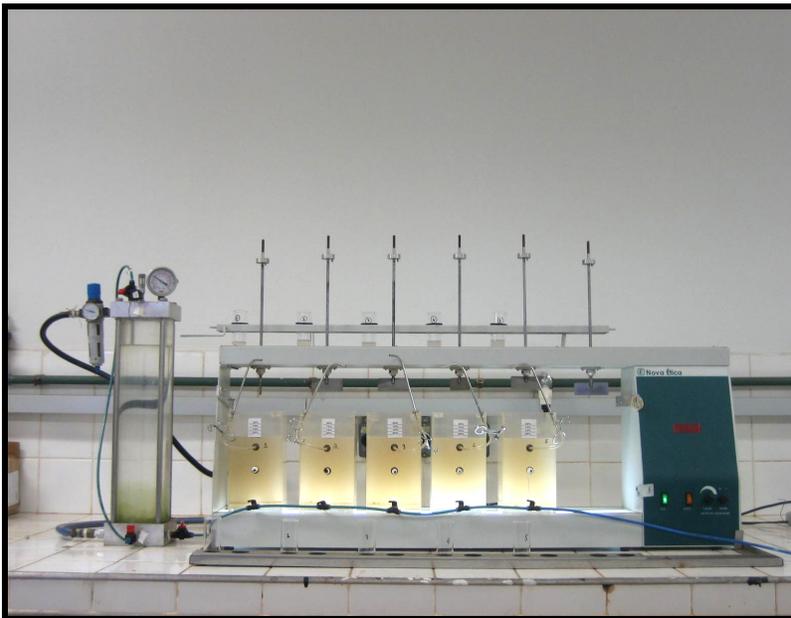


Figura 4.9. Equipamento de floteste.



Figura 4.10. Câmara de pressurização.

Para o desenvolvimento dos ensaios foram utilizados dois tipos de coagulantes químicos descritos a seguir:

- PAC (Hidroxiclreto de Alumínio) NHEELFLOC 1060 da Indústria NHEEL QUÍMICA Ltda., cujas propriedades são mostradas na Tabela 4.4:

Tabela 4.4. Características e especificações do PAC NHEELFLOC 1060.

Parâmetro	Valor
Aspecto	Líquido límpido
Cor	Âmbar caramelo claro
Al ₂ O ₃ , m/m %	10,6
Basicidade, m/m %	63,9
Densidade relativa a 25 °C, g/cm ³	1,26

- PAC (Hidroxiclreto de Alumínio) PANFLOC TE HIPER PLUS da Indústria PAN-AMERICANA S.A., com as suas especificações técnicas apresentadas na Tabela 4.5:

Tabela 4.5. Características e especificações do PAC PANFLOC TE HIPERPLUS.

Parâmetro	Valor
Aspecto	Líquido levemente turvo
Cor	Amarelado a âmbar
Al ₂ O ₃ , m/m %	22,6
Basicidade, m/m %	82,5
Densidade relativa a 25 °C, g/cm ³	1,35

O pH das amostras foi corrigido usando-se, ou solução de ácido clorídrico 0,1 mol L⁻¹ como acidificante, ou solução de hidróxido de sódio 0,1 mol L⁻¹ como agente basificante, ambas preparadas previamente no Labpro.

4.4.2. Operação do Equipamento Floteste.

A manipulação do equipamento para realizar os ensaios no floteste foi semelhante àquele descrito por Di Bernardo & Ceturione Filho (2003). As etapas de operação são sumarizadas a seguir:

- Preenchimento da câmara de saturação com água clarificada, pressurizando-a a um valor preestabelecido (400 kPa) com introdução de ar comprimido, borbulhando-o por período aproximado de 10 minutos de forma a proporcionar a dissolução próxima à saturação para as condições estabelecidas de pressão.
- Adição gradativa do efluente a ser tratado nos jarros de flotação até atingir a marca de 2 L em cada um deles. Quando o volume de efluente atingia um quarto do volume total, os jarros eram inclinados para que ocorresse a expulsão das bolhas e pequenas bolsas de ar que pudessem ficar retidas na base, as quais poderiam afetar à distribuição da água saturada com ar durante a recirculação,
- As mangueiras de poliuretano condutoras da água saturada para os jarros eram conectadas

utilizando os tês e preenchidas com água saturada procedente da câmara de pressurização, efetuando-se o descarte de uma pequena parcela de água saturada pela linha de alimentação dos jarros. Deste modo, conseguia-se manter o sistema pressurizado até a entrada da água nos jarros de flotação e era possível verificar se as mangueiras estavam bem conectadas aos jarros, evitando vazamentos na execução dos ensaios.

- Início da agitação nos jarros, mediante ajuste de rotação no motor, impondo um gradiente de velocidade (G_{mr}) nas paletas, correspondente à etapa de mistura rápida.
- Correção do pH das amostras de acordo com a necessidade, mediante agente basificante ou acidificante.
- Introdução simultânea das soluções de coagulantes em dosagens pré-calculadas, para determinar a sua influência na formação de flocos e clarificação do efluente.
- Após o período de mistura rápida (T_{mr}) escolhido, reduzia-se a rotação do equipamento para o valor correspondente ao gradiente de velocidade de floculação desejado (G_f).
- Finalizado o período de floculação (T_f), desligava-se o agitador, retiravam-se as hastes dos agitadores e abriam-se imediatamente os registros dos jarros de flotação para a aplicação da água de recirculação com a taxa (R) prevista. Terminada a introdução da água o cronômetro era acionado. Na seqüência de imagens apresentada nas Figuras 4.12 até 4.15 é mostrada a progressiva clarificação da amostra após a introdução da água saturada. A quantidade de água de recirculação introduzida em cada jarro era calculada em função do volume do mesmo (2000 mL). Portanto, se a taxa for do 20 %, o volume de água saturada com ar introduzido será de 400 mL.
- Depois de um período predeterminado, calculado a partir do valor de velocidade ascensional (V_{asc}), era iniciada a coleta do subnadante clarificado. No início da mesma era efetuado sempre um descarte da água por 5 s para evitar que o volume contido no interior das mangueiras de coleta não interferisse na amostra clarificada. Com o ponto de coleta situado a 12 cm da base dos jarros, o tempo de coleta (T_c) foi assim calculado: $T_c = 12 \text{ (cm)} / V_{asc} \text{ (cm/min)}$. Para a V_{asc} de trabalho, 5 cm/min, as amostras foram coletadas após 2 min e 24 s. A coleta iniciava-se após 2 min e 14 s (descarte começando

com 2 min e 09 s) e terminava-se com 2 min e 34 s (executando-se tempos de coleta de 20 s), de modo que o tempo médio de coleta coincidia-se com o Tc da correspondente Vasc.

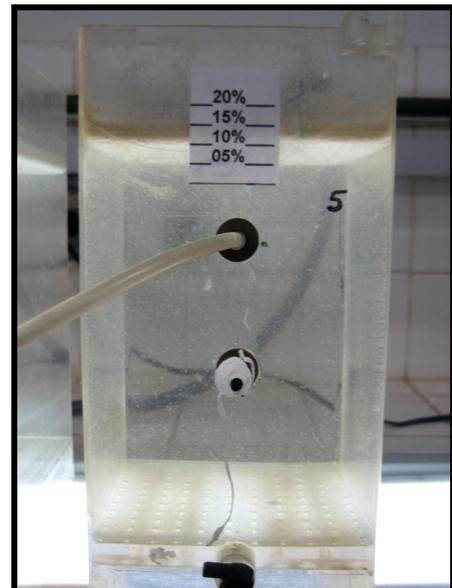
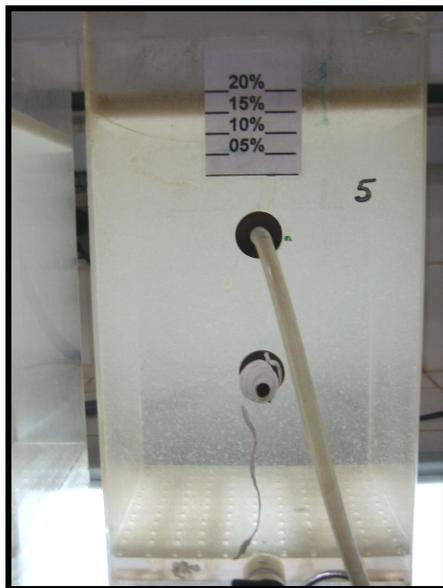
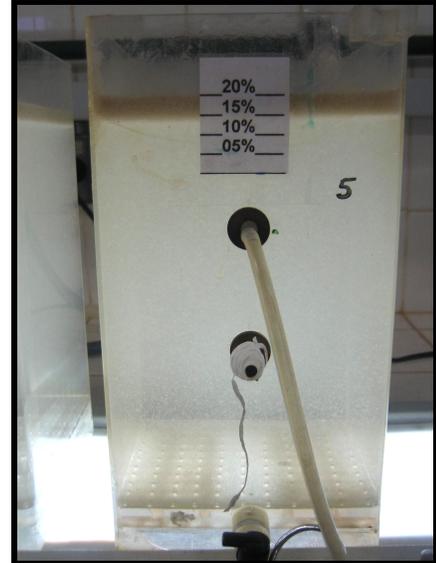
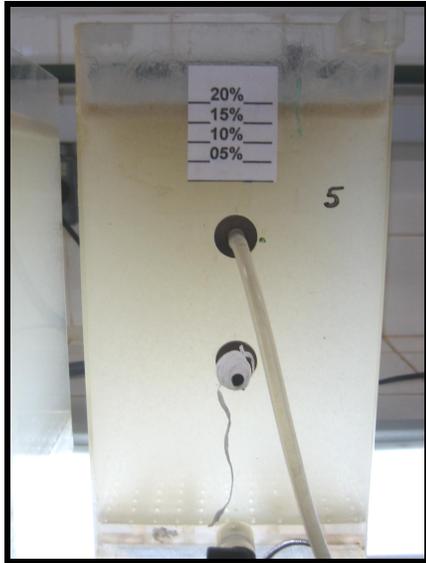


Figura 4.11, 4.12, 4.13 e 4.14. Seqüência de clarificação da amostra bruta após a introdução da água saturada.

- Efetuavam-se as análises das variáveis de cada amostra tratada de acordo com cada etapa de trabalho, descritas no item 4.4.3. Os valores dos resultados analíticos levavam em consideração os efeitos da diluição provenientes da introdução de água saturada com ar.

Para uma amostra “flotada” com taxa de recirculação a 20 %, ou seja, introdução de 400 mL de água saturada nos jarros, o volume total passa a ser 2.400 mL. De modo, que para um valor de turbidez de, por exemplo 4 uT, a correção será feita dividindo-se pelo valor 0,83 (2000/2400), e a turbidez corrigida da amostra será 4,8 uT.

4.4.3 Metodologia Seguida para os Ensaios de Floteste.

Levando-se em consideração os procedimentos seguidos por Centurione Filho (2002) e Teixeira (2003) para a execução dos ensaios de flotação em equipamento de bancada, a metodologia adotada neste estudo esteve dividida em uma série de etapas, durante as quais foram realizados diversos testes cujo objetivo foi determinar as condições mais apropriadas para otimizar o tratamento do efluente bruto estudado mediante o processo de flotação por ar dissolvido. Conforme segue, se descrevem os passos seguidos no estudo:

1) Testes preliminares visando a escolha do coagulante.

Nesta primeira fase foi testada a habilidade dos dois coagulantes químicos descritos no item 4.4.1 para tratar o efluente bruto mediante flotação por ar dissolvido. O critério de seleção foi feito em função da eficiência na redução dos valores de turbidez do efluente bruto.

Para cada coagulante químico foram ensaiadas três dosagens diferentes (40,0; 80,0 e 120,0 mg/L) em função de vários valores de pH do efluente bruto, com o objetivo de obter os pares “dosagem de coagulante x pH” que permitissem escolher o coagulante mais apropriado para o tratamento por flotação.

Antes da etapa de mistura rápida, o pH inicial do efluente bruto, denominado como pH in, foi corrigido para três valores previamente definidos: 5,0; 7,0 e 9,0, mediante o uso das soluções de ácido clorídrico e hidróxido de sódio. Finalizado o ensaio de floteste, o pH (pH final) foi de novo medido com o objetivo de conhecer o modo em que o coagulante químico interferia no pH do efluente final. Nos testes realizados nas seguintes etapas, o pH (pH coagulação) foi medido durante a etapa de floculação, visando conhecer a medida exata na qual ocorre a remoção dos poluentes presentes no efluente bruto.

Os demais parâmetros operacionais foram mantidos constantes, sendo mostrados na Tabela 4.6:

Tabela 4.6. Parâmetros constantes para ensaios floteste da etapa 1.

Saturação da água de recirculação	
Pressão da câmara de saturação (P _{sat})	400 kpa
Tempo de saturação (T _{sat})	10 min.
Etapa de mistura rápida	
Velocidade de mistura rápida (G _{mr})	800 s ⁻¹
Tempo de mistura rápida (T _{mr})	10 seg.
Etapa de floculação	
Velocidade de floculação (G _f)	40 s ⁻¹
Tempo de floculação (T _f)	10 min.
Etapa de flotação	
Velocidade ascensional (V _{asc})	5 cm/min
Taxa de recirculação (R)	20%

2) Construção do diagrama de coagulação:

Uma vez selecionado na primeira etapa o coagulante mais eficiente, foi construído o diagrama de coagulação do mesmo com os valores de DQO remanescente para os pares de valores “dosagem de coagulante \times pH”, determinando-se desta maneira as regiões ótimas de trabalho.

Cada uma das dosagens aplicadas de coagulante químico (25, 45, 65, 85 e 105 mg/L), foram estudadas para 5 valores diferentes de pH de coagulação, monitorando-se os valores de turbidez e DQO das amostras flotadas.

Os demais parâmetros operacionais foram mantidos constantes e iguais aos descritos na tabela 4.6.

3) Caracterização do efluente clarificado:

De posse do par de valores “dosagem de coagulante \times pH” ótimos obtidos por meio da análise do diagrama de coagulação, a amostra clarificada foi caracterizada mediante a determinação dos seguintes parâmetros de análise: cor, turbidez, condutividade, DQO, DBO₅, e óleos e graxas.

4.5. Monitoramento dos Ensaiois.

O monitoramento dos processos testados foi realizado mediante a determinação dos parâmetros apresentados na Tabela 4.7. Na mesma são também indicados os procedimentos operacionais utilizados na determinação dos parâmetros de estudo, os quais, com exceção dos ensaios de nitrogênio e fósforo total, foram feitos segundo a metodologia padrão da APHA/AWWA/WEF (1998). As análises necessárias foram divididas entre o Labpro e o Laboratório de Saneamento (Labsan), do Departamento de Saneamento e Ambiente da FEC (UNICAMP).

Tabela 4.7. Procedimentos seguidos para realizar as análises.

Parâmetro	Método
pH	Método 4500 H+B
DBO ₅	Método 5210 B
DQO	Método 5220 D
Óleos e Graxas	Método 5520 D
Turbidez	Método 2130 B
Nitrogênio Total	Hach DPD Method 10071
Fósforo Total	Hach DPD Method 8190
Série de sólidos	Método 2540
Condutividade	Método 2510 B

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.

A seguir são apresentados e discutidos os resultados obtidos nos ensaios realizados para tratar o efluente bruto composto pelo efluente oleoso procedente da lavagem de plástico pós-consumo de óleo lubrificante e esgoto sanitário, mediante os dois métodos de tratamento descritos no capítulo anterior, processo biológico por lodos ativados em batelada, e processo físico-químico, flotação por ar dissolvido.

Neste capítulo os dados são dispostos em formato de gráficos e tabelas de modo que o entendimento e análise dos resultados sejam mais simples. Partes dos dados obtidos estão disponíveis em tabelas nos Anexos A, B e C.

5.1. Estudo de Tratabilidade por Processo Biológico: Lodos Ativados por Batelada.

O desenvolvimento do trabalho experimental com reatores por lodos ativados em batelada requereu uma duração de aproximadamente três meses e meio, tempo necessário para montar o sistema, aclimatar as duas biomassas de trabalho e atingir as condições de equilíbrio dinâmico nos reatores biológicos. Uma vez aclimatadas as duas biomassas, deu-se início ao estudo de tratabilidade com o sistema biológico. Durante este período foram monitorados os seguintes parâmetros: série de sólidos, condutividade, turbidez, DQO, DBO₅ e óleos e graxas (O&G).

Os resultados obtidos para cada um desses indicadores são apresentados e discutidos individualmente a seguir.

5.1.1. Série de Sólidos.

O monitoramento da série de sólidos nos reatores biológicos foi realizado mediante análises semanal das amostras de lodo descartado em cada um dos reatores, as quais, lembrando, eram extraídas no final do período de aeração com o conteúdo do reator homogeneizado (Figuras 5.1 a 5.4). Os valores de SSV do lodo descartado foram determinados com uma frequência maior, a cada 2-3 dias, pela sua importância e estrita relação com o bom funcionamento do sistema de lodos ativados, e por servir como indicativo da evolução da concentração da biomassa, permitindo conhecer o momento no qual o sistema alcançou o equilíbrio dinâmico. Os resultados das análises de SSV são mostrados nas Figuras 5.5 e 5.6.

Tabela 5.1 Valores de Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das amostras de lodo descartado para os quatro reatores.

Data	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
<i>17/out</i>	1294	1200	1250	1300
<i>19/out</i>	1350	2200	1750	1450
<i>22/out</i>	1050	2000	1300	1500
<i>24/out</i>	1160	2200	1400	1900
<i>26/out</i>	1080	2100	1150	1850
<i>27/out</i>	1000	1800	1050	1550
<i>30/out</i>	790	1775	1000	1175
<i>1/nov</i>	803	1780	521	1400
<i>3/nov</i>	857	1820	944	1540
<i>6/nov</i>	817	2020	960	1523
<i>8/nov</i>	737	2043	950	1500
<i>10/nov</i>	812	2157	962	1486
<i>13/nov</i>	750	2117	1070	1538
<i>17/nov</i>	783	2000	980	1650
<i>Media após Eq. Dinâmico</i>	794 ± 36	2067 ± 60	858 ± 43	1540 ± 53

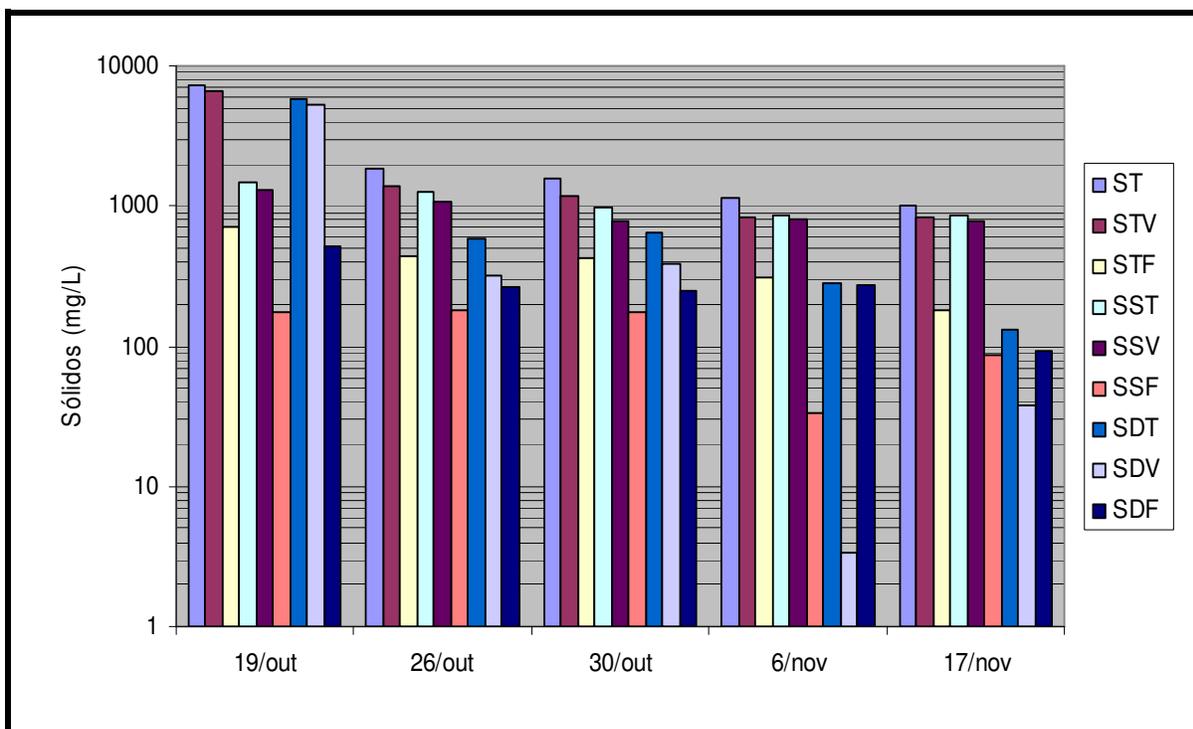


Figura 5.1. Série de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 1.

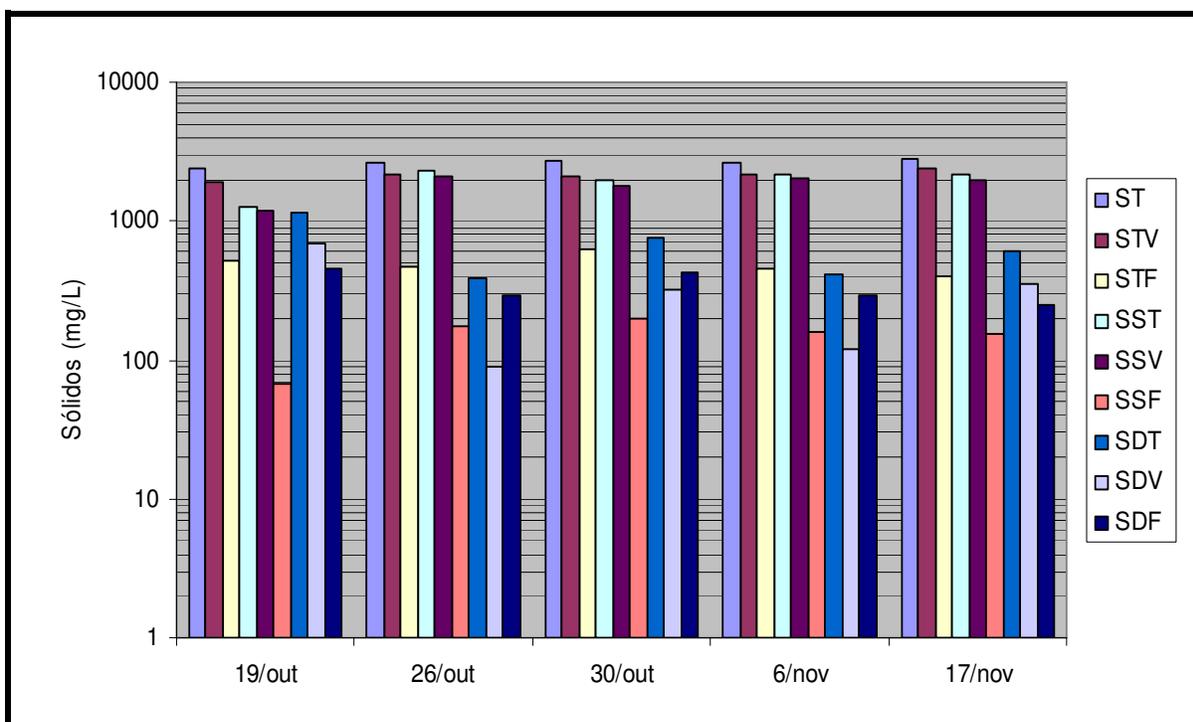


Figura 5.2. Série de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 2.

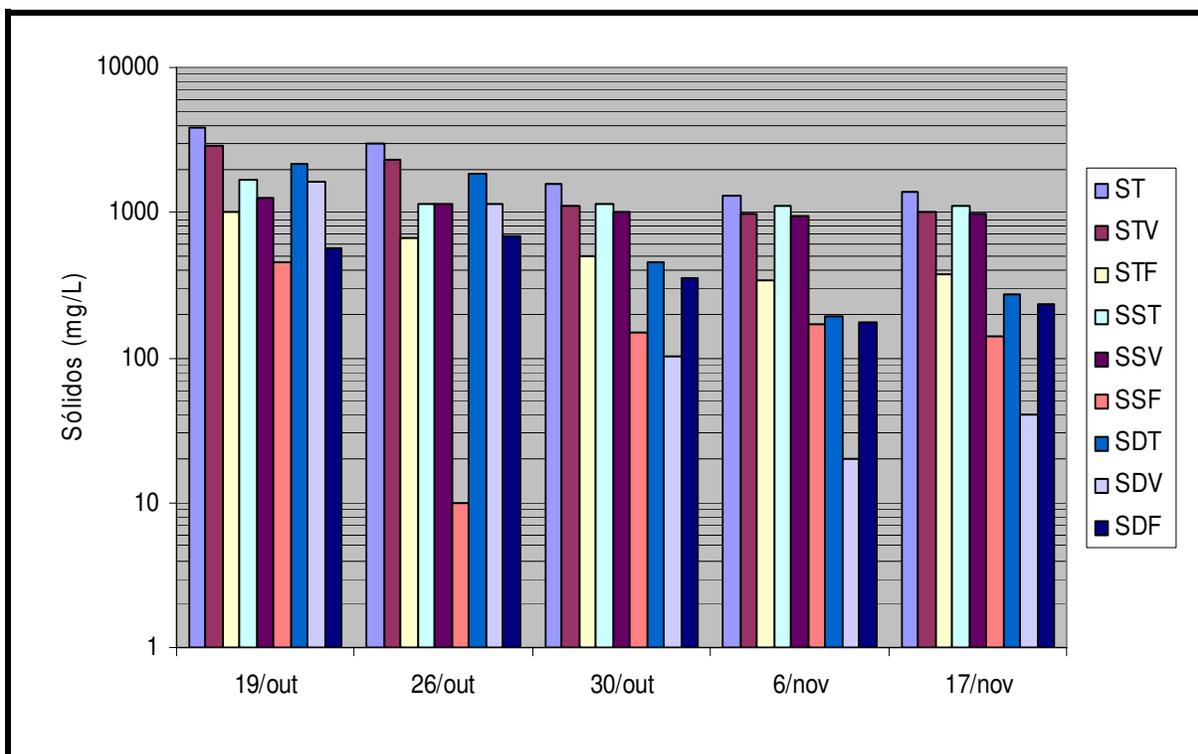


Figura 5.3. Série de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 3.

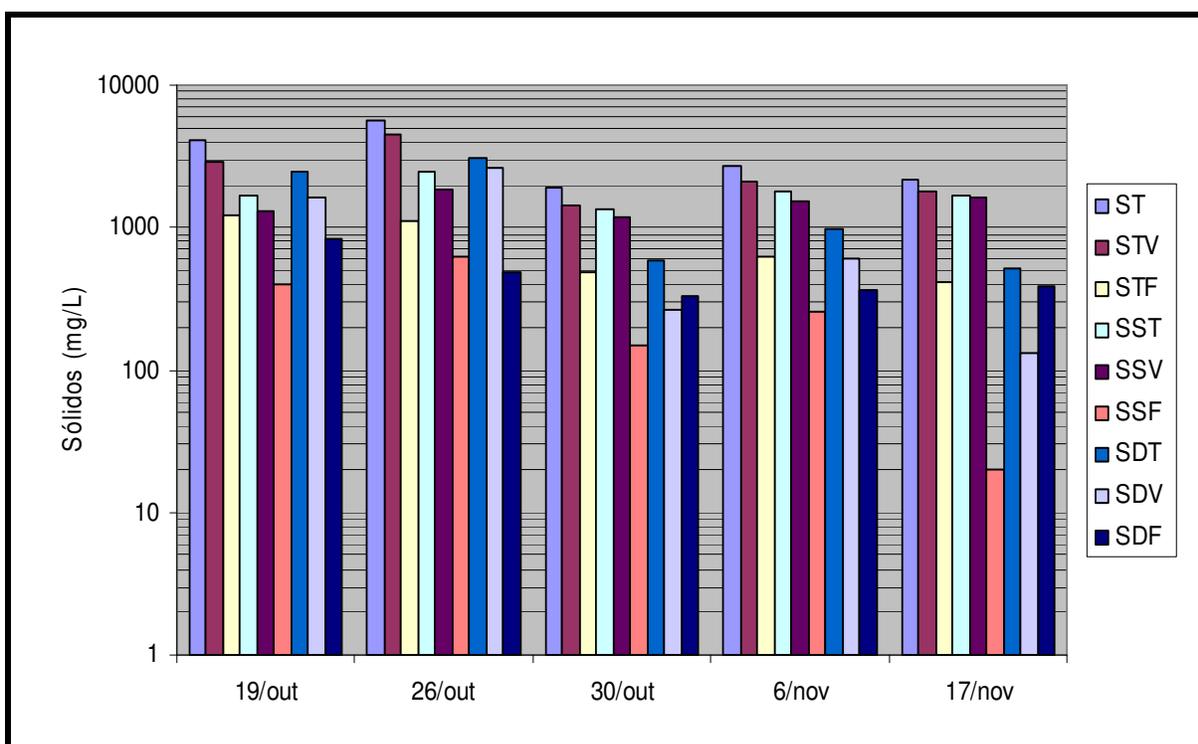


Figura 5.4. Série de sólidos das amostras de lodo descartado do Reator 4.

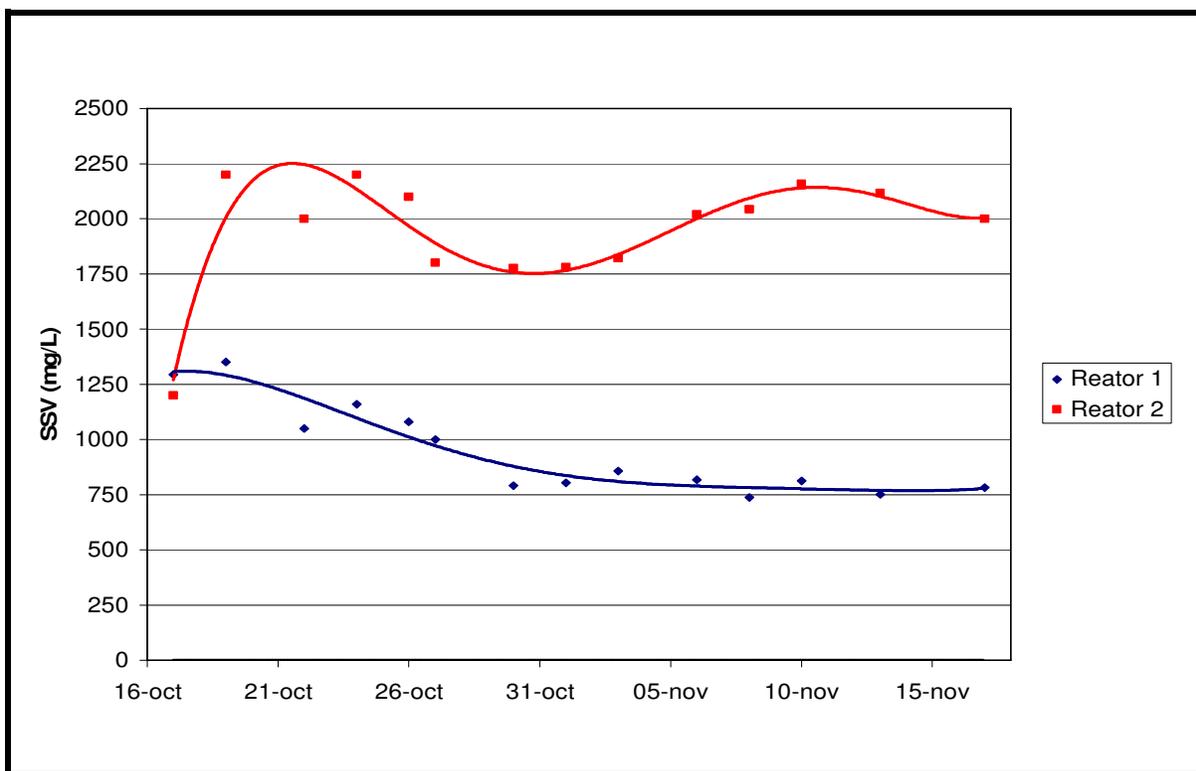


Figura 5.5. Variação da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) em função do tempo de operação para os reatores 1 e 2.

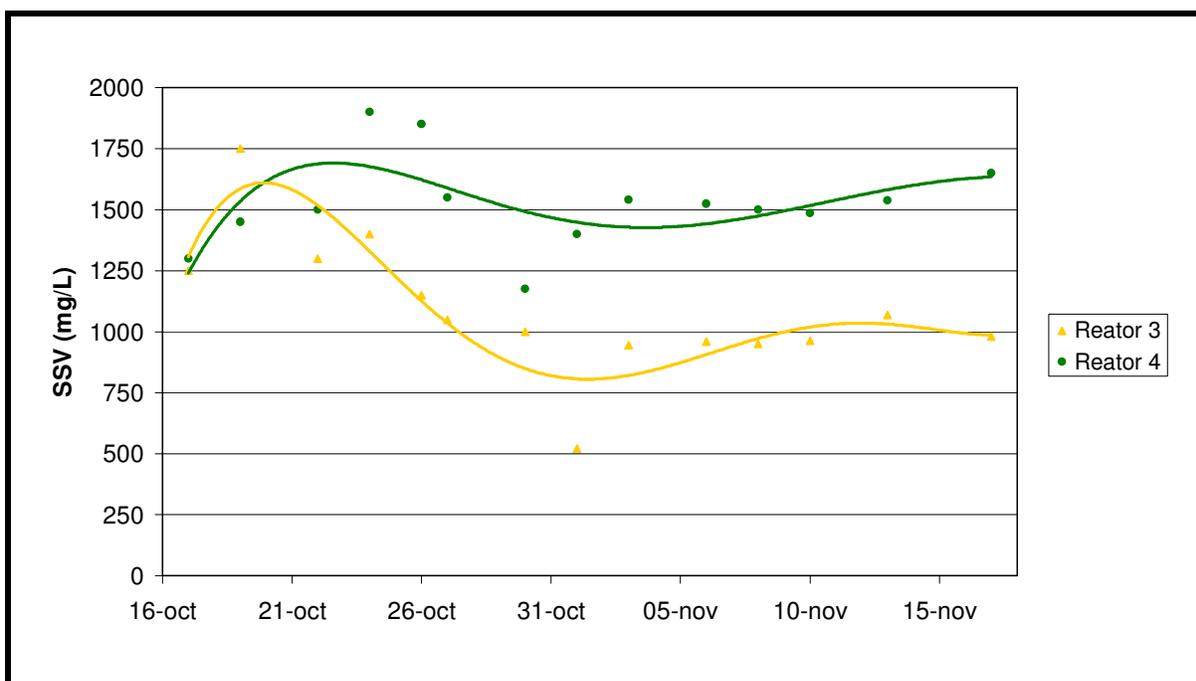


Figura 5.6. Variação da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) em função do tempo de operação para os reatores 3 e 4.

Com o objetivo de levar em conta as possíveis perdas de biomassa que pudessem ser removidas dos reatores junto com o sobrenadante por causa de uma sedimentação incompleta no período de sedimentação ou erros inerentes à própria coleta, foram medidos semanalmente os valores de SSV do sobrenadante. Os resultados obtidos permitiram obter um valor médio da quantidade de biomassa retirada por batelada na fase de descarte do sobrenadante com o qual foi possível obter o fator de correção da idade de lodo de modo a ter o valor real deste parâmetro (Tabela 5.1.)

Tabela 5.2. Correção da idade de lodo através das medidas de SSV das amostras de sobrenadante.

Parâmetros	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
SSV médio, mg/L	25,0	25,0	48,3	36,7
Idade de lodo teórica, d	7	20	7	20
Idade de lodo real, d	6,8	18,5	6,6	17,8

Por meio dos resultados apresentados nas Figuras 5.1 a 5.6 e na Tabela 5.1 é possível tecer alguns comentários e realizar as seguintes conclusões:

- Os valores de SSV das amostras de lodo descartado nos reatores biológicos experimentaram uma tendência em estabilizar-se numa faixa de concentração constante, indicando o momento no qual se alcançou a situação de equilíbrio dinâmico do sistema. Dependendo da idade de lodo operada, os sistemas evoluíram de um modo diferente. Os reatores operados com uma idade de lodo menor sofreram, com o decorrer do tempo de funcionamento, uma queda até atingir o equilíbrio, diferentemente daquele experimentado nos reatores de idade de lodo superior, cujos dados de SSV foram aumentando até estabilizarem-se no equilíbrio. O menor volume descartado nos reatores operados com aeração prolongada propiciou uma maior disponibilidade de biomassa para assimilar o substrato afluente, resultando em taxas maiores de produção de sólidos biológicos, e em decorrência em um inicial aumento da biomassa presente no reator até atingir o equilíbrio entre a carga de alimento fornecida diariamente e a idade de lodo mantida no reator.
- Como era esperado, os sistemas com menor idade de lodo, precisaram de um período de tempo mais curto de operação para atingir a condição de equilíbrio dinâmico quando comparados com os reatores de maior idade de lodo. Devido as maiores quantidades de

lodo descartadas diariamente nos sistemas de lodo ativados convencional, o período de tempo necessário para chegar no equilíbrio entre a quantidade de substrato disponível e a capacidade de sustentação da biomassa foi menor. As datas nas quais foi considerado alcançado o equilíbrio foram: reator 1 – 30 de outubro; reator 2 – 6 de novembro; reator 3 – 30 de outubro; e reator 4 – 3 novembro.

- Os sistemas de aeração prolongada manifestaram concentrações de SSV mais altas comparadas aos reatores com tempos de detenção dos sólidos menores. O menor descarte diário de lodo foi o responsável pela presença de uma maior concentração de biomassa no interior do reator.
- As variações e flutuações para os valores determinados de SSV, em especial, os dados obtidos no dia 1/11 para o reator 3, e o 30/10 para o reator 4, podem ser atribuídos a erros inerentes à coleta de amostras,
- Os valores de SSV obtidos não mostraram variações significativas em função da biomassa de partida usada para cada uma das configurações de trabalho estudadas.
- Com o transcorrer do tempo de operação, as concentrações de SDV restantes nos quatro reatores no final do período de aeração foram diminuindo. Para proporcionar uma melhor visualização deste fato na Figura 5.7 são apresentados os valores de SDV ao longo do tempo para cada um dos reatores. Apesar das flutuações, conforme pode ser observado pelos dados mostrados na Figura 5.7, percebe-se a progressiva melhoria com o tempo de operação na capacidade dos microorganismos em assimilar a matéria orgânica dissolvida afluente, refletidos nas, cada vez menores, quantidades de SDV presentes no reator no final do período de reação.

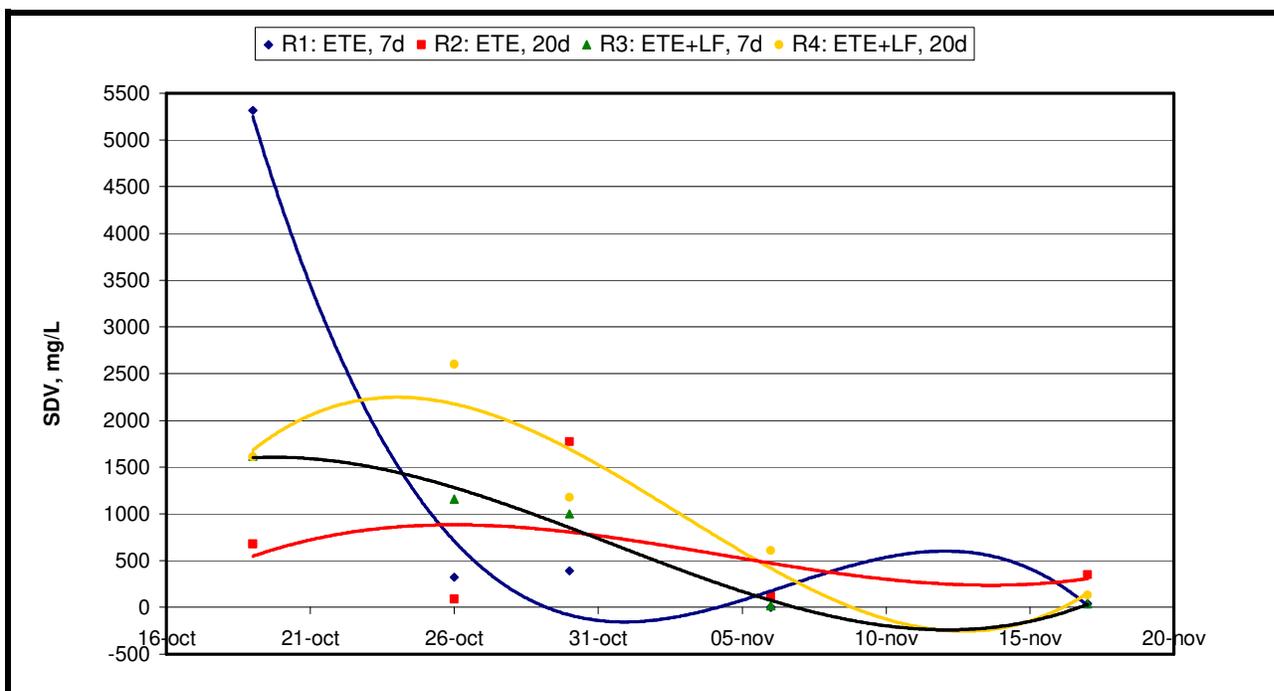


Figura 5.7. Variação da concentração de SDV em função do tempo de operação para os quatro reatores.

5.1.2. Condutividade Elétrica.

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade da água em conduzir a corrente elétrica, a qual depende da concentração das espécies iônicas e da temperatura, portanto está relacionada com a quantidade de sais existentes no corpo d'água (CETESB, 2001). A condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral. Variações da condutividade elétrica podem estar relacionadas às mudanças na concentração de sólidos dissolvidos totais resultantes da mineralização da matéria orgânica. À medida que mais sólidos dissolvidos são formados por meio do processo de mineralização, a condutividade da água aumentará.

Os valores de condutividade foram medidos em média a cada 3 dias para as amostras de sobrenadante, e são apresentados na Figura 5.8.

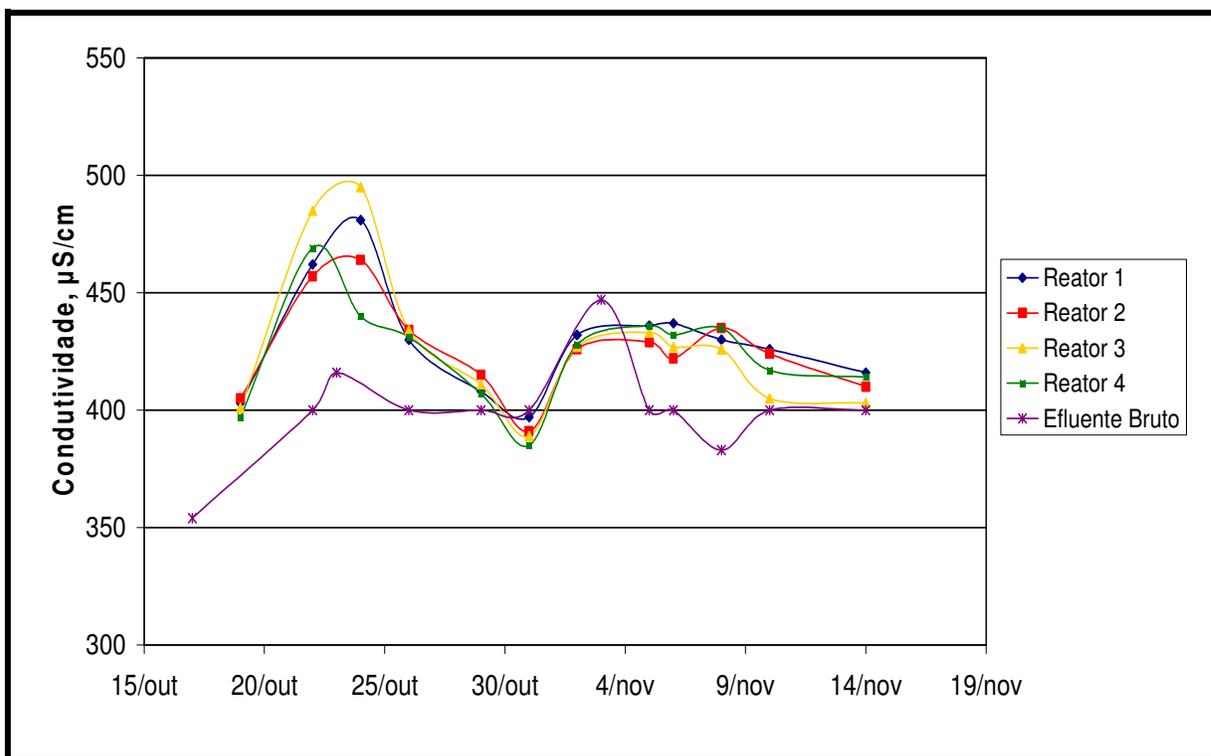


Figura 5.8. Valores de condutividade das amostras de sobrenadante dos reatores biológicos.

Conforme pode ser observado na Figura 5.8, os valores de condutividade das amostras de sobrenadante se mantiveram, na quase totalidade do processo, acima dos valores apresentados pelo efluente bruto, colocando em evidência o fato da ocorrência do processo de mineralização da matéria orgânica que aconteceu durante a etapa de reação. Os valores de condutividade obtidos para as amostras de sobrenadante dos quatro reatores não apresentaram grandes diferenças em relação às diferenças operacionais empregadas em cada um dos sistemas.

5.1.3. Turbidez.

A capacidade dos reatores biológicos em reduzir os valores de turbidez do efluente bruto foi avaliada por meio da análise de tal parâmetro para as amostras de sobrenadante em média a cada 3 dias. Os resultados obtidos das análises de turbidez para as amostras dos quatro reatores são apresentadas na Tabela 5.2, enquanto que na Figura 5.9 são mostradas as porcentagens de turbidez remanescente.

Tabela 5.3. Valores de turbidez (uT) do sobrenadante dos reatores biológicos.

Data	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
19/out	9	12	9	9
22/out	9	12	9	9
24/out	22	22	17	13
26/out	13	14	15	12
29/out	26	22	16	19
31/out	16	4	13	14
2/nov	18	10	22	22
5/nov	20	12	15	35
6/nov	16	5	12	23
8/nov	18	5	29	18
10/nov	25	6	19	18
14/nov	22	15	24	20
<i>Media(*)</i>	19,3 ± 3,1	7,8 ± 4,2	19,1 ± 5,8	22,7 ± 5,8
<i>Eficiência remoção (%)</i>	96,9	98,8	97,0	96,4

*, valores médios calculados a partir da data na qual foi considerado alcançado o equilíbrio do sistema.

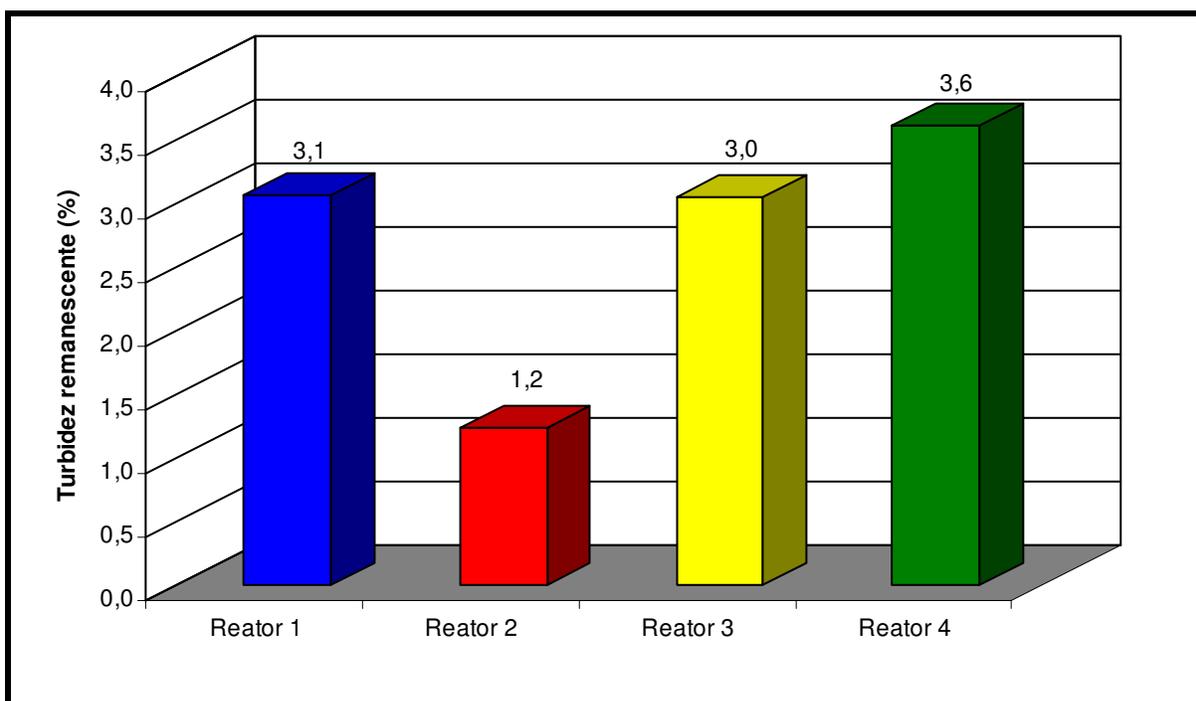


Figura 5.9. Valores remanescentes de turbidez (%) nos reatores estudados.

A turbidez média do efluente bruto, 630,8 uT, foi reduzida de modo satisfatório pelos quatro reatores, apresentando porcentagens de turbidez remanescentes menores do 4 %. Os valores de turbidez remanescente nos reatores 1, 3 e 4 foram similares, com valores compreendidos entre 3 e 3,6 %. O reator 2 foi identificado como aquele com melhor capacidade em reduzir a concentração de compostos particulados, com uma turbidez remanescente igual a 1,2 %. Convém salientar que no começo da operação do sistema, os quatro reatores, com concentrações iguais de biomassa, apresentaram valores muito parecidos, porém com o passar do tempo, a execução da operação de descarte do lodo foi provocando uma diferença nas concentrações de lodo ativado entre os reatores com diferente idade de lodo, o qual teve como resultado uma diferenciação nos valores de remoção da turbidez obtidos.

Segundo Bitton (2005), a sedimentação do lodo depende da relação A/M e a idade do lodo. Segundo o mesmo autor, o sistema apresentaria boas características de sedimentabilidade, principalmente quando os microorganismos estiverem na fase endógena, isto é, quando as fontes de carbono e energia estiverem limitadas e as taxas de crescimento específica dos microorganismos forem baixas. Portanto, baixos valores de A/M manifestaram melhor sedimentabilidade do lodo, isto é, menores quantidades de biomassa dispersa. Coincidindo com o descrito por Bitton (2005), para os reatores com biomassa procedente da ETE, as amostras do reator com idade de lodo maior, a qual se caracteriza por ter menores valores de A/M e que se encontravam em condições de fase endógena, apresentaram valores de turbidez menores, manifestando melhores características de sedimentabilidade do que os reatores com idade de lodo menor. No caso dos reatores 3 e 4, não foram apreciadas diferenças significativas entre as duas idades de lodo operadas.

5.1.4. Análises de Óleos e Graxas.

A habilidade dos reatores biológicos em remover os óleos e graxas contidos no efluente bruto foi, no presente trabalho, avaliado mediante a análise deste parâmetro nas amostras coletadas de sobrenadante depois de alcançado o equilíbrio dinâmico. Os valores obtidos, assim como o percentual de remoção para cada uma das unidades de tratamento é apresentado na Tabela 5.5 e na Figura 5.14.

Tabela 5.4. Valores de óleos e graxas obtidos para as amostras de sobrenadante.

Parâmetro	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
Óleos e graxas, mg/L	43,3	30,0	18,0	23,4
Remoção O&G, %	79,1	85,5	91,3	88,3

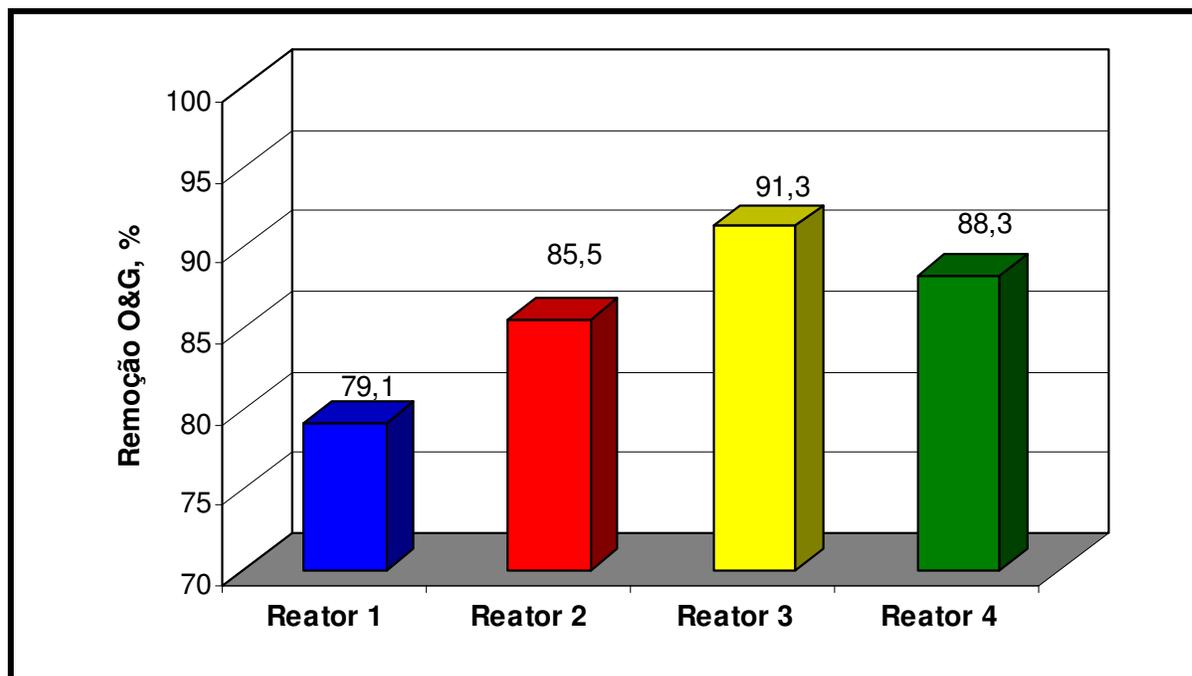


Figura 5.10. Eficiência na remoção dos óleos e graxas nos reatores estudados.

Nos resultados obtidos os quatro reatores apresentaram um bom desempenho para remover os óleos e graxas presentes no efluente bruto, com percentuais de remoção oscilando entre o 79,1 % para o reator 1 e o 91,3 % para o reator 3. No caso dos reatores com biomassa oriunda da ETE, aquele operado com aeração prolongada (reator 2) apresentou uma maior capacidade em remover os óleos, 6,4 % melhor, do que o reator 1, correspondente a um sistema convencional. No caso dos reatores 3 e 4, a variação na remoção registrada nos dois sistemas foi bem menor, apresentando entre ambos uma diferença de apenas um 3 %.

De acordo com Márquez-Rocha, Rodriguez e Lamela (2001), a efetividade da biodegradação dos poluentes é freqüentemente uma função da população microbiana ou consórcio. O uso de solo coletado de um sistema de “landfarming” usado para tratar efluentes oleosos visou aproveitar a presença de microorganismos com a habilidade específica de degradar óleos. Pelos resultados obtidos foi permitido constatar que os reatores cuja biomassa foi

desenvolvida a partir da mistura de lodo de ETE e solo (reatores 3 e 4) apresentaram uma diferença na eficiência em reduzir a concentração de óleos e graxas, demonstrando, nos dois reatores, uma melhor capacidade e, portanto, um maior potencial para remover este tipo de poluente do que os reatores com biomassa originada de lodo de ETE. Esse fato revela a dependência do desempenho do sistema em relação à origem da população microbiana. Normalmente há benefícios quando se usa alíquotas ou biomassas que possuam certos microorganismos especificamente adaptados para degradar determinados poluentes específicos.

5.1.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

As análises de DBO₅ e DQO foram realizadas nas amostras de sobrenadante coletado no final do período de sedimentação com o intuito de avaliar e/ou estimar a eficiência dos reatores biológicos na redução e/ou transformação da matéria orgânica presente no meio. Os resultados obtidos derivados das análises executadas são mostrados nas Tabelas 5.3 e 5.4 e na Figura 5.10 a 5.13. Os valores usados para determinar a capacidade de remover a DBO₅ e DQO pelas unidades de tratamento foram determinados mediante o cálculo da média dos dados obtidos a partir das datas em que se considerou que o sistema tinha alcançado o equilíbrio dinâmico, indicado no item 5.1.1.

Tabela 5.5. Valores de DBO₅ (mg/L) do sobrenadante dos reatores biológicos.

Data	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
<i>20/out</i>	20,6	11,4	49,1	9,7
<i>26/out</i>	15,6	17,5	34,1	14,2
<i>2/nov</i>	7,5	8,8	39,4	12,1
<i>8/nov</i>	44,8	14,5	24,1	18,2
<i>15/nov</i>	14,0	7,6	23,2	24,4
<i>Media(*)</i>	22,1 ± 12,8	11,0 ± 3,6	28,9 ± 9,7	21,3 ± 5,1
<i>Eficiência remoção (%)</i>	94,1	97,1	92,3	94,4

*, valores médios calculados a partir da data na qual foi considerado alcançado o equilíbrio do sistema.

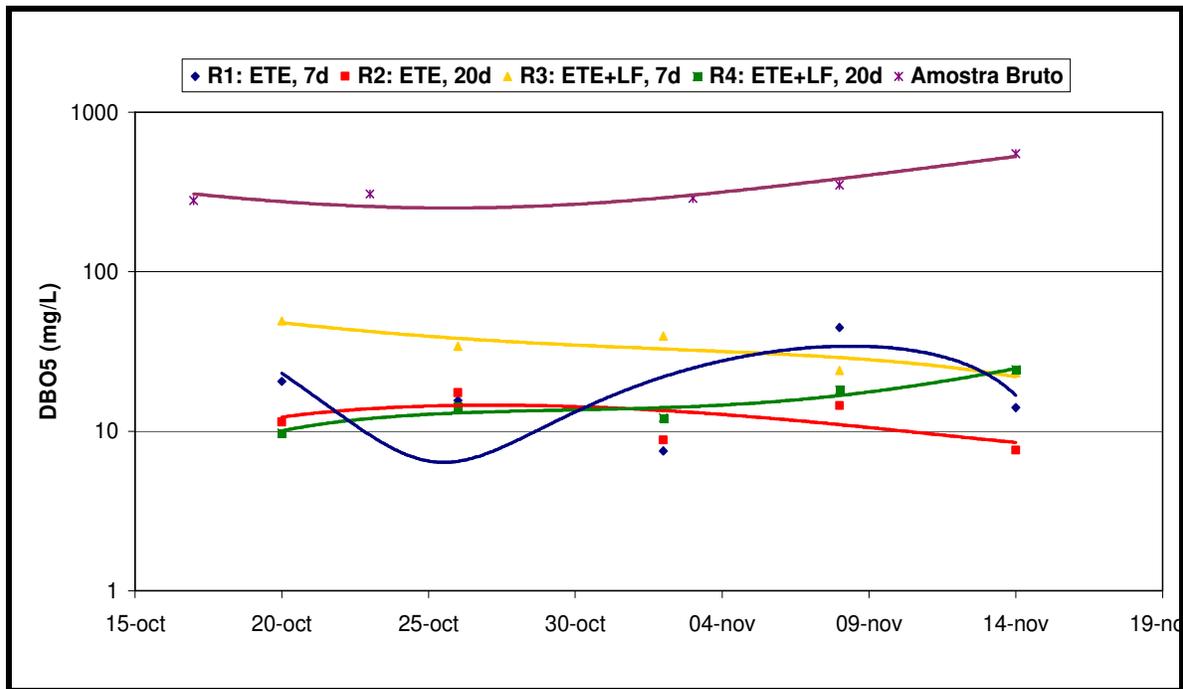


Figura 5.11. Valores de DBO₅ das amostras de sobrenadante dos reatores biológicos e do efluente bruto.

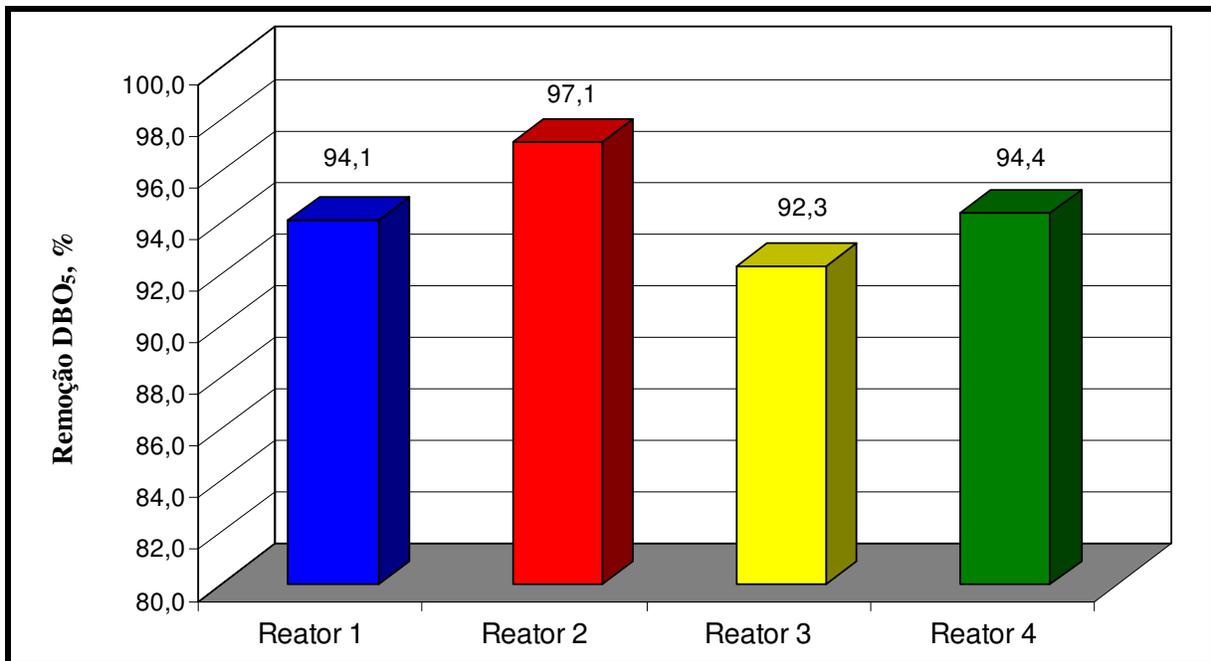


Figura 5.12. Eficiência na redução da DBO₅ (%) nos reatores estudados.

Tabela 5.6 Valores de DQO (mg/L) do sobrenadante dos reatores biológicos

Data	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
19/out	127,7	92,1	198,2	127,5
22/out	44,9	44,9	44,9	103,9
24/out	139,3	92,1	80,3	115,7
26/out	77,9	87,4	116,9	119,2
29/out	127,9	80,3	103,9	127,5
31/out	103,9	80,3	92,1	103,9
2/nov	113,3	166,4	133,4	101,5
5/nov	115,7	92,1	103,9	151,0
6/nov	68,5	103,9	92,1	92,1
8/nov	162,8	115,7	162,8	103,9
10/nov	115,7	92,1	115,7	115,7
14/nov	140,4	68,5	208,8	208,8
Media (*)	115,4	100,9	114,8	111,4
Eficiência remoção (%)	91,9	92,9	91,9	92,2

*, valores médios calculados a partir da data na qual foi considerado alcançado o equilíbrio do sistema.

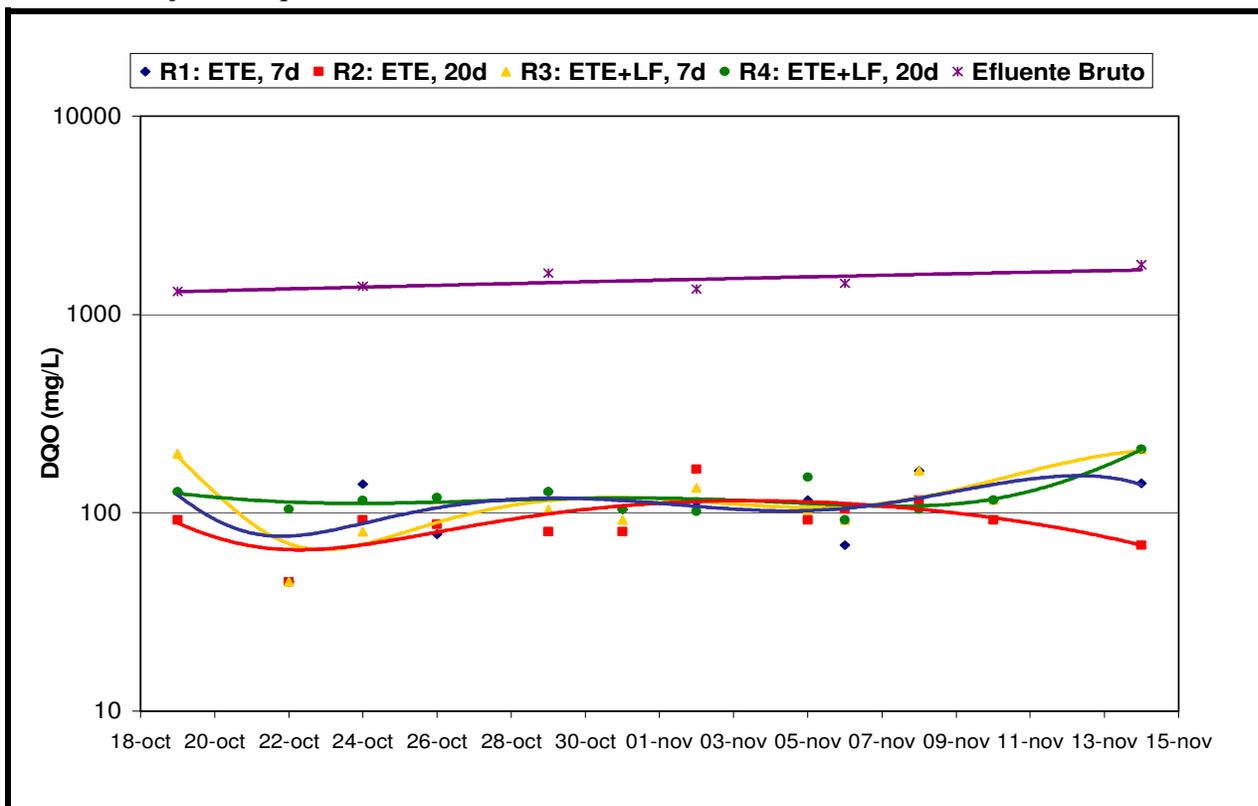


Figura 5.13. Valores de DQO das amostras de sobrenadante dos reatores biológicos e do efluente bruto.

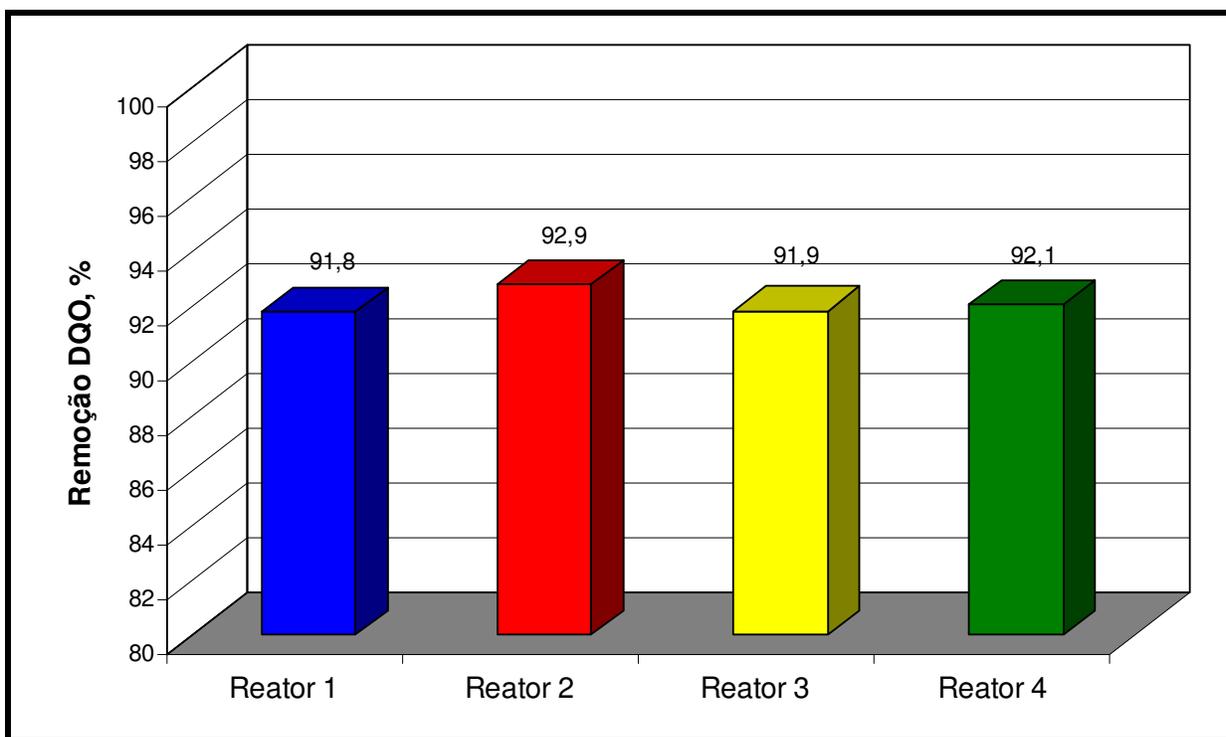


Figura 5.14. Eficiência na redução da DDQ (%) nos reatores estudados.

Apesar das oscilações nos resultados obtidos para a DBO_5 , é possível ver por meio dos dados colocados na Figura 5.10, que com o decorrer do tempo de operação houve em quase todos os reatores uma progressiva melhoria na degradação biológica da matéria, tal como era de se esperar. Este fato responde à gradativa aclimatação da biomassa ao substrato alimentado ao reator, experimentando uma maior capacidade em assimilar a matéria orgânica. Os quatro reatores apresentaram eficiências na redução dos valores de DBO_5 satisfatórias, registrando porcentagens superiores a 90 % em todos os casos, com um máximo para o reator 2, com uma eficiência do 96,9 %, e um mínimo para o reator 3, com um valor do 91,9 %.

Diferentemente da DBO_5 , a DQO não experimentou modificações significativas com o passar do tempo, mantendo-se numa faixa mais ou menos constante. Em relação à redução dos valores da DQO, pelos resultados obtidos foi observada uma boa capacidade do sistema de lodos ativados em diminuir este parâmetro. A eficiência em todos os reatores esteve acima de 90 %, valores similares aqueles obtidos para a DBO_5 . O reator 2 voltou a ser o sistema que demonstrou melhor comportamento para tratar o efluente bruto.

Como era previsto, os reatores 2 e 4, aqueles com maior idade de lodo, apresentaram, tanto na remoção da DBO₅, como na de DQO, melhores resultados do que os reatores com menor idade de lodo nos dois sistemas com biomassa diferentes. As razões que motivaram essa diferença se devem à maior quantidade de biomassa presente nos reatores operados com aeração prolongada, assim como uma maior resistência a possíveis choques provocados pelas variações na qualidade do efluente bruto. De acordo com Melchior, Camargo e Coneglian (2003), a presença da biomassa nos sistemas de aeração prolongada, por um período superior que o sistema convencional, e recebendo a mesma carga de DBO numa unidade de tanque de aeração com volume igual, provoca uma maior disponibilidade de biomassa para assimilar o substrato afluente. A quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microorganismos é relacionada com a eficiência do sistema, e é expressa mediante ao parâmetro conhecido como carga de lodo, ou relação A/M (alimento/microorganismo), em inglês F/M (food to microorganism ratio) (VON SPERLING, 2002). Desta maneira, quanto menor o teor de matéria orgânica por quantidade de bactérias que se tenha no reator (baixa relação de A/M), maior será a avidéz pelo alimento, implicando numa maior eficiência na redução de matéria orgânica biodegradável, em outras palavras, da DBO.

O valor da razão DQO/DBO₅, parâmetro conhecido como o índice de biodegradabilidade, para o efluente bruto estudado foi igual a 3,8. Segundo Braile & Cavalcante (1979) o valor de dita razão permite se obter uma relação da biodegradabilidade e, evidentemente, realizar uma escolha mais adequada do processo de tratamento a ser aplicado. Resultados superiores a 3 são considerados pelos mesmos autores como elevados e indicativos de grandes possibilidades de insucesso do tratamento biológico uma vez que a fração inerte, não biodegradável, é alta.

A análise de DQO permite determinar a quantidade de O₂ necessária para a oxidação mediante um agente químico da matéria orgânica, em condições específicas, tanto da fração biodegradável quanto da fração inerte ou não facilmente biodegradável da amostra. A presença no afluente bruto de uma quantidade elevada de matéria orgânica inerte ou não facilmente biodegradável, quase 3 vezes superior à matéria orgânica biodegradável, poderia levantar um questionamento da capacidade de tratamento do efluente bruto pelo uso de um processo biológico, cuja eficiência depende principalmente da capacidade dos microorganismos em degradar os poluentes durante a etapa de reação e da sedimentabilidade do lodo ativado. Porém,

os resultados obtidos nesta pesquisa para a remoção de DQO pelo sistema de lodos ativados por batelada foram ótimos, numa faixa situada entre 91,8 e 92,9 %.

A remoção da parcela de compostos não biodegradáveis presente no efluente bruto pode ser atribuída à propriedade de adsorção dos lodos ativados. Várias experiências têm demonstrado que o fenômeno de adsorção na biomassa em sistemas de lodos ativados é um método efetivo de remoção de poluentes orgânicos não biodegradáveis, também conhecidos como recalcitrantes (GULYAS, 1997). Santos e Santaella (2002) testou um sistema de lodos ativados por aeração prolongada para tratar águas residuárias têxteis oriundas da fabricação de índigo, as quais apresentaram um valor médio de DQO/DBO₅ igual a 4,75. O sistema biológico conseguiu atingir uma remoção da DQO de 81 % sustentado na capacidade da biomassa de adsorver os poluentes.

Torrijos et al. (1994) observaram que quando o esgoto entra em contato com a biomassa, o desaparecimento da matéria orgânica é mais rápido do que o consumo de oxigênio, o qual indica que a mesma é adsorvida no lodo ativado. Esta redução instantânea é devida a um processo de adsorção físico. Segundo Tan et al. (1997) os poluentes serão inicialmente retidos dentro dos flocos ou adsorvidos sobre a superfície da biomassa. Guellil et al. (2000) definem esta propriedade dos lodos ativados como bioadsorção, e indicam que a mesma pode ser considerada como uma etapa prévia às hidrólises do material coloidal por enzimas extracelulares e à assimilação bacteriana. Este processo depende das propriedades superficiais do lodo ativado, isso inclui o tipo dos grupos funcionais químicos que compõem a massa celular, o tamanho dos flocos, os quais determinam a área superficial específica, e a natureza microbiológica do lodo ativado (TAN et al., 1997). Para Guellil et al. (2000), a bioadsorção é causada por interações eletrostáticas ou hidrofóbicas segundo a natureza da matéria orgânica.

5.2. Estudo de Tratabilidade por Processo Físico-Químico: Flotação por Ar Dissolvido.

Os resultados obtidos no estudo do desempenho do FAD são apresentados a seguir. Vale ressaltar que em todos os resultados foi computado o efeito da diluição provocado pela introdução da água de recirculação.

5.2.1 Testes Preliminares Visando a Escolha do Coagulante Químico.

A primeira etapa do estudo teve por objetivo escolher o coagulante químico que apresentasse um melhor desempenho para o tratamento do efluente bruto em estudo. A escolha do coagulante mais adequado foi realizada em função dos valores de turbidez remanescente obtidos nas amostras tratadas. As tabelas contendo os resultados dos testes estão no Anexo B.

Os valores de turbidez remanescente obtidos mediante o uso do coagulante Nheel Química 1060 são apresentados na Figura 5.15. Verifica-se que para os testes realizados com valores de pH inicial 7,0 e 9,0 a remoção da turbidez para todas as dosagens empregadas foi muito satisfatória, apresentando valores abaixo de 1 % de turbidez remanescente em todos os casos, independentemente das dosagens de coagulante usadas. Percebe-se que quando o pH inicial foi igual a 5,0, conforme a dosagem de coagulante foi sendo aumentada, a eficiência do tratamento sofreu uma progressiva queda, até uma porcentagem de turbidez remanescente de 52,8 % para uma dose de 120 mg/L.

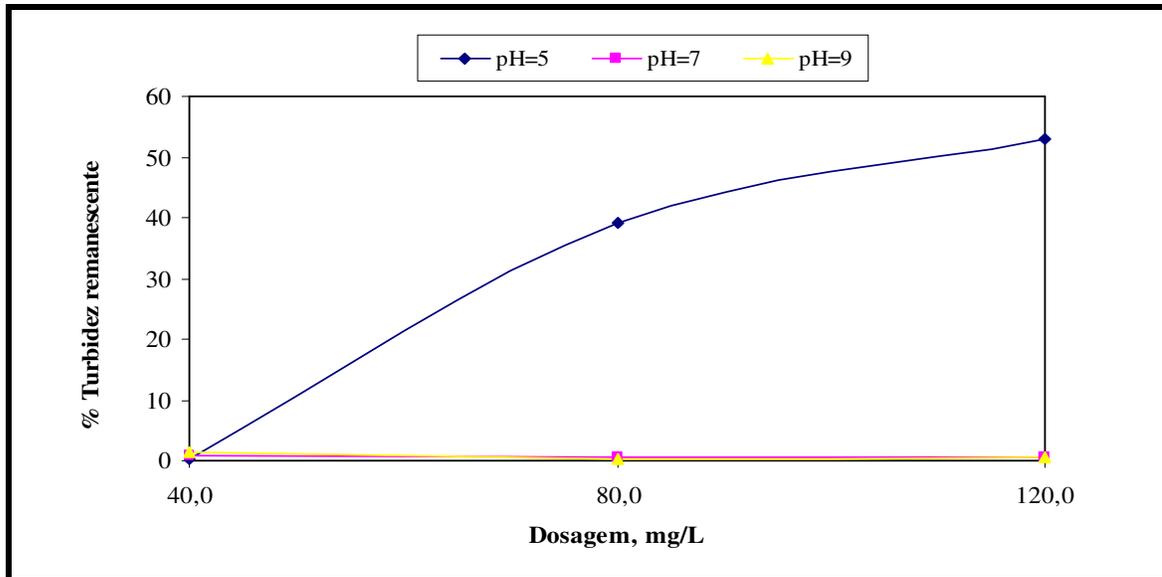


Figura 5.15. Turbidez remanescente (%) do efluente tratado em função da dosagem de coagulante Nheel Química 1060 e o pH inicial da amostra bruta.

Os dados obtidos para os testes de tratamento executados com o Panfloc TE Hiperplus são mostrados na Figura 5.16. A dosagem de 40 mg/L foi a concentração que apresentou melhores

resultados na redução dos valores de turbidez em cada um dos valores de pHs testados. O ponto ótimo foi alcançado numa dose de 40 mg/L e pH igual a 9,0, resultando numa remoção de turbidez equivalente a 99,7 %. Em valores de pH menores, 5,0 e 7,0, o aumento da dosagem do coagulante resultou em menores valores de eficiências de remoção, de modo similar ao ocorrido com o outro coagulante, Nheel Química 1060, a pH 5,0.

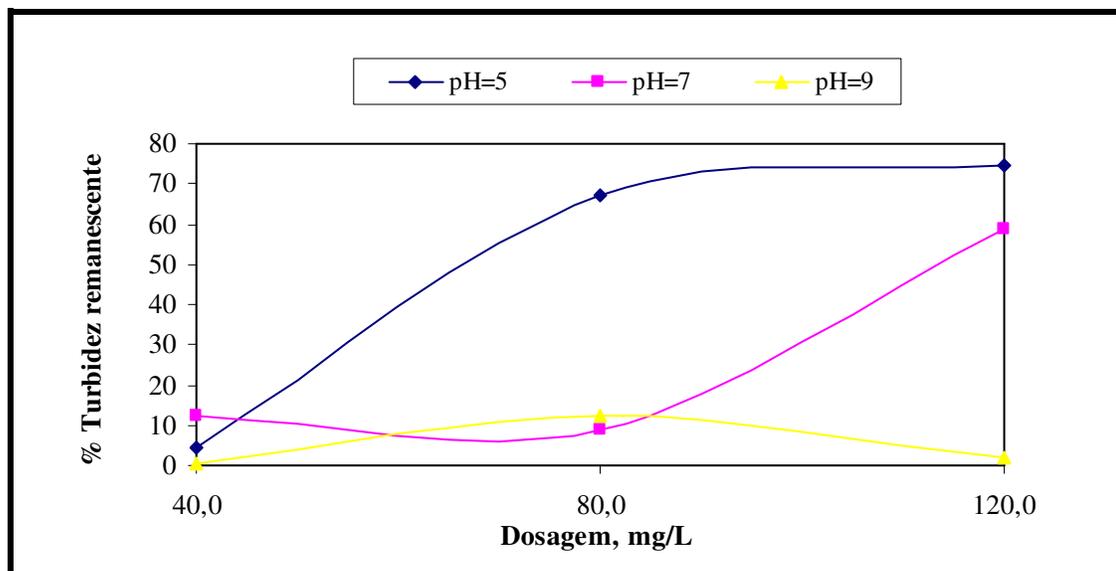


Figura 5.16. Turbidez remanescente (%) do efluente tratado em função da dosagem de coagulante Panfloc TE Hiperplus e o pH inicial da amostra bruta.

Como pode ser constatado nas Tabelas b.1 a b.6, os dois coagulantes utilizados provocaram uma redução no pH da amostra tratada frente ao pH inicial da solução, resultando num meio mais ácido. A comparação entre os dados obtidos nas análises demonstrou que a diminuição do pH derivada do uso do Nheel Química 1060 foi maior em todas as situações testadas.

A base de ambos coagulantes químicos é o Hidroxicloreto de Alumínio, mais conhecido como PAC, que de acordo com Pavanelli (2001) é um sal de alumínio prepolimerizado, cujas propriedades dependem do grau médio de polimerização e da proporção entre cloreto e hidróxido. Segundo Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas (2006), a formula bruta do PAC é $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$, na qual a relação $m/3n \times 100$ representa a basicidade ou alcalinidade do produto. Em função dessa basicidade, o PAC, durante a hidrólise, liberará uma quantidade de

ácido maior ou menor (TEIXEIRA, 2003). A menor basicidade do Nheel Química 1060 (63,9 % m/m) frente àquela do Panfloc TE Hiperplus (82,5 % m/m) explica a tendência apresentada por este coagulante em causar uma diminuição maior do pH nas amostras “flotadas”.

A escolha do coagulante químico recaiu sobre o Nheel Química 1060, tendo em vista os satisfatórios resultados de remoção da turbidez (> 99 %) e a menor dependência em relação ao pH inicial do efluente bruto para alcançar os valores ótimos de tratamento, para as diversas doses testadas. Desse modo, é possível de se trabalhar em faixas de pH mais amplas, fazendo com que as variações no pH do efluente bruto não representem alterações significativas no rendimento do sistema, e, conseqüentemente, reduz-se a necessidade de usar reagentes químicos para corrigir o pH da solução, minimizando os custos.

5.2.2. Construção do Diagrama de Coagulação.

Uma vez escolhido o coagulante químico mais adequado para se tratar o efluente bruto, foram realizados os ensaios para confeccionar o diagrama de coagulação com os valores de DQO remanescente nas amostras “flotadas” para cada par de valores de “dosagem de coagulante x pH de coagulação”, determinando-se deste modo as regiões ótimas de trabalho. Os resultados obtidos nos testes são apresentados no Anexo C.

Na Figura 5.17 é mostrado o diagrama de coagulação resultante. Analisando-se os dados dispostos na mesma figura é possível verificar uma região ótima de operação que apresentou resultados satisfatórios para remover a DQO. Esta região está compreendida entre as dosagens de coagulante de 60 a 105 mg/L e valores de pH de coagulação entre 5,4 e 7,2, em que os valores de DQO remanescentes nas amostras “flotadas” foram inferiores a 200 mg/L.

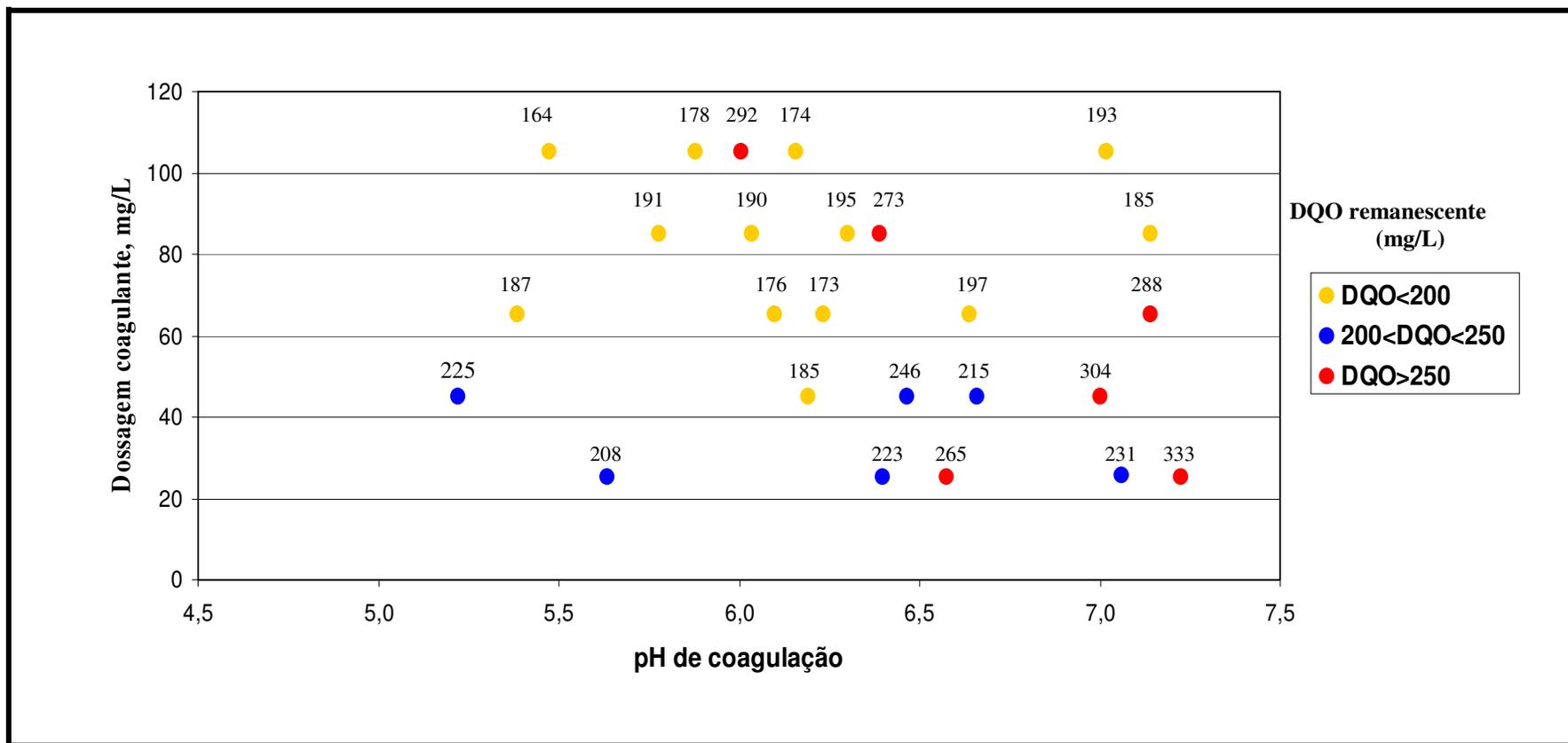


Figura 5.17. Diagrama de coagulação para o efluente bruto. Valores de DQO remanescente (mg/L) em função da dosagem de Nheel Química 1060 e pH de coagulação.

Para a escolha de um par de valores “dosagem x pH de coagulação” com uma remoção satisfatória de DQO foi analisada a região selecionada. A seleção do ponto ótimo foi feita com base nos melhores valores obtidos de DQO remanescente, a menor concentração de coagulante para obter esses bons resultados e, preferivelmente, a desobrigação de adicionar acidificante ou basificante, isto é, trabalhando diretamente com o pH da amostra bruta, de modo a minimizar os custos derivados do uso de produtos químicos. Baseado nisso, a dosagem do coagulante Nheel Química 1060 selecionada foi de 65 mg/L e pH de coagulação igual a 6,2, correspondente a uma amostra bruta sem necessidade de variação do pH inicial.

Conforme os dados apresentados nas Tabelas c.1 a c.5, observa-se que para todas as dosagens e pH testados a remoção de turbidez foi superior a 98 %. Com o objetivo de determinar a dosagem de coagulante mínima que permitisse obter valores de remoção de turbidez satisfatórios foram realizados testes de flotação diminuindo as doses usadas (25, 20, 15, 10 e 5 mg/L) sem variação do pH inicial do efluente bruto. A representação da variação da porcentagem de turbidez remanescente na amostra tratada é mostrada na Figura 5.18.

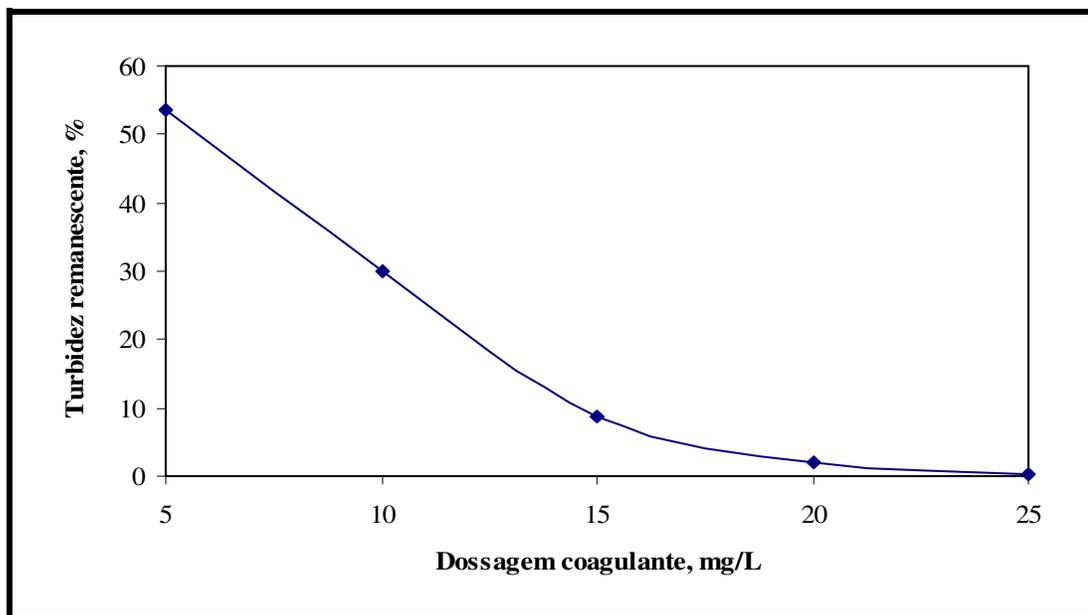


Figura 5.18. Variação da turbidez remanescente (%) da amostra “flotada” em função da dosagem de Nheel Química 1060 operada sem alteração do pH inicial do efluente bruto.

Analisando-se os dados apresentados na Figura 5.18, constata-se que a capacidade do sistema em reduzir a turbidez aumenta com o aumento da dosagem de coagulante usada, tal e como era de se esperar. O valor ótimo mínimo para se obter resultados de turbidez remanescente satisfatórios foi de 25 mg/L.

5.3. Comparação entre os sistemas LAB e FAD.

Com o objetivo de comparação do desempenho entre os dos dois sistemas de tratamento estudados, lodos ativados por batelada e flotação por ar dissolvido, na Tabela 5.6 são apresentados os resultados dos principais parâmetros em estudo das amostras clarificadas obtidos mediante ambos.

Para o sistema LAB, com base nos resultados obtidos anteriormente, escolheu-se como representativo o Reator 4. No caso do sistema FAD, as condições selecionadas foram aquelas que apresentaram melhores resultados nos testes realizados. (65 mg/L e pH da amostra bruta), nessas condições foi feita a replica do ensaio de floteste em 5 jarros de modo a obter os valores médios de eficiência.

Tabela 5.7. Resultados das amostras tratadas por LAB e FAD e caracterização da amostra bruta.

Parâmetro	Amostra Bruta	Lodos Ativados por Batelada		Flotação por Ar Dissolvido	
		Amostra tratada	Eficiência remoção, %	Amostra flotada	Eficiência remoção, %
Turbidez, uT	630,8	22,7	96,4	2,8	99,6
Condutividade, $\mu\text{S/cm}$	400,0	422,2	---	664,4	---
DQO, mg/L	1420,2	111,4	92,1	139,0	90,2
DBO ₅ , mg/L	376,8	21,3	94,4	75,0	80,1
Óleos e Graxas, mg/L	207,6	23,4	88,3	1,0	99,5

Analisando os dados apresentados na Tabela 5.6, nota-se como o sistema de tratamento biológico apresentou uma taxa de remoção da DBO_5 maior do que o sistema de flotação por ar dissolvido, igual á 94,4 % frente a 80,1 % do FAD. A capacidade dos sistemas biológicos de tratar esgotos ou efluentes está baseada nos microorganismos presentes na biomassa, os quais atuam processando os componentes do meio, estabilizando a matéria orgânica. Os sistemas FAD são unidades de operação usadas para separar partículas sólidas ou líquidas de uma fase líquida mediante mecanismos físicos, basicamente pela introdução de finas bolhas de ar que se aderem ao material particulado provocando a ascensão do mesmo e a sua posterior separação, portanto é de se esperar que este sistema tenha uma capacidade menor em remover a matéria orgânica, principalmente àquela em estado dissolvida.

Constata-se que nas amostras “flotadas” a eficiência de remoção dos óleos, igual a 99,5 %, foi superior àquela obtida mediante o tratamento LAB, que foi do 88,3 %. No caso da turbidez, o sistema FAD também apresentou melhores eficiências de tratamento, de 99,6 % comparada a 96,4 %. A capacidade de redução nos valores de DQO foi bem similar nos dois sistemas, registrando valores levemente superiores para o LAB.

Podem-se observar também nos resultados apresentados na Tabela 5.6 como ambos os sistemas experimentaram um aumento nos valores de condutividade quando comparados com a amostra bruta, mais acentuados no caso da flotação. O leve aumento da condutividade nos reatores biológicos foi devido à mineralização da matéria orgânica pelos microorganismos. No caso dos sistemas operados por flotação por ar dissolvido a maior variação da condutividade nas amostras “flotadas” foi devido à utilização de coagulantes químicos. Este tipo de produto caracteriza-se por ser um sal inorgânico (sal de alumínio), que quando adicionado e dissolvido na solução durante a etapa de mistura rápida provocara um evidente aumento na condutividade da amostra tratada, pelo aumento da concentração iônica do meio.

6. CONCLUSÕES.

Com base nos resultados obtidos no trabalho experimental aqui desenvolvido, pode se concluir que tanto o processo biológico aeróbio tipo lodos ativados por batelada, quanto o processo físico-químico composto pelas etapas de coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido, apresentaram uma grande potencialidade de uso no tratamento de um efluente bruto, cuja matriz é correspondente ao efluente líquido procedente da etapa de lavagem de plásticos contaminados com óleo lubrificante de uma indústria de reciclagem de plásticos, na presença de esgoto sanitário.

O sistema biológico demonstrou melhor capacidade de remover a matéria orgânica biodegradável, representada pelo parâmetro DBO_5 , como era de se esperar. Porém, o processo de flotação por ar dissolvido foi superior na remoção de compostos que causam turbidez, e, sobretudo, apresentou uma capacidade significativamente melhor para reduzir a concentração de óleos.

Considerando que no tipo de matriz em estudo a presença de resíduo oleoso nos frascos é um dos maiores problemas encontrados para reciclar este tipo de plástico (o óleo dificulta o processo de reciclagem e prejudica a qualidade dos objetos reciclados produzidos), é possível afirmar que o sistema mais adequado para tratar os efluentes gerados numa indústria de reciclagem de frascos plásticos pós-uso de óleo lubrificante, em base a sua melhor capacidade para reduzir a concentração de óleos, assim como pelas altas taxas de remoção obtidas para os outros poluentes estudados, é o processo de flotação por ar dissolvido.

Com relação a cada um dos sistemas estudados, a análise dos resultados obtidos permite estabelecer as seguintes conclusões:

Tratamento por Lodos Ativados por Batelada:

A idade de lodo de operação escolhida influenciou na eficiência dos reatores biológicos. Nos dois cenários estudados, para as duas biomassas adaptadas, os sistemas operados com aeração prolongada deram em geral melhores resultados de remoção dos principais poluentes (Tabela 6.1) do que as unidades que trabalharam como sistemas de lodos ativados convencional.

Tabela 6.1. Eficiência de remoção (%) da DBO₅, DQO e O&G dos quatro reatores estudados.

Parâmetros	Biomassa ETE		Biomassa ETE + LF	
	L. Ativados convencional	Aeração prolongada	L. Ativados convencional	Aeração prolongada
DBO ₅ , mg/L	94,1	97,1	92,3	94,4
DQO, mg/L	91,8	92,9	91,9	92,1
O&G, mg/L	79,1	85,5	91,3	88,3

Apesar do alto valor do índice de biodegradabilidade, DQO/DBO₅ equivalente a 3,8, da amostra bruta, composta pelo efluente gerado na etapa de lavagem de embalagens plásticas pós-uso de óleo lubrificante e esgoto sanitário, com uma proporção volumétrica de 75 / 25 (%) em volume total de efluente, o sistema biológico demonstrou uma capacidade de remover a DQO muito satisfatória, com valores acima do 90 % em todos os casos estudados. A remoção da parcela não biodegradável presente no efluente bruto pode ser atribuída à propriedade de adsorção física dos lodos ativados.

O emprego de biomassa que possa conter microorganismos que se encontrem especificamente adaptados para degradar determinados poluentes considerados como recalcitrantes, neste caso o óleo lubrificante, pode ajudar a melhorar a eficiência do sistema. Os reatores operados com uma biomassa preparada em parte com amostras de terra coletadas de sistema “landfarming” usado para tratar óleos lubrificantes, resultaram em percentagens de remoção dos óleos de 91,3 e 88,3 %, superiores àqueles obtidos com uma biomassa originada unicamente com lodo de ETE (79,1 e 85,5 %).

Tratamento por Flotação por Ar Dissolvido:

Quando usado o coagulante químico Nheel Química 1060, o processo físico-químico, incluindo as etapas de coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido, apresentou os melhores resultados de remoção dos poluentes e uma menor dependência para alcançar esses valores ótimos de tratamento com o pH do efluente bruto.

O diagrama de coagulação demonstrou ser uma ferramenta de grande utilidade para definir as regiões otimizadas, isto é, os intervalos de pH e dosagem de coagulante, que permitiram obter melhores valores de remoção da DQO.

Analisando-se o diagrama de coagulação, quando utilizado o Nheel Química 1060, foi possível determinar as regiões com melhores índices de remoção da DQO, aqueles valores que resultaram em uma DQO remanescente abaixo de 200 mg/L nas amostras “flotadas”, que no presente trabalho foram para dosagens entre 60 e 105 mg/L, e numa faixa de pH de coagulação de 5,4 a 7,2.

A dose de 65 mg/L do coagulante Nheel Química 1060 e um pH de coagulação igual a 6,2, correspondente a uma amostra bruta sem necessidade de variação das características de acidez inicial, foi considerado como o ponto ótimo no qual foram encontrados os melhores resultados objetivando minimizar os custos derivados do uso de produtos químicos.

7. RECOMENDAÇÕES.

Como recomendações para trabalhos futuros pode-se sugerir que:

- Seja realizado o estudo comparativo de custo/benefício entre o processo LAB e o FAD de este tipo de efluente.
- Sejam testados para o sistema FAD os seguintes parâmetros de operação: tempo e pressão de saturação na câmara de pressurização, tempo e gradiente de velocidade da mistura rápida, tempo e gradiente de velocidade da etapa de floculação, taxa de recirculação da água saturada assim como a velocidade ascensional, de modo a obter as condições operacionais que otimizem os resultados.
- Quando escolhido um dos processos recomenda-se a construção e operação de unidade protótipo do mesmo, testando o desempenho do sistema em situação real visando comprovar a viabilidade do uso da tecnologia.
- Seja monitorado durante os ensaios de tratamento da água recirculada no protótipo o aumento da concentração de sais, em razão da sua concentração ser utilizada como um parâmetro restritivo para o uso da água nas diversas aplicações industriais, além da limitação que os processos de tratamento de efluentes, mais comumente utilizados, apresentam para remover este tipo de contaminante.
- Seja avaliado, para o sistema LAB, o efeito do aumento da concentração de sais na biomassa contida no reator, e averiguar os limites de tolerância dos microorganismos com o conteúdo salino.

- Recomenda-se que futuros projetos de pesquisa investiguem o desempenho de um sistema de tratamento que conjugue o processo por lodos ativados e a flotação por ar dissolvido para remover os principais poluentes presentes no efluente em estudo.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

APHA / AWWA / WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 20a ed. Washington DC: American Public Health Association-American Water Works Association, 1998.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. ANA, Brasília, 2002.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Geo Brasil : recursos hídricos : componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente/Agência Nacional de Águas. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília, 2007a.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil**. Caderno de Recursos Hídricos 2. ANA, Brasília, 2007b.

ALEXANDER, M. **Biodegradation and biodeterioration**. Academic Press, Inc. Ithaca, New York, 1994.

AL-SHAMRANI, A.A.; JAMES, A.; XIAO, H. (2002a). **Destabilisation of oilwater emulsions and separation by dissolved air flotation**. Water Research, v. 36, p. 1503-1512.

AL-SHAMRANI, A. A.; JAMES, A.; XIAO, H. (2002b). **Separation of oil from water by dissolved air flotation**. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, v. 209, p. 15–26.

ASANO, T.; LEVINE, A. D. (1996). **Wastewater reclamation, recycling and reuse: Past, present and future**. Water Science Technology, v. 33, n. 10-11, p. 1-14.

ASANO, T. (2002). **Water from (waste) water – the dependable water resource**. Water Science and Technology, v. 45, n. 8, p. 23-33.

ATLAS, R.M., CERNIGLIA, C.E. (1995). **Bioremediation of petroleum pollutants**. Bioscience, v. 45, p. 332–338.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Water quality and treatment - A handbook of community water supplies**. 5a ed., McGraw-Hill, 1999.

BALBA, M. T.; AL-AWADHI, N.; AL-DAHER, R. (1998). **Bioremediation of oil-contaminated soil: microbiological methods for feasibility assessment and field evaluation**. J. Microbiol. Methods, v.32, p.155-164.

BARTZ, J. W. (1998). **Lubricants and the environmet**. Tribology Internacional, v. 31, n. 1-3, p. 35-47.

BAYLEY, P.S. **Organic chemistry : a brief survey of concepts and applications**. 5a ed., Pearson Education. 1995.

BENTO, D.M. **Análise química da degradação dos hidrocarbonetos de óleo diesel no estuário da Lagoa dos Patos – Rio Grande/RS**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Geociências. Universidade Federal de Rio Grande, 2005.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3a ed., John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, New Jersey, 2005.

BORDONALLI, A.C.O. **Reúso de água em indústria de reciclagem de embalagens plásticas: aspectos econômicos e ambientais em modelo de escala real**. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Civil. UNICAMP, 2007.

BOYDE, S. (2002). **Green lubricants. Environment benefits and impacts of lubrication**. Green Chemistry, v. 4, p. 293-307.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. CETESB, São Paulo, 1993.

CENTRO INTERNACIONAL DE REFERENCIA EM REUSO DE AGUA (CIRRA). Disponível em <<http://www.usp.br/cirra/index2.html>>. Acesso em: 28 Maio.2007.

CENTRO NACIONAL DE TECNOLOGIAS LIMPAS (CNTL/SENAI). **Gestão de óleo lubrificante automotivo usado em oficinas automotivas**. Pernambuco, 2006.

CENTURIONE FILHO, P. L. **Desenvolvimento e operação de uma instalação de flotação de bancada para águas de abastecimento**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2002.

CETESB. (2001). **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#condutividade> Acesso em: 6 Julho de 2007.

CHEREMISINOFF, N.P. **Handbook of water and wastewater treatment technology**. Butterworth Heinemann, 2002.

CONSERVATIVE OF CLEAN AIR AND WATER IN EUROPE (CONCAWE). **Lubricating oil basestock**. Dossier n. 97/108, Brussels, 1997.

CUNHA, R. C. **Análise do estado de conservação de um redutor de velocidade através da técnica de partículas de desgaste no óleo lubrificante auxiliada pela análise de vibrações**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Universidade Estadual Paulista, 2005.

DEMAJOROVIC, J. (1995). **Da política tradicional de tratamento do lixo à política de gestão de resíduos sólidos. As novas prioridades**. Revista de administração de empresas (RAE), São Paulo, v. 35, n.3, p. 88-93.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Volume: 1. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1993.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P.L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. Rima Editora, São Carlos, 2002.

DI BERNARDO, L.; CENTURIONE FILHO, P.L. (2003) **Procedimento para execução de ensaios de flotação/filtração em equipamento de bancada**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 1 e 2, p. 39-44.

EKENGREN, O., BERGSTRÖM, R., SPÄNNAR, C. **Environmentally acceptable metalworking processes**. IVL Swedish Environmental Research Institute, 2002.

ENGENHO NOVO. **Tratamento de águas oleosas nas indústrias**. Disponível em <<http://www.engenovo.com.br/pt/artigostecnicos/taoind.pdf>>. Acesso em: 4 Julho de 2007.

EDZWALD, J.K. (1995). **Principles and application of dissolved air flotation**. Wat.Sci.Tech., v. 31, n. 3-4, p. 1-23.

FEDERAÇÃO E CENTRO DE INDUSTRIAS DE SÃO PAULO (FIESP/CIESP). **Conservação e reuso de água: Manual de orientações para o setor industrial**. Volume 1, 2004.

FEDERAÇÃO DAS INDUSTRIAS DO ESTADO DE SAOPAULO (FIESP). **Reciclagem de embalagens com óleos lubrificante**. São Paulo, 2006.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (FIRJAN). **Manual de conservação e reúso de água na indústria**. Rio de Janeiro, 2006.

GERMANO, A.F.S.; LOPES, W.S.; LEITE, W.D. **Estudo conjugado da biodegradabilidade aeróbia de óleo lubrificante**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS, 2005. CD-ROM.

GUELLIL, A. et al. (2000). **Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs**. Wat. Res., v. 35, nº 1, p. 143-150.

GUIDONI, R. (2006). **A solução é inverter a pirâmide. Posto de combustíveis & conveniência**. Disponível em: <<http://www.revistacombustiveis.com.br/edicao40/meioambiente02.htm>>. Acesso em: 4 de Julho de 2007.

GULYAS, H. (1997). **Processes for the removal of recalcitrant organics from industrial wastewaters.** Wat. Sci. Tech., v. 36, n. 2-3, p. 9-16.

HENRY, J. A. (1998). **Composition and toxicity of petroleum products and their additives.** Human & Experimental Toxicology, v. 17, n. 2, p. 111-123.

HESPANHOL, I. (2002). **Potencial de reuso de água no Brasil. Agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH), v. 7, n. 4, p. 75-95.

HIGA, M.F. **Estudo de tratabilidade de efluentes de indústrias de catalisadores químicos por lodos ativados por batelada (LAB): Degussa, Americana - SP.** Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil. UNICAMP, 2005.

INTERLUBRI. **Manual de lubrificação.** Disponível em: <http://www.interlubri.com/ups_manuallub.htm>. Acesso em: 6 Agosto 2007.

JÖRDENING, H. J., WINTER, J. **Environmental Biotechnology: Concepts and Applications.** Wiley, Weinheim, 2005.

O futuro das águas passadas. Kalunga, ano XXXIII, n. 163, p. 130-133, ago. 2004.

KIPPER, L.M. **Ações estratégicas sistêmicas para a rede sustentável de reciclagem de plásticos.** Dissertação de Doutorado. Faculdade de Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

LEAHY, J.G., COLWELL, R.R. (1990). **Microbial degradation of hydrocarbons in the environment.** Microbiological Reviews, v. 54, p. 305–315.

LEITE, A.M.F. **Reúso de água na gestão integrada de recursos hídricos.** Dissertação de Mestrado. Departamento de Planejamento e Gestão Ambiental. Universidade Católica de Brasília, 2003.

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. **Reúso de Água.** Ed. Manole Ltda., Barueri, SP; 2003.

MARQUEZ-ROCHA, F.J.; RODRIGUEZ, V.H.; LAMELA, M.T. (2001) **Biodegradation of diesel oil in soil by a microbial consortium**. Water, Air, and Soil Pollution, v. 128, p. 313–320.

MARTINS, A. et al. **Biorremediação**. In: III Fórum de estudos contábeis, Rio Claro, 2003.

MARTINS, H.M. **Gerenciamento ambiental dos frascos de óleo lubrificante automotivo**. In: Simpósio de Engenharia de Produção (Simpesp) XII, 2005.

MATIOLO, E. (2003) **Flotação avançada para o tratamento e reaproveitamento de águas poluídas**. Disponível em: <<http://www.lapes.ufrgs.br/ltn/pdf/Matiolo.pdf>>. Acesso em: 06 Julho, 2007.

MEDEIROS-LEITÃO, S.A. **Bases para a estruturação das atividades de reuso de água no Brasil: estágio atual**. In: Encontro das Águas 2., Montevideo – Uruguai, 1999.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3a. ed., McGraw-Hill, New York, 1991.

MELCHIOR, S.C.; CAMARGO, M.L.; CONEGLIAN, C.M.R. **Tratamento de efluente por processo de lodos ativados**. In: III Fórum de estudos contábeis, Rio Claro, 2003.

MELLIS, G.V.; CIRINO, T.M.A.; PASCHOALATO, C.F.P.R. **O enquadramento legal específico para o reúso de águas residuárias de ETE frente ao Conama 20**. In: XXIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, San Juan, Puerto Rico, 2004.

MENDES, C.G.N. **Estudo da coagulação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1989.

MIERZWA J. C.; HESPEHOL, I. **Programa para gerenciamento de águas e efluentes nas indústrias, visando ao uso racional e a reutilização**. Engenharia Sanitária Ambiental, v. 4, n. 1/2, 1999.

MIERZWA, J.C. **O uso racional e o reuso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria. Estudo de caso da Kodak brasileira.** Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica de São Paulo, 2002.

MONTENEGRO, R.S.P.; ZAPORSKI, J.; RIBEIRO, M.C.M. **Relato setorial - polietileno de alta densidade (PEAD).** Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/relato/peadx.pdf>>. Acesso em: 4 Julho 2007.

MORAIS, E.D. **Biodegradação de resíduos oleosos provenientes de refinaria de petróleo através do sistema de biopilhas.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro. Universidade Estadual Paulista, 2005.

MORGAN-SAGASTUME, F.; ALLEN, D.G. (2003). **Effects of temperature transient conditions on aerobic biological treatment of wastewater.** Water Research, v. 37, p. 3590-3601.

MOURA, F.E. ET AL. **Estudo da decomposição térmica da mistura de lodo e óleo lubrificante em reator aeróbio.** In: 3º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás, Salvador, 2005a.

MOURA, F.E.; PRASAD, S.; LEITE, V.D. **Biodegradação aeróbia de hidrocarboneto de petróleo.** In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS, 2005b. CD-ROM

OLIVEIRA, G.C.; LEITE, J.S.; QUEIROZ, M.C. **Avaliação da biodegradabilidade aeróbia de óleo lubrificante conjuntamente com esgoto doméstico.** In: Anais da 58ª Reunião Anual da SBPC, Florianópolis, SC, 2006

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Reuse of effluent: methods of wastewater treatment and health safeguard.** Technical report series n. 517. Genebra, 1973.

PANORAMA SETORIAL. **A Indústria de Embalagens.** Gazeta Mercantil, São Paulo, v. 2, 1998.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada.** Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2001.

PEREIRA, F.A.G. **Um estudo sobre reciclagem de embalagens plásticas de óleo lubrificante pós-consumo.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 2002.

PIRES, A.S. (2004) **Reciclagem de frascos plásticos de postos de gasolina.** Jornal de Plástico. Disponível em: <http://www.sfiec.org.br/iel/bolsaderesiduos/Artigos/Artigo_Reciclagem_de_Plasticos.pdf>. Acesso em: 2 Fev. 2007.

PLASTIVIDA. **Elaboração e monitoramento dos índices de reciclagem mecânica dos plásticos no Brasil.** 2004. Disponível em: <http://www.plastivida.org.br/reciclagem/pes_mercado.htm>. Acesso em: 4 de Julho de 2007.

PLASTIVIDA. **Reciclagem mecânica.** Disponível em: <http://www.plastivida.org.br/reciclagem/rec_mecanica.htm> Acesso em: 11 Ago 2007.

PROVIDENTE, M.A.; LEE, H.; TREVORS, J.T. (1993) **Selected factors limiting the microbial degradation of recalcitrant compounds.** Journal of Industrial Microbiology, v. 12, p. 379-395.

REBOUÇAS, A.C. (2003). **Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez.** Bahia. Análise e Dados. Salvador, v.13, n. Especial, p. 341 – 345.

REVISTA KALUNGA. (2004). **O futuro das águas passadas.** N. 163; p. 130-133;.

ROLIM, A.M. **A reciclagem de resíduos plásticos pós-consumo em oito empresas do Rio Grande do Sul.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Administração da Escola de Administração. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2000.

ROSA, J.J. **Tratamento de efluentes oleosos por floculação pneumática em linha e separação por flotação – processo FF.** Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia de Minas, Metalurgia e de Materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.

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

SALMINEN, J.M.; et al. (2004). **Potential for aerobic and anaerobic biodegradation of petroleum hydrocarbons in boreal subsurface.** Biodegradation, v. 15, p. 29–39.

SANTOS, R.C.O.; FILHO, O.B.; GIORDANO, G. (2006). **Proposta de um método racional para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas para remoção de carga orgânica.** Eng. Sanit. Ambient., v. 11, nº 2, p. 153-161.

SANTOS, A.B.; SANTAELLA, S.D. (2002). **Remoção de DQO de água residuária de indústria têxtil empregando o processo de lodos ativados em batelada.** Eng. Sanit. Ambient., v.7, nº 3, p. 151-155.

SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for environment engineering.** 4a ed., McGraw-Hill, New York, 1994.

SERVIÇO BRASILEIRO DE RESPOSTAS TÉCNICAS. **Informações gerais sobre o policloreto de alumínio, sua fórmula e processo de produção, incluindo os equipamentos necessários.** Disponível em: <<http://www.sbrt.ibict.br>>. Acesso em: 24 jun. 2007.

SINGH, A.; VAN HAMME, J.D.; WARD, O.P. (2007). **Surfactants in microbiology and biotechnology: Part 2. Application aspects.** Biotechnology Advances, v. 25, p. 99–121.

SINDICOM. (2006). **Market Share Lubrificantes – 2005.** Disponível em: <http://www.sindicom.com.br/pub_sind/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=120&sid=82> Acesso em: 8 Junho 2007.

SINDICOM. (2007). **Oleo lubrificante comercializado no Brasil em 2006.** Disponível em: <<http://www.sindicom.com.br>>. Acesso em: 8 Junho 2007.

SONDERKAMP, S.; VOMBERG, A; SCHMITZ, C. (2001). **Interactions between bacterial populations during degradation of a lubricant base oil.** Microbiology Ecology, v. 38, p. 97-104.

SPINACÉ, M.A.S. E DE PAOLI, M.A. (2005). **A tecnologia da reciclagem de polímeros**. Química Nova, v. 28, n. 1, p. 65-72.

TAN, K.N.; CHUA, H. (1997). **COD adsorption capacity of the activated sludge – Its determination and application in the activated sludge process**. Environmental Monitoring and Assessment, v. 44, p. 211-217.

TECHNICAL COMMITTEE OF PETROLEUM ADDITIVE MANUFACTURERS IN EUROPE. **Lubricant and Fuel Additives Essential Products in Modern Life**. Document 87, 2006.

TEIXEIRA, P.C. **Emprego da flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes de lavagem de veículos visando a sua reciclagem**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil. UNICAMP, 2003.

TORRIJOS, M. et al. (1994). **Sequencing batch reactor: a tool for wastewater characterization for the IAWPCR model**. Wat. Sci. Tech., v. 29, p. 81-90.

TROQUET, J.; LARROCHE, C.; DUSSAP, C.G. (2003). **Evidence for the occurrence of an oxygen limitation during soil bioremediation by solid-state fermentation**. Biochemical Engineering Journal, v. 13, p. 103–112.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Development Document for Proposed Effluent Limitations. Guidelines and Standards for the Centralized Waste Treatment Industry**. Volume I. EPA 821-R-98-020, Office of Water, Washington, D.C., 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Development Document for the Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Meat and Poultry Products Industry Point Source Category**. EPA-821-B-01-007, Washington, D.C., 2002.

USEPA. **Folleto informativo de tecnología de aguas residuales: Reactores secuenciales por tandas**. EPA 832-F-99-073, Washington, D.C., 1999.

VERMA, S.; BHARGAVA, R.; PRUTHI, V. (2006). **Oily sludge degradation by bacteria from Ankleshwar, India**. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 57, p. 207–213.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol.2: Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol.4: Lodos Ativados**. Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

WILEN, B-M.; BALMER, P. (1999). **The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs**. *Wat. Res.*, v. 33, n. 2, p. 391-400.

XABIER, L.H.; CARDOSO, R.; MATOS, R.M. **Legislação ambiental sobre destinação de resíduos sólidos: o caso das embalagens plásticas pós-consumo**. In: XIII SIMPEP - Bauru, SP, Brasil, 6 a 8 de novembro de 2006.

YOUNG, L.Y.; CERNIGLIA, C.E. **Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals**. Wiley-Liss, Inc., New York, USA, 1995.

ZOUBILIS, A.I.; AVRANAS, A. (2000). **Treatment of oil-in-water emulsions by coagulation and dissolved –air flotation**. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 172, p. 153-161.

ANEXO – A

VALORES DA SÉRIE DE SÓLIDOS DAS AMOSTRAS DE LODO DESCARTADO NOS QUATRO REATORES BIOLÓGICOS

Tabela A.1. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 1.

Data	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
<i>19/out</i>	7310,0	6610,0	700,0	1470,6	1294,1	176,5	5839,4	5315,9	523,5
<i>26/out</i>	1845,4	1402,1	443,3	1260,0	1080,0	180,0	585,4	322,1	263,3
<i>30/out</i>	1600,0	1180,0	420,0	965,0	790,0	175,0	635,0	390,0	245,0
<i>6/nov</i>	1130,0	820,0	310,0	850,0	816,7	33,3	280,0	3,3	276,7
<i>17/nov</i>	1000,0	821,0	179,0	869,6	782,6	87,0	130,4	38,4	92,0

Tabela A.2. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 2.

Data	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
<i>19/out</i>	2400,0	1880,0	520,0	1266,7	1200,0	66,7	1133,3	680,0	453,3
<i>26/out</i>	2660,0	2190,0	470,0	2275,0	2100,0	175,0	385,0	90,0	295,0
<i>30/out</i>	2720,0	2090,0	630,0	1975,0	1775,0	200,0	745,0	315,0	430,0
<i>6/nov</i>	2590,0	2140,0	450,0	2180,0	2020,0	160,0	410,0	120,0	290,0
<i>17/nov</i>	2752,0	2350,0	402,0	2156,0	2000,0	156,0	596,0	350,0	246,0

Tabela A.3. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 3.

Data	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
<i>19/out</i>	3880,0	2870,0	1010,0	1700,0	1250,0	450,0	2180,0	1620,0	560,0
<i>26/out</i>	2980,0	2310,0	670,0	1160,0	1150,0	10,0	1855,0	1160,0	695,0
<i>30/out</i>	1600,0	1100,0	500,0	1150,0	1000,0	150,0	450,0	100,0	350,0
<i>6/nov</i>	1320,0	980,0	340,0	1126,7	960,0	166,7	193,3	20,0	173,3
<i>17/nov</i>	1390,0	1020,0	370,0	1120,0	980,2	139,8	270,0	39,8	230,2

Tabela A.4. Valores da série de sólidos (mg/L) do Reator 4.

Data	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
<i>19/out</i>	4140,0	2910,0	1230,0	1700,0	1300,0	400,0	2440,0	1610,0	830,0
<i>26/out</i>	5560,0	4450,0	1110,0	2475,0	1850,0	625,0	3085,0	2600,0	485,0
<i>30/out</i>	1920,0	1440,0	480,0	1325,0	1175,0	150,0	595,0	265,0	330,0
<i>6/nov</i>	2750,0	2130,0	620,0	1776,7	1523,3	253,3	973,3	606,7	366,7
<i>17/nov</i>	2190,0	1780,0	410,0	1670,0	1650,0	20,0	520,0	130,0	390,0

ANEXO – B

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO VISANDO COMPARAR A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ ENTRE DOIS TIPOS DE COAGULANTES

Tabela B.1. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 a pH_{in} = 5.

Coagulante: Nheel Química 1060					
Mistura rápida	Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s	T _f = 10 min		T _{sat} = 10 min		R = 20%
G _{mr} = 370 rpm	G _f = 50 rpm		P = 400 kPa		V _a = 5cm/min
Dosagem, mg/L	pH in	pH coag	Turbidez (uT)	Turbidez corrigida (uT)	Turbidez remanescente (%)
40,0	5,0	4,5	1,3	1,5	0,2
80,0	5,0	4,3	223,0	247,8	39,3
120,0	5,0	4,4	300,0	333,3	52,8

Tabela B.2. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 a pH_{in} = 7.

Coagulante: Nheel Química 1060					
Mistura rápida	Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s	T _f = 10 min		T _{sat} = 10 min		R = 20%
G _{mr} = 370 rpm	G _f = 50 rpm		P = 400 kPa		V _a = 5cm/min
Dosagem, mg/L	pH in	pH coag	Turbidez (uT)	Turbidez corrigida (uT)	Turbidez remanescente (%)
40,0	7,0	5,9	5,0	5,6	0,9
80,0	7,0	5,8	3,0	3,3	0,5
120,0	7,0	5,5	3,0	3,3	0,5

Tabela B.3. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 a pH_{in} = 9.

Coagulante: Nheel Química 1060					
Mistura rápida	Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s	T _f = 10 min		T _{sat} = 10 min		R = 20%
G _{mr} = 370 rpm	G _f = 50 rpm		P = 400 kPa		V _a = 5cm/min
Dosagem, mg/L	pH in	pH coag	Turbidez (uT)	Turbidez corrigida (uT)	Turbidez remanescente (%)
40,0	9,0	7,2	7,9	8,8	1,4
80,0	9,0	6,7	1,4	1,6	0,3
120,0	9,0	5,3	3,2	3,6	0,6

Tabela B.4. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Panfloc TE Hiperplus a pH_{in} = 5.

Coagulante: TE Hiperplus					
Mistura rápida	Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s	T _f = 10 min		T _{sat} = 10 min		R = 20%
G _{mr} = 370 rpm	G _f = 50 rpm		P = 400 kPa		V _a = 5cm/min
Dosagem, mg/L	pH in	pH coag	Turbidez (uT)	Turbidez corrigida (Ut)	Turbidez remanescente (%)
40,0	5,0	5,3	31,7	35,2	4,2
80,0	5,0	5,3	509	565,6	67,4
120,0	5,0	5,2	564	626,7	74,7

Tabela B.5. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Panfloc TE Hiperplus a pH_{in} = 7.

Coagulante: TE Hiperplus					
Mistura rápida	Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s	T _f = 10 min		T _{sat} = 10 min		R = 20%
G _{mr} = 370 rpm	G _f = 50 rpm		P = 400 kPa		V _a = 5cm/min
Dosagem, mg/L	pH in	pH coag	Turbidez (uT)	Turbidez corrigida (uT)	Turbidez remanescente (%)
40,0	7,0	6,8	91,0	101,1	12,1
80,0	7,0	5,7	67,3	74,8	8,9
120,0	7,0	4,9	444,0	493,3	58,8

Tabela B.6. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Panfloc TE Hiperplus a pH_{in} = 9.

Coagulante: TE Hiperplus					
Mistura rápida	Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s	T _f = 10 min		T _{sat} = 10 min		R = 20%
G _{mr} = 370 rpm	G _f = 50 rpm		P = 400 kPa		V _a = 5cm/min
Dosagem, mg/L	pH in	pH coag	Turbidez (uT)	Turbidez corrigida (uT)	Turbidez remanescente (%)
40,0	9,0	8,2	2,5	2,7	0,3
80,0	9,0	8,0	91,4	101,6	12,1
120,0	9,0	7,6	16,3	18,1	2,2

ANEXO – C

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO COM COAGULANTE “NHEEL QUIMCA 1060” E CONSTRUÇÃO DO DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA OS VALORES REMANESCENTES DE DQO

Tabela C.1. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 25 mg/L.

Dosagem = 25 mg/L				Coagulante: Nheel 1060		
‘Mistura rápida		Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s G _{mr} = 370 rpm		T _f = 10 min G _f = 50 rpm		T _{sat} = 10 min P = 400 kPa	R = 20% V _a = 5 cm/min	
pH in	pH coag	Turb (uT)	Turb cor (uT)	Turb remanescente (%)	DQO cor (mg/L)	DQO removida (%)
5,9	5,6	1,0	1,1	0,2	208,4	85,3
6,6	6,4	0,9	1,0	0,2	222,9	84,3
7,1	6,6	1,6	1,7	0,3	264,8	81,4
7,9	7,1	1,8	2,0	0,3	230,7	83,8
8,5	7,2	3,9	4,3	0,7	332,9	76,6

Tabela C.2. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 45 mg/L.

Dosagem = 45 mg/L				Coagulante: Nheel 1060		
‘Mistura rápida		Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s G _{mr} = 370 rpm		T _f = 10 min G _f = 50 rpm		T _{sat} = 10 min P = 400 kPa	R = 20% V _a = 5 cm/min	
pH in	pH coag	Turb (uT)	Turb cor (uT)	Turb remanescente (%)	DQO cor (mg/L)	DQO removida (%)
5,8	5,2	5,6	6,2	1,0	225,5	84,1
6,6	6,2	4,0	4,4	0,7	184,9	87,0
7,1	6,5	3,9	4,3	0,7	246,4	82,6
7,9	6,7	7,3	8,2	1,3	215,0	84,9
8,5	7,0	6,3	7,0	1,1	304,1	78,6

Tabela C.3. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 65 mg/L.

Dosagem = 65 mg/L				Coagulante: Nheel 1060		
‘Mistura rápida		Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s G _{mr} = 370 rpm		T _f = 10 min G _f = 50 rpm		T _{sat} = 10 min P = 400 kPa	R = 20% V _a = 5 cm/min	
pH in	pH coag	Turb (uT)	Turb cor (uT)	Turb remanescente (%)	DQO cor (mg/L)	DQO removida (%)
6,1	5,4	7,4	8,2	1,3	187,5	86,8
6,7	6,1	2,7	3,0	0,5	175,7	87,6
7,1	6,2	0,8	0,9	0,1	173,1	87,8
8,2	6,6	1,2	1,4	0,2	196,7	86,2
8,7	7,1	4,8	5,3	0,8	288,4	79,7

Tabela C.4. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 85 mg/L.

Dosagem = 85 mg/L				Coagulante: Nheel 1060		
‘Mistura rápida		Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s G _{mr} = 370 rpm		T _f = 10 min G _f = 50 rpm		T _{sat} = 10 min P = 400 kPa	R = 20% V _a = 5 cm/min	
pH in	pH coag	Turb (uT)	Turb cor (uT)	Turb remanescente (%)	DQO cor (mg/L)	DQO removida (%)
6,7	5,8	3,9	4,3	0,7	191,4	86,5
7,1	6,0	5,4	6,0	1,0	190,1	86,6
7,7	6,3	8,2	9,2	1,5	195,3	86,2
8,5	6,4	1,9	2,1	0,3	272,6	80,8
9,2	7,1	1,1	1,2	0,2	184,9	87,0

Tabela C.5. Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e flotação para o coagulante Nheel Química 1060 com pH de coagulação e dosagem de 105 mg/L.

Dosagem = 105 mg/L				Coagulante: Nheel 1060		
‘Mistura rápida		Floculação		Flotação		
T _{mr} = 10 s G _{mr} = 370 rpm		T _f = 10 min G _f = 50 rpm		T _{sat} = 10 min P = 400 kPa	R = 20% V _a = 5 cm/min	
pH in	pH coag	Turb (uT)	Turb cor (uT)	Turb remanescente (%)	DQO cor (mg/L)	DQO removida (%)
6,7	5,5	6,9	7,6	1,2	163,9	88,5
7,1	5,9	1,6	1,8	0,3	178,3	87,4
8,5	6,0	1,7	1,9	0,3	292,3	79,4
7,7	6,2	2,0	2,2	0,3	174,4	87,7
9,6	7,0	3,8	4,2	0,7	192,7	86,4